

# MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN  
GESELLSCHAFT



Band 91  
Heft 2  
1999

ISSN - 0343-1071

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

**Unredigierte Mitgliederinformationsschrift**

**Beiträge in ausschließlich wissenschaftlicher Verantwortung der jeweiligen Autoren**

**MITTEILUNGEN**  
DER  
**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN**  
**GESELLSCHAFT**

---

**REFERATE**

**Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft**  
**„Nachhaltige Bodennutzung im 3. Jahrtausend“**  
**04. bis 12. September 1999 in Hannover**

---

**Band 91**

**Heft 2**

**1999**

## Ein Bewertungsschema der Bodenatmung unter Berücksichtigung des Grünlandes

von

\*K. Adam-Schumm, S. Fiedler & K. Stahr

### Einführung/Problemstellung

In Abhängigkeit von Nutzung und Klima weisen Böden unterschiedliche CO<sub>2</sub>-Effluxraten auf. Domnierender Einflußfaktor auf die Bodenatmung ist die Temperatur. Resultierend wurde ein Bewertungsschema für die Bodenatmung in Abhängigkeit von der aktuellen Tagesmitteltemperatur von Beyer (1990) für norddeutsche Böden unter Wald und Acker erarbeitet. Das Bewertungsschema beinhaltet keine Grünlandstandorte. Standortvergleiche mittels Bodenatmung aus terrestrischen Böden (Grünland) im württembergischen Allgäu konnten mit diesem Bewertungsschema nicht differenziert beurteilt werden.

### Objekte und Methode

Es liegen Untersuchungsergebnisse zur Bodenatmung (Grünland, Wald) von typischen Standorten des württembergischen Allgäus und des Kraichgaus vor (vgl. Tab. 1). Die Bodenatmung wurde an allen Standorten mit der modifizierten Lundegardh-Methode (KLEBER et al., 1994) bestimmt: Statische Kammern (mit Adsorptionsverfahren) wurden 7-tägig, vegetationsfrei mit 10 Wiederholungen installiert. Begleitend wurde Bodentemperatur und der gravimetrische Wassergehalt erfasst.

### Kurzcharakterisierung der Meßergebnisse

Der Variabilität zwischen den Wiederholungen am jeweiligen Standort liegt im Bereich 10-20% (Vc%). Die jährliche Variabilität der Bodenatmung kann bis zu 90% durch eine lineare Beziehung zur Temperatur erklärt werden. Alle Korrelationen sind abgesichert. Die CO<sub>2</sub>-Emissionen aus Böden in Abhängigkeit von der Nutzung sind bei Grünlandstandorten bis zu 2,5 fach höher als bei Waldstandorten. Dies basiert auf dem Anteil der Wurzelatmung. Es wird angenommen, daß der Anteil der Wurzelatmung an der Bodenatmung unter Wald 30% und unter Grünland bis zu 98 % (Autorenvergleich in KLEBER, 1997) beträgt.

Die Grünlandstandorte im Allgäu mit terrestrischer Bodenform weisen trotz unterschiedlicher Bodentypen und Düngeintensitäten im Meßjahr 1997 keine signifikanten Unterschiede auf. Wohingegen ein signifikanter Unterschied am Standort HFV zwischen den Meßjahren 1996 mit 1997 nachweisbar ist. Insgesamt unterlagen die vorgestellten Messungen im Allgäu für das Jahr 1997 bezogen auf langjährige Mittelwerte unterdurchschnittlichen Niederschlägen (800 statt 1200 mm a<sup>-1</sup>) und überdurchschnittlichen Temperaturen (7,6°C statt 6,5 °C). Die Messungen sind daher nicht repräsentativ. Der Altersbestand des Waldes (Fichte) wirkte sich hoch signifikant auf die Bodenatmung aus. Die Bodenatmung im 80-jährigen Bestand erzeugte während der Vegetationszeit kontinuierlich höhere Raten.

Es konnte durch Vergleichsmessungen zwischen Grünlandstandorten im Allgäu und im Kraichgau ein hoch signifikanter Unterschied nachgewiesen werden. Die Emissionen an Standorten im Allgäu (1,2 kg CO<sub>2</sub>-C m<sup>-2</sup>a<sup>-1</sup>) waren höher als im Kraichgau (0,8 kg CO<sub>2</sub>-C m<sup>-2</sup>a<sup>-1</sup>).

**Tabelle 1:** Übersicht der Standorte

Landschaft	Nutzung		Bodentyp	a	b	r <sup>2</sup>	Kurzbez.	Nr.	Meßzeitraum
Allgäu	Wald	Fichte, 40 Jahre	Niedermoor, drainiert	3,4	0,67	0,77	SSW	1	07/96-03/98
		Fichte, 80 Jahre	Braunerde	2,8	0,49	0,74	OWA	2	07/96-03/98
		Fichte, 30 Jahre	Braunerde	3,3	0,36	0,69	OWJ	3	07/96-03/98
	Grünland	intensiv	Braunerde	2,8	1,3	0,91	AGI	4	07/96-03/98
		intensiv	Gley-Kolluvisol	2,16	1,3	0,88	HFV	5	05/93-03/98
		extensiv (D=0)	Auengley	1,6	1,3	0,84	AGA	6	09/96-03/98
		intensiv	Braunerde-Hanggley	2,76	1,15	0,79	HMV	7*	05/93-05/96
		intensiv (D=0)	(Hang)Gley-Pseudogley	2,75	1,16	0,79	HMN	8*	05/93-05/96
		intensiv	Kolluvisol	3,81	1,12	0,81	KK	9*	05/93-05/96
		extensiv (D=0)	Naßgley	1,33	1,15	0,78	AGF	10	09/96-03/98
		extensiv (D=0)	Anmoorgley	-3,79	1,32	0,64	SR	11*	05/93-05/96
		intensiv	Niedermoor, drainiert	-1,45	1,13	0,79	WNI	12	06/96-03/98
		extensiv	Niedermoor, drainiert	-2,8	0,95	0,78	WNE	13	06/96-03/98
Kraichgau	Grünland	intensiv	Pararendzina	1,01	0,75	0,6	Jg	14**	04/96-10/97
		intensiv	Pararendzina	0,54	0,85	0,69	Mü	15**	04/96-10/97

Parameter für lineare Regressionen zwischen Bodenatmung (Y) und Bodentemperatur (x), Regressionskoeffizient (b) mit dem jeweiligen Bestimmtheitsmaß (r<sup>2</sup>); D=0 - keine Düngung, **Quelle:** \* Kleber, 1997, \*\*YILMAZ, 1998 Werte verrechnet nach GROGAN, 1998;

**Tabelle 2:** Regressionsberechnung gruppierter Einzelwerte

Bewertungsstufe	Standorte	Regressionskoeffizient	n	r <sup>2</sup>
(7) extrem hoch	4, 5, 6	1,31	180	0,88
(6) sehr hoch	7, 8, 9, 10, 12	1,15	300	0,80
(5) hoch	1, 2, 3, 13, 14, 15	0,69	399	0,68
(4) mittel*		0,37	55	0,66

\*(nach BEYER, 1990)

### Bewertung der Bodenatmung

Die Meßergebnisse wurden als Regressionsgeraden (vgl. Tab.1) Bodenatmung ( $\text{CO}_2 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) in Abhängigkeit von der Bodentemperatur im Bewertungsschema nach BEYER (1990) eingeordnet, wobei alle Beziehungen hochsignifikant sind. Es wurden 14 der 15 Standorte mit der höchsten Stufe des Schemas - sehr hoch (Stufe 6) bewertet (vgl. Abb. 1). Das Bewertungsschema basiert auf Wald- und Ackerstandorten (Anzahl 16) für typische Böden Norddeutschlands. Die vorgestellten Grünlandstandorte, welche einen höheren Anteil an Wurzelatmung bezogen auf die Gesamtatmung aufweisen können mit dem vorhandenen Bewertungsschlüssel nicht differenziert bewertet werden.

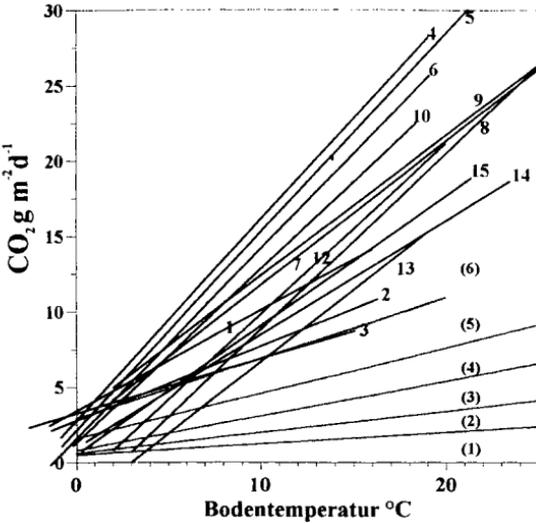


Abbildung 1:

Korrelationsgeraden zwischen Bodentemperatur ( $^{\circ}\text{C}$ ) und Bodenatmung ( $\text{CO}_2 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) (Geraden mit Zahl ohne Klammern: Standorte siehe Tab.1 und Bewertungsstufen nach BEYER, (1990)(Geraden zwischen Zahlen in Klammern)

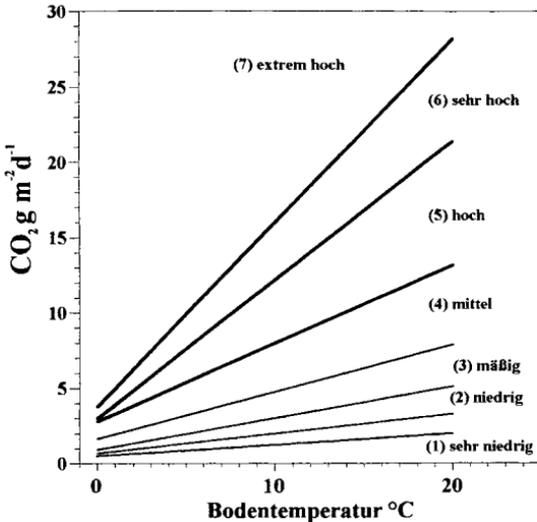


Abbildung 2:

Entwurf eines Bewertungsschemas für die Bodenatmung unter Berücksichtigung von Grünlandstandorten

Es erfolgte eine Weiterentwicklung des Bewertungsschlüssels (vgl. Abb.2) in Anlehnung an die Vorgehensweise nach BEYER (1990): Basierend auf den Regressionskoeffizienten (vgl. Tab. 1) wurden die Standorte gruppiert (vgl. Tab. 2), alle Einzelwerte einer Gruppe verrechnet und gemittelt. Die Bewertungstufen (1) sehr niedrig und (2) niedrig wurden zu (1) sehr niedrig zusammengefaßt, so daß sich die Bewertungsskala verschiebt (z.B. ehemals hoch wird zu mittel).

### Diskussion

Das weiterentwickelte Bewertungsschema ist ein Entwurf. Die Daten wurden mit variierenden Methoden der statischen Kammer (Adsorptionsverfahren) erhoben. Es wurden unterschiedliche Installationszeiten mit unterschiedlichem Temperaturbezug (Boden/Luft) verwendet.

Mit der Berücksichtigung von Grünlandstandorten ist die Skala der Beurteilung nach oben verschoben. Die Intensität der Stoffwechselfvorgänge an terrestrischen Grünlandstandorten ist für das Jahr 1997 als extrem hoch zu bewerten. Die Bruttoemissionen betragen  $\varnothing 1.8 \text{ kg CO}_2\text{-C m}^{-2}\text{a}^{-1}$  an diesen Standorten. Wird die Wurzelatmung mit anteilig 90% (Kleber, 1997) kalkuliert, so betragen die geschätzten  $\text{CO}_2$ -Nettoemissionen  $180\text{g CO}_2\text{-C m}^{-2}\text{a}^{-1}$ . Es wird angenommen, daß die sehr hohen Meßergebnisse für die temperierte Zone Maximalwerte darstellen. Dabei ist nicht auszuschließen, daß die 7-tägige Installation besonders an strahlungsintensiven Tagen (Kammereffekt) zu einer Überschätzung der tatsächlichen Emissionen führt. Die einzelnen Bewertungstufen müssen durch unabhängige Meßergebnisse validiert werden, so daß stärkere systematische Zusammenhänge basierend auf der Bewertung interpretiert werden können.

### Ausblick

Nach 75 Jahren Messung der Bodenatmung erscheint bei den aktuellen Fragestellungen nach Quellen- und Senkenfunktion der Böden im globalen Kohlenstoffkreislauf der methodische Ansatz der Bodenatmung („black-box“) nicht akkurat. Die Interpolation von Punktmessungen ( $\text{CO}_2$ -Nettoemissionen) in die Fläche, also auf die Skalenebene einer Landschaft oder Klimazone, erfordert eine höhere Datendichte an kontinuierlichen Messungen. Die Bodenatmung als ökologische Größe in Kombination mit anderen Verfahren (z.B. Prozeßstudien, Modellieren von Kohlenstoffhaushalt auf der Basis eines Jahrhunderts) erlaubt eine Annäherung an die Kohlenstoffumsatzprozesse bezogen auf eine Region.

Notwendigerweise muß die Bodenatmung einer Bewertung zugeführt werden. Ziel der Bewertung der Bodenatmung (als Kenngröße die Intensität des Stoffwechsels) in Abhängigkeit von Regionalklima und Nutzung ist es, typische funktionale Zusammenhänge aufzustellen. So besteht die Möglichkeit, aktuelle und zukünftige Veränderungen (in 20-100 Jahren) mit einer einfachen Methode zu registrieren. Grundvoraussetzung ist die standardisierte Anwendung der Methode.

Die Erstautorin wäre für weitere Information oder für Zusendung von unveröffentlichten Daten mit Temperaturangaben sehr dankbar.

### Literatur

- BEYER, L. (1990): Die Standortsbewertung der biologischen Aktivität von Böden über Ermittlung der Bodenatmung und der zellulolytischen Aktivität im Feld. Zt. Pflanzenernähr. Bodenk. 153: 261-269.
- GROGAN, P. (1998):  $\text{CO}_2$  FLUX MEASUREMENT USING SODA LIME: CORRECTION WATER FORMED DURING  $\text{CO}_2$  ADSORPTION. Ecology. 79(4):1467-1468.
- KLEBER, M., STAHR, K. & HENNING MÜLLER (1994): Der Einfluß der Expositionszeit auf die Höhe der Bodenatmung bei Anwendung der Lundegardhmethode. Zt. Pflanzenernähr. Bodenk. 157:441-445.
- KLEBER, M. (1997): Carbon exchange in humid grassland soils. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte. 41: 238 S.
- YILMAZ, G. (1998): Prognose und Regionalisierung des Stickstoffhaushaltes von Pararendzinen der Lößlandschaft des Kraichgaus. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte. 46: 179 S.

# Vergleichende Untersuchungen zur C-Aufnahme Kinetik von Mikroorganismen-Gesellschaften unter unterschiedlichen Bodenbedingungen

von

Anderson, T.-H.

## Einleitung

Aspekte der Stoffwechselsteuerung u. a. die Aufnahme von Kohlenstoffquellen oder die Entstehung von Stoffwechselprodukten durch Mikroorganismen sind traditionell unter Reinkulturbedingungen untersucht worden, wobei die Kinetik enzymkatalysierter Reaktionen genutzt wurde, um Organismenarten bezüglich ihrer physiologischen Eigenschaften zu analysieren und bestehende Unterschiede aufzudecken. Vereinfacht dargestellt ist der Ablauf einer enzymkinetischen Reaktion organismenspezifisch und von den geltenden Umweltbedingungen kontrolliert. Die Michaelis-Menten Kinetik (Michaelis und Menten, 1913) beschreibt die Abhängigkeit der Anfangsgeschwindigkeit  $V$  eines Substratverbrauches bzw. Entstehung eines Produktes von der Substratkonzentration  $S$ . Die Affinität eines Enzyms zum Substrat wird als Michaelis-Menten Konstante ( $K_m$ -Wert) bezeichnet. Es ist damit möglich Organismen vergleichend physiologisch zu werten. Dieser Ansatz hat in bodenbiologischen Untersuchungen bisher kaum Verbreitung gefunden (Anderson und Domsch, 1986, 1995; Anderson und Gray, 1990; Smith, 1992; Hinze, 1996; Panikov, 1996; Stenström et al., 1998).

Auch unter Bodenbedingungen muß angenommen werden, daß bei Organismen die C-Aufnahmegeschwindigkeit von der Affinität des(der) Enzyms(e) zum Substrat bestimmt wird. Durch veränderte Umweltbedingungen hervorgerufene qualitative Veränderungen in der Organismenstruktur einer mikrobiellen Biomasse können somit indirekt durch enzymkatalysierte Leistungsveränderungen erkannt werden. Im folgenden werden Arbeiten zur Glucose-C-Aufnahme von mikrobiellen Biomassen unter Anwendung der Michaelis-Menten-Kinetik vorgestellt.

## Material und Methoden

**Bodenentnahme:** Bei vergleichenden Bodenuntersuchungen ist zu beachten, daß Florenpopulationen einer Biomasse während eines Jahresganges Verschiebungen aufweisen. Für die hier vorgestellten Arbeiten wurden Bodenproben (10 cm Tiefe, Ah bzw. Ap Horizont) alle im zeitigen Frühjahr (März-April) entnommen und vor der Messung maximal für 8 Wochen bei 4° C gelagert. Die Proben wurden auf 2 mm gesiebt und auf ein gleiches Wasserpotential ( $\psi$ ) von ca. 340 kPa (gesiebter Boden) eingestellt.

**Michaelis-Menten-Ansatz:** Die Michaelis-Menten Kinetik (siehe Karlson, 1988) wird im folgenden auf die C-Aufnahmegeschwindigkeit einer gesamten Biomasse angewendet. Überlegungen hierzu und eine experimentelle Einführung kann in Anderson et al. (1995) nachgelesen werden. Die Bestimmung der Affinitätskonstanten ( $K_m$ ) für das Substrat Glucose und der maximalen Glucoseaufnah-

merate ( $V_{\max}$ ) wurden nach der Michaelis-Menten Gleichung

$$V = V_{\max} \frac{S}{K_m + S} \quad (\text{siehe u. a. Karlson, 1988})$$

durchgeführt, wobei  $S$  die vorgegebene Substratkonzentration,  $V$  die Anfangsgeschwindigkeit der enzymkatalysierten Reaktion und  $V_{\max}$  die maximale Anfangsgeschwindigkeit ist. Der maximale Verlust an Glucose pro Zeiteinheit ( $V_{\max}$ ) wurde auf die vorliegende Biomasse (gemessen nach SIR, Anderson and Domsch, 1978) bezogen. Damit wird die spezifische maximale Aufnahmerate für Glucose pro Biomasseeinheit und Zeit berechnet und erlaubt damit direkte Leistungsvergleiche zwischen unterschiedlichen Biomassen. Die eingesetzten Glucosekonzentrationen zur Findung von  $V_{\max}$  bewegten sich je nach Höhe der vorliegenden Biomasse zwischen 125 und 8000  $\mu\text{g}$  Glucose/g Boden. Die Bodeneinwaage betrug 50 g (TG). Da die Reaktionsgeschwindigkeit  $V$  mit der Zeit abnimmt (siehe Abb. 1) muß für jede eingesetzte Glucosekonzentration vor der Restglucose-Extraktion der optimale Zeitpunkt für die Extraktion bestimmt werden. Wie Abbildung 1 zeigt, muß  $V$  noch im linearen Bereich liegen (Reaktion 0. Ordnung), d.h. das Substrat ist noch im Überschuß vorhanden. Durch u. a. Zellwachstum kann es zu einer Substratlimitierung kommen, wobei die Voraussetzung für eine gleichmäßige Aufnahmerate 0. Ordnung nicht mehr gegeben ist. Es kommt dann zu einer Verlangsamung der Glucoseaufnahmerate (Reaktion 1. Ordnung). Frühere Arbeiten hierzu zeigten, daß innerhalb von 2-4 h die Restglucose extrahiert werden sollte (Anderson und Gray, 1990). Für die Restglucose-Extraktion werden 20 g (TG) Boden in 200 ml 0.1 M KCl gegeben und bei 4°C für 10 min. überkopf geschüttelt. Es folgt Vacuumfiltration (Glasfaserfilter No. 8) und messen der Restglucose nach Boehringer (1983) siehe ausführliche Beschreibung bei Anderson und Domsch (1986).

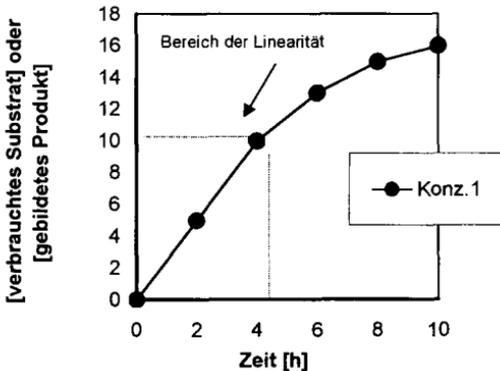


Abb. 1. Allgemeine Darstellung des Substratverbrauches gegenüber der Zeit bei einer enzymkatalysierten Reaktion. Bei ausreichender Konzentration verläuft die Abnahme des Substrates zunächst linear (Reaktion 0. Ordnung), siehe Pfeil.

## Ergebnisse

Eine Analyse von 18 Dauerversuchsböden, die sich bezüglich Bodenart, (%)  $C_{\text{org}}$  und (%) Tonanteil unterschieden, zeigte keine Beziehung zwischen der spezifischen Aufnahmerate  $V_{\max}$  für Glucose und diesen Bodenparametern (Anderson und Gray, 1990). Da sich die  $V_{\max}$ -Werte aber unterschieden, sie bewegten sich in einer Breite von 0.08-0.22  $\mu\text{g}$  C/ $\mu\text{g}$   $C_{\text{mic}}$ /h, mußten diese Schwankungen andere Ursachen haben. Eine Trennung der Böden in Dauer-Monokultur- bzw. Dauer-Rotationsböden ergab eine signifikant höhere  $C_{\text{gluc}}$ -Aufnahme und einen höheren  $K_m$ -Wert für Monokulturböden im Ver-

gleich zu Rotationsböden (Abb. 2). Dieses deutete an, daß es qualitative Unterschiede in den vorliegenden Biomassen zwischen Monokultur- bzw. Fruchtfolgeböden geben mußte (Anderson und Gray, 1990).

Vergleichende Untersuchungen zwischen sauren (pH 2.8-3.2) und neutralen (pH 6.0->7.0) Waldböden (Ah Horizont) zeigten ebenso signifikante Unterschiede bei  $V_{max}$  und  $K_m$ -Werten. Abbildung 3 demonstriert dies. Eine höhere C-Aufnahmegeschwindigkeit und ein höherer  $K_m$ -Wert in sauren Böden im Vergleich zu den neutralen deuten auch hier auf unterschiedliche Biomassestrukturen hin.

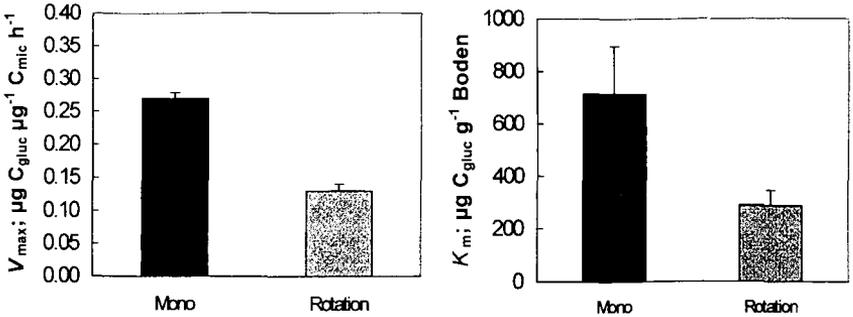


Abb. 2. Die maximale spezifische Aufnahmegeschwindigkeit  $V_{max}$  für Glucose und  $K_m$ -Werte von Dauer-Monokultur- bzw. Rotationsböden im Vergleich.

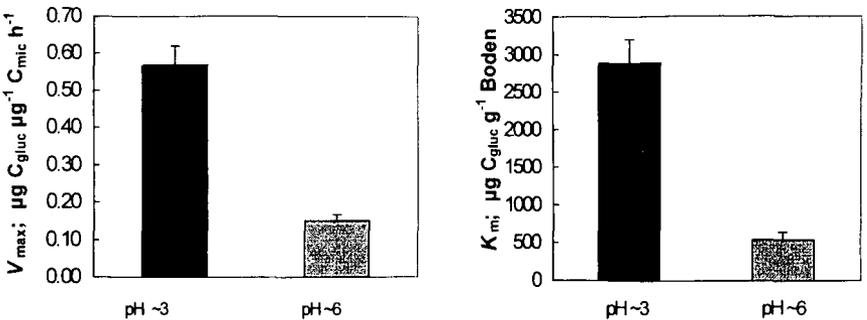


Abb. 3. Die maximale spezifische Aufnahmegeschwindigkeit  $V_{max}$  für Glucose und  $K_m$ -Werte von Waldböden (Buche, Ah-Horizont) im Vergleich.

### Schlußfolgerungen

$K_m$  und  $V_{max}$ -Werte können wertvolle Parameter sein, um Veränderungen auf der Mikroorganismenebene sichtbar zu machen. Die sich unterscheidenden physiologischen Eigenschaften zur C-Aufnahmekinetik von Biomassen aus Monokulturen vs. Rotationsböden oder von Biomassen aus sauren vs. neutralen Waldböden deuten auf Unterschiede im Verhältnis von  $r$ - zu  $K$ -Strategen innerhalb der Gesamtbiomasse hin. Monokulturböden und saure Böden haben demnach einen höheren Anteil an  $r$ -Strategen. Organismen dieser Kategorie haben im Vergleich immer eine niedrigere Affinität (hoher  $K_m$ -Wert) zum Substrat dafür aber eine hohe Aufnahmerate pro Zeiteinheit (Pianka, 1970; Andrews and Harris, 1986). Die Michaelis-Menten Kinetik wird hier als Hilfsmittel auf Bodenzustände adaptiert.

tiert, um Enzym-Substrat-kinetische Beziehungen zu beschreiben. Es ist allerdings eher unwahrscheinlich, daß unter Bodenbedingungen nur ein Enzym für die Substrataufnahme von Mischpopulationen verantwortlich ist. Wright und Hobbie (1965), die die MM-Kinetik als erste an Mischpopulationen im aquatischen Milieu anwendeten, beschreiben eine enzymbedingte Substrataufnahme im unteren Konzentrationsbereich. Bei hohen Konzentrationen wurde eine lineare Kinetik sichtbar, die eher auf passive Diffusion des Substrates schließen läßt. Diese Ergebnisse decken sich mit unseren Beobachtungen an Waldböden (Abb. 4).

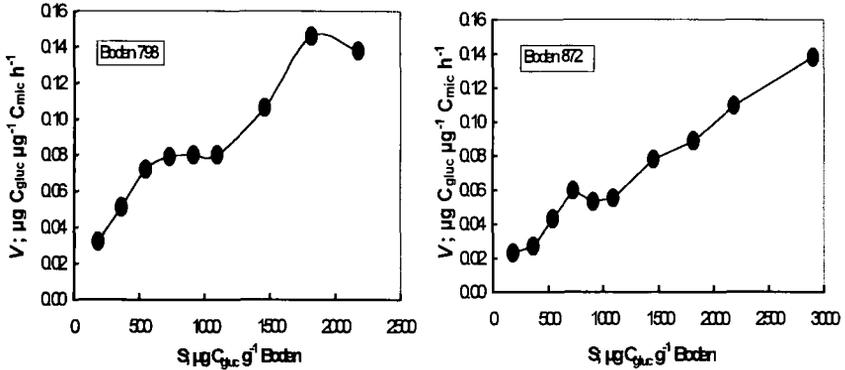


Abb. 4. Die Aufnahmegeschwindigkeit  $V$  gezeigt an zwei Waldböden. Es scheinen zwei Aufnahmekinetiken vorzuliegen (siehe Wright und Hobbie, 1965).

*Danksagung* Herrn Kurt Steffens und Frau Karin Stulle ist für die umfangreichen Labormessungen zu danken. Der-Dank gilt auch der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) und dem BMFT, Forschungszentrum für Waldökosysteme, Göttingen für die finanzielle Unterstützung.

#### Literatur

- Anderson, J.P.E. and Domsch, K.H. (1978) A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10, 215-221.
- Anderson, T.-H. and Domsch, K.H. (1986) Carbon assimilation and microbial activity in soil. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 149, 457-468.
- Anderson, T.-H. and Gray, T.R.G. (1990) Soil microbial carbon characteristics in relation to soil management. *FEMS Microbiology Ecology* 74, 11-20.
- Anderson, T.-H. and Domsch, K.H. (1995) Effects of soil structure on microbial biomass. In: *Soil Structure ist development and Function* (eds. Hartge, K.H. and Stewart, B.A.). *Advances in Soil Science*, p. 325-349. CRC Press Inc., Boca Raton, Florida
- Anderson, T.-H., Insam, H. and Martens, R. (1995) Charakterisierung der mikrobiellen Biomasse. In: *Methoden zur quantitativen Bestimmung und Charakterisierung der mikrobiellen Biomasse des Bodens* (ed. Martens, R.). *Landbauersforschung Völknerode Sonderheft* 160., 45-56.
- Andrews, J.H. and Harris, F. (1986)  $r$ - and  $K$ -selection and microbial ecology. *Adv. Microb. Ecol.* 9, 99-147.
- Boehringer Mannheim (1983) *Methoden der enzymatischen Lebensmittelanalytik*.
- Hintze, T. (1995) Die Phosphatasen des Bodens und ihre Beeinflussung durch Zink und Kupfer. Ein enzymkinetischer Ansatz. Shaker Verlag GmbH, Aachen.
- Karlson, P. (1988) *Biochemie*. Thieme Verlag Stuttgart.
- Michaelis, L. and Menten, M.L. (1913) Die Kinetik der Invertinwirkung. *Biochemische Zeitschrift* 49, 333-369.
- Panikov, N.S. and Sizova, M.V. (1996) A kinetic method for estimating the biomass of microbial functional groups in soil. *J. Microbiol. Methods* 24, 219-230.
- Pianka, E.R. (1970) On  $r$ - and  $K$ -selection. *Am.Nat.* 104, 592-597.
- Smith, S.K. (1992) A substrate-induced growth-response method for estimating the biomass of microbial functional groups in soil and aquatic systems. *FEMS Microbiology Ecology* 101, 197-206.
- Stenström, J., Stenberg, B. and Johansson, M. (1998) Kinetics of Substrate-induced respiration (SIR): Theory. *Ambio* 27, 35-39.
- Wright, R.T. and Hobbie, J.E. (1965) The uptake of organic solutes in lake water. *Limnology and Oceanography* 10, 22-28.

**Zur Anwendung gängiger bodenmikrobiologischer  
Verfahren bei der bodenökologischen Bewertung  
hochgradig rohölverschmutzter Böden in der Russischen  
Tundra am Arktischen Wendekreis**

**Lothar Beyer<sup>1,2</sup>, Wiebke Huyke<sup>1</sup>, Stephan Hüttmann<sup>1</sup>, Inna Archegova<sup>3</sup> &  
Tatiana V. Titarenko<sup>4</sup>**

Die Region Usinsk nahe des „Arctic Circle“ in der Komi Republik besitzt die größten Erdölvorkommen in Russland dieses des Urals. Marode Pipelinesysteme und veraltete Förderungsverfahren während der Sowjetzeit haben ein unglaubliches Maß an Rohölverschmutzung verursacht: bis zu 30% Öl im Boden sowie Ölseen auf der Bodenoberfläche. Diese Altlasten auf dem Fördergebiet der KomiArcticOil, eines kanadisch-russischen Verbandes, sollen beseitigt, saniert und die Flächen rekultiviert werden. Als Erfolgskontrolle dieser Arbeiten sollen Parameter eingesetzt werden, die die Bodenqualität beschreiben. In einer ersten Testphase sollte überprüft werden, ob sich die gängigen Enzymtests und die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse mittels SIR und CFE eignen, um etwas zum mikrobiologischen Zustand dieser Böden zu sagen.

**Methodik:** Böden: US Soil Taxonomy (1998) & KA4 (Horizonte). Trockensubstanz: gravimetrisch. Rohöl: DIN 38409 („H18“: Extraktion mit 1,1,2-Trichlortrifluorethan, Erfassung: IR-Messung). Gesamtkohlenstoff (C): trockene Veraschung, Rohöl-Kohlenstoff (C<sub>roil</sub>): Rohöl x 0.86 [(CH<sub>2</sub>)<sub>n</sub>], biogener organischer Kohlenstoff (C<sub>bioorg</sub>): C<sub>i</sub> - C<sub>roil</sub>, alle C-Fractionen in mg g<sup>-1</sup> Boden-TS. N<sub>i</sub>: Kjeldahl & FIA-Messung. Enzymtest und Biomassebestimmungen nach Alef (1991): Argininammonifikation (ARG) in µg NH<sub>4</sub>-N g<sup>-1</sup>, Dehydrogenaseaktivität (DHA) in µg TPF g<sup>-1</sup>, β-Glucosidase (β-GL) in µg Saligenin g<sup>-1</sup>, Arylsulfatase (ARYL) in µg Glucose g<sup>-1</sup> Boden-TS, Biomasse-C (C<sub>mic</sub>): SIR im Sapromaten, CFE (nach Vance et al., 1987) in µg C g<sup>-1</sup> Boden-TS, Basalatmung (R<sub>mic</sub>) in µg CO<sub>2</sub>-C g<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> g<sup>-1</sup> Boden-TS, C<sub>mic</sub>/C<sub>bioorg</sub>: C<sub>mic</sub> in % von C<sub>bioorg</sub>, qCO<sub>2</sub>: metabolischer Quotient (qCO<sub>2</sub>): R<sub>mic</sub>/SIR-C<sub>mic</sub> x 10<sup>3</sup>

Es wurden typische Böden der Landschaft untersucht, die sich optisch durch den Grad der Ölverschmutzung unterschieden. Einige Daten sind in der Tabelle 1 zusammengefaßt. Verglichen mit dem Sanierungsziel in Deutschland von 0.5 mg g<sup>-1</sup> oder 500 mg kg<sup>-1</sup> Boden waren allerdings selbst die „schwach“ beeinflussten Böden noch deutlich kontaminiert (Tab. 1: C<sub>roil</sub>). Überraschend für uns war, daß auch bei nicht sicht- und riechbarer Verunreinigung noch beträchtliche Ölmengen in den Böden nachgewiesen wurden. In einigen Horizonten war C<sub>roil</sub> höher als der bodenbürtige organische Kohlenstoff (C<sub>bioorg</sub>), d.h. der Quotient zwischen beiden war <1. In den Mineralböden war dieser Quotient bei höherer Ölkontamination geringer (Tab.1). Das galt nicht für die Moorböden. Die z.T. sehr weiten C<sub>bioorg</sub>/N<sub>i</sub>-Verhältnisse in den Streu- (L/O) und Moorhorizonten lassen vermuten, daß hier die H18-Methode zur quantitativen Extraktion der Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) weniger geeignet erscheint, was auch immer wieder grundsätzlich diskutiert wird (s. dazu Hüttmann, 1999). Für die hier zu untersuchende Fragestellung dürfte das aber von untergeordneter Bedeutung sein, da die nicht extrahierbaren MKW stärker an der Bodematrix gebunden sein dürften und damit auch weniger bioverfügbar wären.

<sup>1</sup> Fa. Groth & Co, Feldmannstraße 1, D-25524 Itzehoe, Germany, <sup>2</sup> Institut für Polarökologie, Universität Kiel, Wischhofstraße 1-3, Gebäude 12, D- 24148 Kiel, <sup>3</sup> Institute of Biology, Komi Scientific Center, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, 167610 Russia, Komi Republic, Syktyvkar, Kommunisticheskaya St. 28, <sup>4</sup> KomiArcticOil JSC, Vozeyskaya St. 21-A, Usinsk, 169706, Komi Republic, Russia

**Tabelle 1.** Ausgewählte Eigenschaften von Böden im Ölfördergebiet der KomiArcticOil (Usinsk) in der Russischen Tundra

no.	Hor. (KA4)	Tiefe cm	TS	C <sub>croil</sub> mg g <sup>-1</sup>	C <sub>i</sub> TS	C <sub>bioorg</sub>	$\frac{C_{bioorg}}{C_{MKW}}$	N <sub>i</sub> mg g <sup>-1</sup>	$\frac{C_{bioorg}}{N_i}$	pH <sup>A</sup>
<b>„Histic Cryaquept“ unter ruderaler Grasvegetation mit Ölkontamination</b>										
1.0	Öl-Y	0-2	946	92.5	150.7	58.2	0.63	NB	NB	NB
1.1	Y	-15	687	46.5	76.9	30.4	0.65	1.32	23.0	7.26
1.2	L/O	-30	255	33.5	363.8	330.5	9.87	5.83	56.7	5.79
1.3	Go	-55	872	0.4	3.3	2.9	7.25	0.26	11.2	5.86
<b>... ohne wahrnehmbare Ölkontamination</b>										
2.1	Y	0-10	616	0.9	48.3	47.4	52.7	1.98	23.9	7.06
2.2	L/O	-30	107	1.8	393.8	392.0	217	6.03	65.3	5.83
2.3	AGo	-42	818	0.03	10.5	10.5	350	0.59	17.8	4.59
<b>„Sphagnic Cryofibrst“ ohne wahrnehmbare Ölkontamination</b>										
3.1	H1	0-30	215	2.8	499.5	496.7	177	4.69	105.8	3.73
3.2	H2	-60	136	4.3	493.4	489.1	113	20.57	23.8	4.06
<b>„Hydric Cryofibrst“ mit Ölkontamination</b>										
4.1	H1	0-17	261	1.3	361.5	360.2	359	11.19	32.1	3.78
4.2	H2	>17 <sup>B</sup>	126	3.1	439.7	436.6	141	15.16	28.8	3.55
<b>„Histic Cryaquept“ unter offenem Kiefern/Birkenwald mit Ölkontamination</b>										
5.0	Öl	0-5	134	3.8	349.3	345.5	90.9	9.53	35.1	5.47
5.1	L/O	-18	118	1.8	481.7	479.9	266	4.01	119.7	5.55
5.2	Ah	-38	574	0.1	96.7	96.6	966	4.93	19.6	5.68
5.3	Go	-50	856	0.03	15.0	15.0	500	0.98	15.3	5.81
<b>... ohne wahrnehmbare Ölkontamination</b>										
6.1	L/O	0-15	177	2.9	389.0	386.1	133	8.32	46.4	4.42
6.2	A(h)	-24	827	0.1	3.9	3.8	38.0	0.34	11.2	5.76
6.3	Go	-47	856	0.02	2.9	2.9	145	0.34	8.5	5.96

Hor.: Horizonte, <sup>A</sup> in 0.02 N CaCl<sub>2</sub>, <sup>B</sup> ab ca. 10 cm stand ölhaltiges Wasser

Der CFE-Biomasse-C (CFE-C<sub>mic</sub>) lag im Bereich bekannter Größenordnungen, wie der Vergleich mit den lokalen Daten aus Schleswig-Holstein zeigt (Tab.2). Die Reaktion auf Öl war nicht eindeutig, da gleichzeitig (unter Ausschluß der Moorböden) der Einfluß des C<sub>bioorg</sub> sich bemerkbar machte. Das CFE-C<sub>mic</sub>/C<sub>bioorg</sub>-Verhältnis und C<sub>croil</sub> zeigten deutliche Zusammenhänge. Eine genaue Korrelationsstatistik wird z. Zt. erstellt (Huyke, 1999). Leichtere Verschmutzungen scheinen folglich positiv auf den CFE-C<sub>mic</sub> einzuwirken, was auch der Vergleich der Moorhorizonte untereinander zeigt. Dieses wurde bereits von Jörgensen et al. (1995) für Treibstofföle dokumentiert. Andererseits ist es nicht auszuschließen, daß bei der Extraktion des CFE-C<sub>mic</sub> auch Ölanteile gelöst werden, so daß folglich (I) eine Scheinkorrelation zwischen CFE-C<sub>mic</sub> und C<sub>croil</sub> entsteht und (II) höhere Biomassewerte als die realen errechnet würden. Der SIR-C<sub>mic</sub> war im Vergleich zum CFE-C<sub>mic</sub> und der SIR-Werte heimischer Böden extrem niedrig (Tab.2), was bei den teilweise hohen C<sub>bioorg</sub> verwunderlich ist. Ein enger Zusammenhang zum C<sub>bioorg</sub> konnte trotzdem nachgewiesen werden ( $r = 0.85$ ). Für die kalten, subarktischen Böden sind die Mikroorganismen offensichtlich nicht in der Lage die applizierte Glukose innerhalb der 6 Stunden als Substrat zu nutzen, da diese nicht an die hohen Temperaturen adaptiert sind. In einem solchen Fall wäre die SIR in der üblicherweise verwendeten Form sicherlich ungeeignet. Es sei denn, man dächte über ein anderes Substrat nach, wie dies z. B. Hüttmann (1999) für dieselverunreinigte Böden vorgeschlagen hat. Im Vergleich zur CFE muß allerdings die bereits erwähnte, mögliche Überbewertung durch

Extraktionsfehler berücksichtigt werden. Quantitative Ergebnisse können folglich zum gegenwärtigen Zeitpunkt von keiner der beiden Methoden erwartet werden. Gleiche Maxima und Minima belegen aber eine ähnliche Indikatorrendenz beider Methoden, wie z. B. das nicht eindeutige Verhalten gegenüber Rohöl im Boden. Der metabolische Quotient ( $qCO_2$ ) errechnet aus Basalatmung ( $R_{mic}$ ) und SIR- $C_{mic}$  war fast immer geringer bei weniger starker Ölverschmutzung, was seinen Charakter als Streßfaktor rechtfertigen würde. Andererseits lassen die CFE-Ergebnisse die Frage aufkommen, ob eine Ölkontamination immer eine Streßsituation für die Mikroorganismen ist. Besonders deutlich war die Indikation durch den  $qCO_2$  bei den Grünlandböden zu beobachten (Tab.2: Boden 1 und 2) Eine weitreichende Interpretation der  $qCO_2$ -Werte sollte aber vermieden werden, da aufgrund der sehr geringen Meßwerte von  $R_{mic}$  und SIR- $C_{mic}$  schon geringe, nicht vermeidbare Meßschwankungen zu immensen Kalkulationsfehlern führen können.

**Table 2.** Mikrobieller Biomasse-Kohlenstoff, Basalatmung und ökophysiologische Parameter der untersuchten Böden (*Legende & Einheiten s. Methodik*)

	$C_{bioorg}$	$C_{croil}$	CFE- $C_{mic}$	$C_{mic}$	$C_{mic}$	SIR- $C_{mic}$	$C_{mic}$	$R_{mic}$	$qCO_2$
				$C_{bioorg}$	$C_{croil}$		$C_{bioorg}$		
1.1	30.4	46.5	1424	4.68	3.06	14.1	0.046	0.15	10.6
1.2	330.5	33.5	480	0.15	1.43	47.0	0.014	0.46	9.8
1.3	2.9	0.4	2	0.07	0.50	2.0	0.068	0.01	5.2
2.1	47.4	0.9	327	0.69	36.3	13.1	0.027	0.06	4.6
2.2	392	1.8	1462	0.37	81.2	207.0	0.053	0.61	2.9
2.3	10.5	0.03	27	0.26	90.0	0.7	0.006	0.004	5.7
3.1	496.7	2.8	231	0.05	8.25	7.8	0.002	0.11	14.1
3.2	489.1	4.3	340	0.07	7.91	10.7	0.002	0.16	14.9
4.1	360.2	1.3	NN	NA	NA	19.7	0.005	0.17	8.6
4.2	436.6	3.1	1933	0.44	62.4	56.0	0.013	0.33	5.9
5.0	345.5	3.8	2704	0.78	71.2	NB	NB	NB	NB
5.1	479.9	1.8	1536	0.32	85.3	103.8	0.022	0.40	3.9
5.2	96.6	0.1	182	0.19	182	6.9	0.007	0.08	11.6
5.3	15.0	0.03	33	0.22	110	0.8	0.005	0.03	3.8
6.1	386.1	2.9	1587	0.41	54.7	103.2	0.027	0.53	5.1
6.2	3.9	0.1	11	0.28	11.0	0.5	0.013	0.003	5.6
6.3	2.9	0.02	7	0.24	35.0	0.3	0.010	0.002	6.1
G <sup>A</sup>	70.6	NB	1402	1.99	NA	NB	NB	NB	NB
A <sup>A</sup>	16.6	NB	168	1.14	NA	311	1.97	0.42	1.45
W <sup>A</sup>	177.0	NB	942	0.60	NA	NB	NB	NB	NB

<sup>A</sup> G: Grünland, A: Acker, W: Wald oder Forst, unveröffentlichte Daten von Oberböden der Dauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein, NB: nicht bestimmt, NN: nicht nachweisbar, NA: nicht meßbar/nicht verfügbar

Für die Enzyme fanden wir ein ähnlich enttäuschendes Ergebnis wie für die Biomassen. Wie bekannt sind die Dehydrogenase- (DHA) und Arylsulfataseaktivität (ARYL) für Moorböden aufgrund der Eigenfärbung der Lösung unbrauchbar. Dies konnten Kolk & Hüttl (1996) auch für braunkohlehaltige Abraumstandorte nachweisen. Dieser Effekt wird aber offensichtlich nicht vom Rohöl selber verursacht. Die DHA reagierte eher positiv auf Öl, wie z.B. der Vergleich der Proben 5.1 und 6.1 zeigt: bei geringerem  $C_{bioorg}$  und höherem  $C_{croil}$  war die DHA deutlich höher, ähnliches zeigte der Vergleich der Proben 1.2 mit 2.2. Erst bei sehr hohem  $C_{croil}$  zeigten sich negative Auswirkungen (1.1/2.1). Bei Ausklammerung der Moorböden zeigten  $\beta$ -

Glucosidaseaktivität ( $\beta$ -GL) und Argininammonifikation (ARG) deutliche Beziehungen zum  $C_{\text{bioorg}}$ , nicht aber zum  $C_{\text{croil}}$ . Für die  $\beta$ -GL konnte nach Bezug auf mg  $C_{\text{bioorg}}$  ( $\beta$ -GL/  $C_{\text{bioorg}}$ ) eine schwach negative Beziehung ( $r = -0.53$ ) zum  $C_{\text{croil}}$  ermittelt werden. Darüber hinaus war in den Moorböden die  $\beta$ -GL am höchsten bei geringstem  $C_{\text{bioorg}}$  und gleichzeitig geringstem  $C_{\text{croil}}$ . Für die ARG galt beides nicht. Mangels genügend Datenmaterials (das Probenmaterial reichte nicht) sind Aussagen zur ARYL nur sehr begrenzt möglich. Offensichtlich schien diese aber ähnlich positiv auf geringere Ölmengen zu reagieren wie die DHA und es kam erst bei stärkerer Verunreinigung zu einer Beeinträchtigung.

**Tabelle 3.** Ausgewählte Enzymaktivitäten der untersuchten Böden  
(Legende & Einheiten s. Methodik & Tabelle 2)

	$C_{\text{bioorg}}$	$C_{\text{croil}}$	DHA	$\beta$ -GL	ARG	ARYL
1.1	30.4	46.5	313	4	1.1	7
1.2	330.5	33.5	412	18	2.6	NB
1.3	2.9	0.4	7	1	NN	5
2.1	47.4	0.9	431	19	11.7	39
2.2	392	1.8	131	82	39.4	7
2.3	10.5	0.03	2	2	1.4	NN
3.1	496.7	2.8	NA	14	11.0	2
3.2	489.1	4.3	NA	20	11.7	NA
4.1	360.2	1.3	NA	49	11.6	NA
4.2	436.6	3.1	NA	17	9.5	NA
5.0	345.5	3.8	522	96	63.2	226
5.1	479.9	1.8	195	50	40.8	7
5.2	96.6	0.1	132	18	1.8	35
5.3	15.0	0.03	6	3	3.1	3
6.1	386.1	2.9	277	118	18	NB
6.2	3.9	0.1	51	2	0.9	4
6.3	2.9	0.02	<1	<1	3.4	3
Grünland <sup>A</sup>	70.6	NB	197	127	6.6	NB
Acker <sup>A</sup>	16.6	NB	72	68	4.7	455
Wald/Forst <sup>A</sup>	177.0	NB	6	138	8.9	NB

**Fazit:** Der  $C_{\text{org}}$ -bereinigte CFE-Biomasse-C ( $C_{\text{mic}}/C_{\text{org}}$ ), die Dehydrogenaseaktivität sowie die Arylsulfatase reagierten positiv auf Rohöl im Boden bis zu Werten, die weit oberhalb des deutschen Sanierungszieles liegen. Erst bei extrem hohen Ölgehalte zeigten sich negative Auswirkungen zeigten deutliche Zusammenhänge. Sie sind folglich als Indikatoren für eine Bodenschädigung durch Öl ungeeignet. Der metabolische Quotient ( $q\text{CO}_2$ ) errechnet aus Basalatmung ( $R_{\text{mic}}$ ) und SIR- $C_{\text{mic}}$  war dagegen ein Indikator für hohe Ölgehalte. Auch die  $C_{\text{org}}$ -bereinigte  $\beta$ -Glucosidaseaktivität ( $\beta$ -GL/  $C_{\text{org}}$ ) reagierte negativ auf hohe Ölgehalte. Beide Biomassmethoden (SIR, CFE) könnten bei der Anwendung in rohölhaltiger Böden noch methodische Probleme in sich bergen. Die Aussagefähigkeit der Ergebnisse hängt dabei stark vom Bodenmaterial (mineralisch oder organisch), vom Grad der Verschmutzung, vom Alter der Ölprodukte und von der Methode selber ab. Hohe Werte können auch bei hohen Mineralölkontaminationen auftreten, so daß die Aktivitätsparameter alleine wenig Aussagen ermöglichen.

**Hinweis:** Die Literaturquellen und weitere Informationen sind vom Erstautor oder über F & E-Abteilung der Fa. Groth & Co (Dr. S. Hüttmann) zu beziehen.

# Freisetzung und Eigenschaften gelöster organischer Substanz (DOM) in Abhängigkeit von mikrobieller Aktivität und Temperatur

Andrea Bredow<sup>\*</sup> und Bernd Marschner<sup>#</sup>

## Einleitung

Die gelöste organische Substanz (DOM) spielt bei vielen Bodenprozessen eine wichtige Rolle. Hierzu zählen die Podsolierung sowie die Solubilisierung oder Komplexierung von Schadstoffen mit Konsequenzen für deren Verlagerung, Bioverfügbarkeit und Toxizität. Weiterhin stellt bodenbürtige DOM als Substrat für heterotrophe Mikroorganismen im Sicker- und Grundwasser einen Steuerungsfaktor für Redox-Prozesse dar. Wenig untersucht sind bisher die biologischen und physikalischen Prozesse, die zur Freisetzung von DOM im Boden führen und deren Zusammensetzung beeinflussen.

Allgemein wird davon ausgegangen, daß es mit verstärkter mikrobieller Aktivität zu einer verstärkten Freisetzung von biologisch umgesetzter DOM in Form von Stoffwechsel- und Abbauprodukten kommt. Ziel der vorliegenden Untersuchungen war es daher, durch Variation physikochemischer Randbedingungen (Temperatur) Einflußfaktoren einzuzugrenzen, die die Freisetzung und bestimmte ökologische Eigenschaften der DOM in Böden steuern. Zwischen abiotischen oder biotischen Prozessen kann durch parallele Untersuchungen an sterilen und unsterilen Proben unterschieden werden. Eine wiederbeimpfte Variante dient zur Abschätzung der Artefakte, die durch die Sterilisation entstehen.

## Material und Methoden

Für die Versuche wurde der Ap-Horizont eines lehmigen Auengleyes, Ls4, pH 7,21; 6,4 % C<sub>org</sub>; 0 % C<sub>carb</sub> und 227 mmol<sub>c</sub>/kg KAK<sub>pot</sub> aus dem Oderbruch verwendet.

Die lufttrockene und gesiebte (< 2 mm) Bodenprobe wurde zur Vorinkubation auf 60 % der WHK<sub>max</sub> eingestellt und 24 h bei 5° C gelagert. Die Stechzylinder wurden mit 80,0 g dieses vorbefeuchteten Bodens befüllt. Die Stechzylinder der Behandlungsvarianten steril und wiederbeimpft wurden einer  $\gamma$ -Bestrahlung (30 kGy mit <sup>60</sup>Co) unterworfen. Die Behandlungsvariante "wiederbeimpft" wird nach der  $\gamma$ -Bestrahlung mit 10 % unbestrahltem Bodenmaterial vermischt. Anschließend wurden die Proben aller Behandlungsvarianten bei 5°, 20° oder 35° C für 12 Tage inkubiert. Dabei wurde die CO<sub>2</sub>-Freisetzung der nicht sterilen Proben kontinuierlich erfaßt (Respirocond-Anlage, Fa. Nordgren).

Nach Abschluß der Inkubation wurde das DOM aus den Proben mittels einer Perkolationsanlage mit 1 mM CaCl<sub>2</sub>-Lösung extrahiert. Die Beregnungsintensität lag bei 25 mm/h und das Volumen bei 202 ml. Die Perkolate wurden mit einer Saugspannung von 60 hPa gewonnen, und anschließend über Celluloseacetatfilter (0,45  $\mu$ m) filtriert. In den Lösungen wurden neben pH, Leitfähigkeit, Anionen, spektralem Absorptionskoeffizienten (bei  $\lambda$ = 280 nm) und DOC-Konzentration, auch die DOM-Molekülgrößenverteilung (mittels Ultrafiltration) und das Cu-Komplexierungsvermögen (modifizierte Methode nach Zsolnay, 1998) analysiert.

Die mikrobiologische Abbaubarkeit der DOM in diesen Perkolaten wurde mit Zusatz von Nährsalz (N- und P-Zusatz) und einem Inokulum nach 5 d bei Dunkelheit und 20° C durch Differenzbildung

<sup>\*</sup>Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie und Biologie, FG Bodenkunde, Salzufer 11-12, 10587 Berlin

<sup>#</sup>Ruhr-Universität Bochum, Geographisches Institut, Abt. Bodenkunde/Bodenökologie, Universitätsstraße 150, 44801 Bochum

der DOC-Konzentration am 0. und 5.Tag bestimmt. Als Kontrolle für den Abbau diente eine 15 mg C/L Glukose-Lösung.

### Ergebnisse und Diskussion

Bei den unsterilen Proben ist eine deutliche Aktivitätssteigerung mit zunehmender Temperatur zu beobachten (Tab. 1). Eine Temperaturerhöhung um 10° C ( $Q_{10}$ ) bewirkt eine 1,6 fache Steigerung der CO<sub>2</sub>-Freisetzung. Die nach der Inkubation durch Extraktion gewonnenen Perkolate zeigen mit steigender Temperatur eine Abnahme der DOM-Ausbeute. Der Verbrauch an DOM überwiegt somit die Freisetzung.

Tab. 1: Veratmetes C während der Inkubation und DOC-Ausbeuten der Perkolatation

	Unsteril			
	Sofort	5° C	20° C	35° C
DOC [mg/100g TG]	30,91	21,28	7,02	3,36
C-veratmet [mg/100g TG]		13,40	27,45	51,70
Wiederbeimpft				
DOC [mg/100g TG]	-	32,30	18,62	11,12
C-veratmet [mg/100g TG]	-	12,16	33,93	64,84
Steril				
DOC [mg/100g TG]	46,53	46,59	35,84	27,33

In wiederbeimpften Variante konnte gezeigt werden, daß Artefakte durch die  $\gamma$ -Bestrahlung nicht zu befürchten sind, da es zu einer Angleichung der DOM-Qualität, insbesondere der Molekülgrößenverteilung an die unsterilen Varianten kam. Auch in der sterilen Variante ist eine Abnahme zu erkennen (Abb. 1), die jedoch abiotischer Natur sein muß. Denkbar sind hierbei Immobilisierungs- und Mineralisierungsprozesse.

Anhand der Molekülgrößenverteilung zeigt sich, daß in der unsterilen Variante mit steigender Temperatur die mittleren Molekülgrößen (1-10 kD) besonders reduziert werden (Abb. 1). Ein bevorzugter Abbau der niedermolekularen Fraktion (<1 kD) findet nicht statt. Bei der sterilen Variante

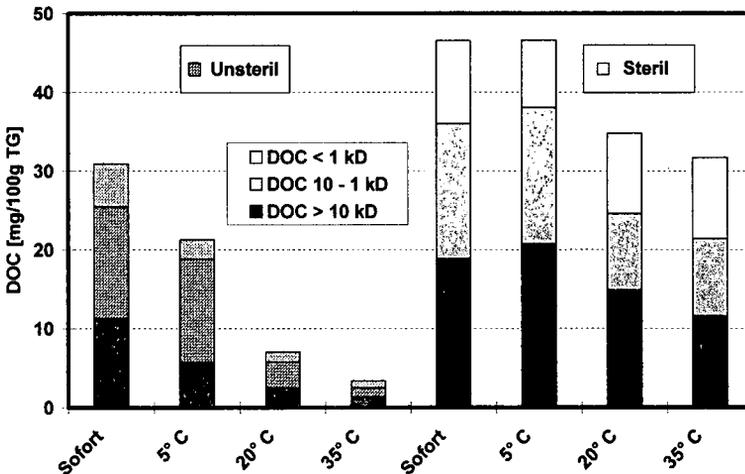


Abb. 1: DOM-Quantität und Molekülgrößenverteilung in den Perkolaten der bei unterschiedlichen Temperaturen inkubierten Bodenproben

lassen sich keine eindeutigen prozentualen Zu- bzw. Abnahmen von bestimmten Molekülgrößenfraktionen feststellen.

Die unsterilen Varianten verfügen über eine hohe spezifische UV-Absorption ( $SAK_{280}/DOC$ ), die auf überarbeitetes biotisches bzw. pedogenes DOM (Chin et al. 1994) hindeutet (Tab. 2). Bei den Nitrat-Werten kommt es bei den unsterilen Varianten zu einem Anstieg bis 20° C, bei 35° C jedoch zu einem steilen Abfall, der der Denitrifikation zuzuschreiben ist. Die Abnahme der Nitrat-Gehalte in den sterilen Proben ist dagegen nicht erklärbar.

Tab. 2: Spezifische UV-Absorption und Nitratkonzentrationen

	Inkubations- temperatur	Unsteril		Steril	
		Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung
<b>SAK<sub>280</sub> /DOC</b> [L*m <sup>-1</sup> *mg <sup>-1</sup> ]	Sofort	2,13	0,02	1,53	0,04
	5° C	2,18	0,04	1,22	0,02
	20° C	2,58	0,03	0,98	0,07
	35° C	3,39	0,02	1,07	0,15
<b>NO<sub>3</sub></b> [mg*100g TG <sup>-1</sup> ]	Sofort	19,14	0,04	24,78	0,12
	5° C	26,36	0,07	16,01	0,09
	20° C	28,23	0,02	20,70	0,02
	35° C	7,89	0,04	12,37	0,09

Beim Cu-Komplexierungsvermögen zeigt sich, daß innerhalb der Temperaturvarianten die 20° C Variante der unsterilen Probe den höchsten Wert erreicht (Abb. 2). Der Wert für 35° C ist hingegen kleiner, jedoch noch größer als der für 5° C. In den sterilen Proben ist dagegen kein Einfluß der Temperatur erkennbar. Die Zunahme des Cu-Komplexierungsvermögens in den unsterilen Proben deutet darauf hin, daß dies auf mikrobielle Abbauprodukte oder Metabolite zurückgeht.

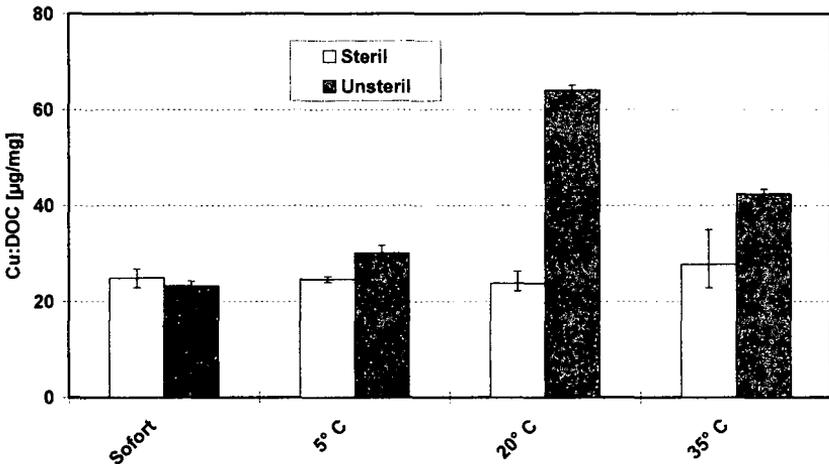


Abb. 2: Cu-Komplexierungsvermögen der Perkolaten der Bodenproben bei unterschiedlichen Inkubationstemperaturen

Bei der mikrobiellen Abbaubarkeit der DOM-Lösungen, werden die unsterilen Lösung besser

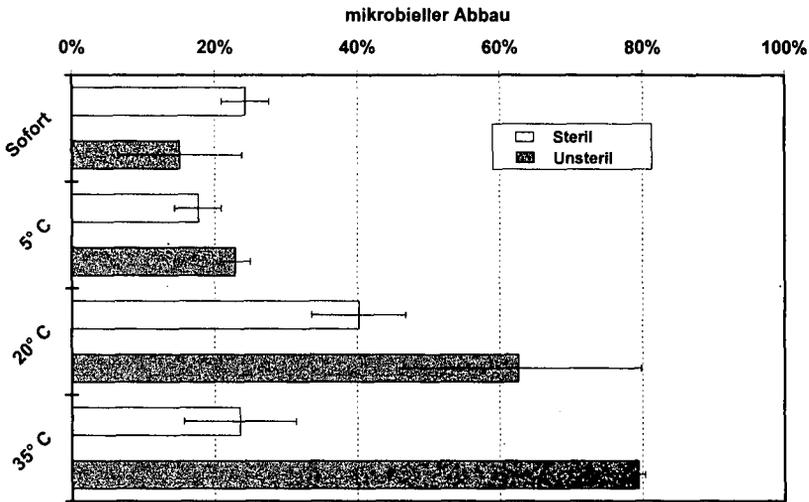


Abb. 3: Mikrobieller Abbau von DOM aus den Inkubationsversuchen

abgebaut (Abb. 3). Mit steigender Temperatur werden also leicht verwertbare Stoffwechselprodukte oder abgestorbene Biomasse freigesetzt, die aber aus bisher unerklärlichen Gründen trotz hoher Mineralisierungsaktivität (Tab. 1) nicht im Boden abgebaut werden.

### Fazit

- Die DOM-Freisetzung nimmt nicht mit steigender Temperatur zu (Widerspruch zu Gödde et al. 1993), sondern die ursprünglich vorhandene DOM wird infolge erhöhter mikrobieller Aktivität abgebaut. Insbesondere findet eine verstärkte Verminderung in den mittleren Molekülgrößen (1-10 kD) statt.
- Die Abnahme der DOM-Freisetzung aus dem Boden beruht nicht nur auf biotischen, sondern auch auf abiotischen Prozessen. Dies konnte durch die sterile Variante gezeigt werden.
- Die mikrobielle Aktivität nimmt Einfluß auf die Qualität der freigesetzten oder verbliebenen gelösten organischen Verbindungen. Es kommt zu einer Anreicherung UV-absorbierender und Cu-komplexierender Substanzen bei gleichzeitig erhöhter Abbaubarkeit. Letzteres könnte auf eine Freisetzung biogener organischer Säuren hindeuten.

### Danksagung

Die Autoren danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft, die die vorliegenden Untersuchungen im Rahmen der Sonderschwerpunktprogrammes „Geochemische Prozesse mit Langzeitfolgen im anthropogen beeinflussten Sickerwasser und Grundwasser“ finanziert hat.

### Literatur

CHIN, Y.; AIKEN, G.; O'LOUGHLIN, E. (1994): Molecular weight, polydispersity, and spectroscopic properties of aquatic humic substances. *Environ. Sci. Technol.* 28, 1853-1858.

ZSOLNAY, A. (1997): The Development of Tests to Quantify the Potential Ecological Relevance of the Water Soluble Humus. In: „The Role of Humic Substances in the Ecosystems and in Environmental Protection„, J. Drozd; S. S. Gonet; J. Weber (Eds.), 1997 IHSS-Polish Society of Humic Substances, Wroclaw, Poland

GÖDDE, M.; DAVID, M.B.; VANCE, G.F. (1993): Einfluß von Temperatur und Durchfeuchtungsintervallen auf die C-Freisetzung aus der organischen Auflage nordamerikanischer Waldböden. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 72, 527-530.

## **Aktivität und Biomasse der Mikroorganismen in Böden von ökologisch und konventionell bewirtschafteten Ackerflächen Nicaraguas**

Xiomara Castillo<sup>1)</sup> und Rainer Georg Jörgensen<sup>2)</sup>

### **Problemstellung**

Auch in Nicaragua konzentrierte sich die landwirtschaftliche Forschung zu Fragen der Bodenfruchtbarkeit auf das Ertragsteigerungspotential durch Fruchtfolge-, Pflanzenschutz- und mineralische Düngungsmaßnahmen. Die zunehmenden Kosten für Mineraldünger und Pflanzenschutz, Divisivenknappheit und die immer noch überwiegend kleinbäuerlichen Strukturen der Landwirtschaft in vielen tropischen und subtropischen Ländern haben auch hier das Interesse an ökologischer Landwirtschaft steigen lassen. Da bei einer ökologischen Wirtschaftsweise die Pflanzen durch biologische Umsetzungen von organischem Material ernährt werden müssen, sind bodenbiologische Kenntnisse besonders wichtig. Diese fehlen aber in tropischen und subtropischen Ländern fast vollständig. Vor diesem Hintergrund haben wir in Nicaragua repräsentative Standorte ausgewählt, die ökologisch oder konventionell bewirtschaftet werden, um folgende Fragen zu beantworten:

- Wie beeinflusst die Bewirtschaftungsweise die Speicherung von Nährstoffen in Böden?
- Welche Wirkung hat die Bewirtschaftungsweise auf mikrobielle Biomasse- und Aktivitätsindizes?
- In welchem Verhältnis stehen die Einflüsse von Bewirtschaftungsweise und Bodenart?
- Welche Wechselwirkungen gibt es zwischen chemischen und mikrobiologischen Bodeneigenschaften?

### **Material und Methoden**

Für diese Untersuchung wurden 25 Ackerflächen der beiden wichtigsten landwirtschaftlichen Bezirke Nicaraguas, Chinandega und León, herangezogen. Die Böden dieser Bezirke sind vulkanischen Ursprungs und werden nach der FAO-Klassifikation als vitric Andosols, pellic Vertisols und vertic Cambisols bezeichnet. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 27 °C. Der mittlere Jahresniederschlag streut zwischen 1500 und 2200 mm. Die Niederschlagsverteilung ist durch ausgeprägt feuchte und trockene Perioden von jeweils 6 Monaten gekennzeichnet (tropisches Savannenklima). Die trockene Periode (Sommer) erstreckt sich von November bis April. Das konventionelle Anbausystem ist durch den Einsatz von Landmaschinen, tiefwender Bodenbearbeitung und chemischen Pflanzenschutzmitteln gekennzeichnet, die ökologische Bewirtschaftung dagegen durch flache Bodenbearbeitung, den Gebrauch von organischen Düngemitteln und den Verzicht auf Pestizide.

---

<sup>1)</sup> Institut für Bodenwissenschaft, Von-Siebold-Str. 4, 37075 Göttingen; <sup>2)</sup> Fachgebiet Bodenbiologie, Universität Gesamthochschule Kassel, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen.

In den Monaten Februar und März 1998 wurde an jedem der ausgewählten Standorte jeweils eine Mischprobe von 4 Teilflächen in drei unterschiedlichen Tiefen (0-10, 10-20 und 20-30 cm) entnommen. An diesen Bodenproben wurden als biologische Indizes Biomasse-C ( $C_{mik}$ ) und -P ( $P_{mik}$ ) mit der CFE-Methode (JÖRGENSEN, 1995), der  $CO_2$ -Produktion (MEYER et al., 1996) sowie Ergosterol (DJAJAKIRANA et al., 1996) bestimmt. Die KAK sowie Gehalte an  $C_{org}$  und  $N_t$  erfolgte mit Standardmethoden (JÖRGENSEN, 1995), die von  $P_t$  nach  $HF/HNO_3$ -Aufschluss (MEYER et al., 1996).

### Ergebnisse und Diskussion

Die pH-Werte ( $CaCl_2$ ) der Böden streuten um 5,7. Das durchschnittliche C/N-Verhältnis der Böden lag bei 12 und das C/P-Verhältnis streute zwischen 19 und 28 ebenfalls in einem engen Bereich. Das mittlere  $P_{ex}/P_t$ -Verhältnis lag 2%. Weder der pH-Wert, noch die genannten Quotienten wurden von der Bewirtschaftungsweise oder der Bodenart signifikant beeinflusst.

**Tabelle 1:** Bodeneigenschaften klassiert nach Bewirtschaftungsweise und Bodenart

	KAK ( $\mu mol_c g^{-1}$ )	$C_{org}$	$N_t$ ( $t ha^{-1}$ )	$P_t$	$P_{ex}^*$ ( $kg ha^{-1}$ )
<i>System</i>					
Konventionell (n = 15 x 4)	280	63	5	4	58
Ökologisch (n = 10 x 4)	230	55	5	2	39
<i>Bodenart</i>					
IS (n = 10 x 4)	220	55	5	4	58
sL (n = 11 x 4)	<b>270</b>	61	5	2	44
tL (n = 4 x 4)	<b>320</b>	69	6	3	51

\*  $PO_4$ -P extrahiert mit 0,5 M  $NaHCO_3$ ; fett = signifikant größer

Die Bewirtschaftungsweise hatte keinen Einfluss auf die N-Speicherung der Böden. Die KAK sowie die Mengen an  $C_{org}$  und  $P_{ex}$  waren bei konventioneller Bewirtschaftung etwas erhöht, die Menge an  $P_t$  war sogar signifikant größer (Tabelle 1). Im Gegensatz zu  $C_{org}$ -Menge waren die in mikrobieller Biomasse gespeicherten C-Vorräte bei ökologischer Bewirtschaftung deutlich größer ( $P < 0,05$ ) (Tabelle 2). Dieses gilt mit Ausnahme von  $P_{mik}$  auch für die anderen mikrobiellen Indizes wie Ergosterol ( $P < 0,01$ ) und die respiratorische Aktivität ( $P < 0,01$ ) (Tabelle 2). Das Ergosterol/ $C_{mik}$ -Verhältnis und der metabolische Quotient werden durch die Bewirtschaftungsweise nicht beeinflusst (Tabelle 3), d.h., es kommt zu keinen drastischen Veränderungen der Populationsstruktur. Der  $(C/P)_{mik}$ -Quotient war bei konventioneller Bewirtschaftung deutlich niedriger. Hier zeigt sich wie bei den Mengen an  $P_t$ ,  $P_{ex}$  und  $P_{mik}$  der Einfluss der mineralischen P-Düngung, die hier die P-Verfügbarkeit deutlich erhöht. Umgekehrt ist die C-Verfügbarkeit in der ökologischen Wirtschaftsweise durch die Zufuhr organischer Düngemittel wesentlich größer, was sich nicht nur in den mikrobiellen Indizes  $C_{mik}$ , Ergosterol und Respiration zeigt, sondern auch in einem signifikant größeren  $C_{mik}/C_{org}$ -Quotienten. Dieser ist nach ANDERSON und DOMSCH (1986) ein gutes Maß für die C-Verfügbarkeit in Böden.

**Tabelle 2:** Mengen an mikrobieller Biomasse und mittlere Respirationsrate

	C <sub>mik</sub> *	P <sub>mik</sub> **	Ergosterol***	CO <sub>2</sub> -C
		(kg ha <sup>-1</sup> )		(µg g <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )
<i>System</i>				
Konventionell (n = 15 x 4)	343	15	1,0	7,4
Ökologisch (n = 10 x 4)	<b>500</b>	10	<b>1,5</b>	<b>11,1</b>
<i>Bodenart</i>				
IS (n = 10 x 4)	247	11	1,0	7,3
sL (n = 11 x 4)	<b>509</b>	13	<b>1,5</b>	10,4
tL (n = 4 x 4)	<b>519</b>	15	1,1	8,6

\* Biomasse-C extrahiert mit 0,01 M CaCl<sub>2</sub>; \*\* Biomasse-P extrahiert mit 0,5 M NaHCO<sub>3</sub>;

\*\*\* Ergosterol extrahiert mit Ethanol (96%); fett = signifikant größer.

**Tabelle 3:** Spezifische Quotienten der mikrobiellen Indizes

	(C/P) <sub>mik</sub>	Ergosterol/C <sub>mik</sub>	C <sub>mik</sub> /C <sub>org</sub>	qCO <sub>2</sub>
		(%)	(%)	(mg CO <sub>2</sub> d <sup>-1</sup> g <sup>-1</sup> C <sub>mik</sub> )
<i>System</i>				
Konventionell (n = 15 x 4)	35	0,3	0,6	94
Ökologisch (n = 10 x 4)	<b>60</b>	0,3	<b>1,0</b>	97
<i>Bodenart</i>				
IS (n = 10 x 4)	47	<b>0,4</b>	0,5	<b>119</b>
sL (n = 11 x 4)	59	0,3	<b>0,9</b>	84
tL (n = 4 x 4)	43	0,2	<b>0,8</b>	67

fett = signifikant größer.

Der Einfluß der Bodenart ist auf die mikrobiologischen Indizes größer als auf die chemischen Bodeneigenschaften. Eine Ausnahme stellt die KAK dar, die in Sandböden signifikant niedriger ist als in den Lehm Böden ( $P < 0,05$ ), die mittlere C<sub>org</sub>-Menge ist ebenfalls niedriger, aber die von Pt und Pex sind sogar größer (Tabelle 1). Die mikrobiellen Biomasse- und Aktivitätsindizes sind dagegen in den Sandböden alle deutlich niedriger als in den Lehm Böden (Tabelle 2). Auch die C-Verfügbarkeit (C<sub>mik</sub>/C<sub>org</sub>-Quotient) ist in Sandböden schlechter ( $P < 0,05$ ), der Pilzanteil (Ergosterol/C<sub>mik</sub>) sowie der metabolische Quotient qCO<sub>2</sub>, d.h. das Verhältnis von Energie- zum Baustoffwechsel, sind dagegen größer ( $P < 0,05$ ). In Sandböden sind also die Lebensbedingungen für Mikroorganismen deutlich schlechter als in Lehm Böden. Im Verhältnis zu mitteleuropäischen Böden sind die der C<sub>mik</sub>/C<sub>org</sub>-Quotienten sehr niedrig (ANDERSON & DOMSCH, 1989; JÖRGENSEN, 1995), was ein Hinweis auf die feste Bindung der organischen Substanz an die Mineralbodenmatrix ist, die durch eine hohe Anionenaustauschkapazität gekennzeichnet ist. Ebenfalls fast um die Hälfte niedriger als in mitteleuropäischen Ackerböden ist der mittlere Ergosterol/C<sub>mik</sub>-Quotient der Böden in Nicaragua. Dieses ist ein Hinweis, dass die pilzliche Biomasse in diesen Böden eine geringere Rolle spielt als die bakterielle.

Unbekannt ist, ob dieses ein saisonaler Effekt der Trockenzeit ist, in der die Proben genommen wurden.

**Tabelle 4:** Korrelationsmatrix zwischen mikrobiellen Indizes und chemischen Eigenschaften (log-transformierte Daten; n = 300)

	C <sub>mik</sub>	P <sub>mik</sub>	Ergosterol	CO <sub>2</sub> -C	C <sub>org</sub>	N <sub>t</sub>	P <sub>ex</sub>	KAK
P <sub>mik</sub>	<b>0,52</b>							
Ergosterol	<b>0,67</b>	0,49						
CO <sub>2</sub> -C	<b>0,69</b>	0,39	<b>0,71</b>					
C <sub>org</sub>	0,39	<b>0,56</b>	0,38	0,29				
N <sub>t</sub>	0,41	<b>0,55</b>	0,41	0,33	<b>0,97</b>			
P <sub>ex</sub>	0,20	0,46	0,38	0,21	0,38	0,39		
KAK	0,40	0,48	0,23	0,18	<b>0,80</b>	<b>0,79</b>	0,33	
pH-CaCl <sub>2</sub>	0,25	0,14	0,12	0,08	0,14	0,06	0,02	0,19

r < 0,12 sind nicht signifikant (P < 0,5), fett = r > 0,5.

Die Interkorrelationen der mikrobiellen Indizes C<sub>mik</sub>, Ergosterol und Respiration waren deutlich größer als die Beziehungen zu den chemischen Bodeneigenschaften (C<sub>org</sub>, N<sub>t</sub>, KAK) (Tabelle 4). P<sub>mik</sub> wird dagegen sehr deutlich von diesen Bodeneigenschaften beeinflusst. Nach der Korrelation von C<sub>org</sub> und N<sub>t</sub> waren die Korrelationen dieser beiden Humusindizes zur KAK am engsten. Das weist auf die Bedeutung der organischen Substanz für die KAK und damit für die Nährstoffspeicherung der Böden in Nicaragua hin.

### Literatur

- ANDERSON, T.-H., DOMSCH, K.H., 1986. Carbon link between microbial biomass and soil organic matter. In Proceedings of the Fourth International Symposium on Microbial Ecology (F. MEGUSAR & M. GANTAR, Eds.), pp. 467-471. Slovene Society for Microbiology, Ljubljana.
- ANDERSON, T.-H., DOMSCH, K.H., 1989. Ratios of microbial biomass carbon to total organic C in arable soils. Soil Biology & Biochemistry 21, 471-479.
- DJAJAKIRANA, G., JOERGENSEN, R.G., MEYER, B., 1996. Ergosterol and microbial biomass relationships in soil. Biology & Fertility of Soils 22, 299-304.
- JOERGENSEN, R.G., 1995. Die quantitative Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Böden mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode. Göttinger Bodenkundliche Berichte 104, 1-229.
- MEYER, K., JOERGENSEN, R.G., MEYER, B., 1996. The effects of reduced tillage on microbial biomass C and P in sandy loess soils. Applied Soil Ecology 5, 71-79.

## Langfristige Auswirkungen einer Kalkungsmaßnahme auf die N-Mineralisierung in der Humusauflage eines Kiefernforstes

Dohlen, M.; Marschner, B.

### Einleitung

Die seit Beginn der 80er Jahre in Europa beobachteten „neuartigen Waldschäden“ führten auf Grundlage der Bodenversauerungshypothese von ULRICH et al. (1979) dazu, daß Kalkungen als Sanierungsmaßnahme in Waldökosystemen an Bedeutung gewonnen haben. Vor dem Hintergrund dieser Waldschadensproblematik werden die Wälder seit Mitte der 80er Jahre großflächig gekalkt (MARSCHNER, 1995). Mit den positiven Effekten einer pH-Wert-Erhöhung sind jedoch gleichzeitig negative Begleiterscheinungen verbunden. Hierzu zählen u. a., daß nach Aufhebung der „pH-Wert-Limitierung“ und Anregung der mikrobiellen Aktivität, die Nährstofffreisetzung aus Mineralisierungsprozessen stimuliert wird, wodurch es zu einer erhöhten Freisetzung der im Humus gespeicherten Stickstoffvorräte kommen kann. Damit ist oft eine N-Verlagerung – vorwiegend in Form von Nitrat oder DON – verbunden, wenn das Aufnahme- oder das Retentionsvermögen des Systems überschritten wird. Als weitere Auswirkungen sind die Veränderungen der Quantität und der Qualität der organischen Substanz zu nennen. Viele der durch Kalkungsmaßnahmen hervorgerufenen Prozesse werden aber nur als kurzfristige Erscheinungen angesehen. Insgesamt stellt die Kalkung einen massiven Eingriff in die Stabilität eines Waldökosystems dar.

Im Rahmen des Berliner Monitoringprogramms Naturhaushalt (früher BallWÖS) werden seit 1986 die Auswirkungen einer Kompensationskalkung in einem Kiefernforst beobachtet. Während zu den kurzfristigen Auswirkungen erhöhte Nitratausträge zählten (MARSCHNER, 1990), sollten in der vorliegenden Arbeit die langfristigen Folgen dieser Maßnahme auf die N-Mineralisierung und auf die C- und N-Vorräte in der Humusauflage charakterisiert werden (DOHLEN, 1999).

### Material

Untersuchungsstandort:  
Bodentyp:

*Pinus sylvestris*-Forst im Berliner Grunewald  
schwach podsolierte Braunerde („Rostbraunerde“) aus  
wechselzeitlichen Schmelzwassersanden mit einem  
rohhumusartigen Moder als Humusauflage  
6,1 t ha<sup>-1</sup> dolomitischer Kalk mit einem Kreidekalkanteil  
als pelletiertem Material und 145 kg K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup>

Kalkung (1986):

## Methoden

Laborbrutversuch nach ZÖTTL (1958):

Jeweils zehn Einzelproben wurden aus der Humusauf-  
lage (ohne L-Lage) einer gekalkten Fläche und einer  
benachbarten Kontrollfläche entnommen, gesiebt  
( $\leq 8$  mm), auf 60 % der  $WHK_{max}$  eingestellt und über  
einen Zeitraum von 40 Tagen bei 14 °C im Dunkeln in-  
kubiert. Die Proben wurden mit 0,01 M  $CaCl_2$ -Lösung  
extrahiert, um anschließend  $NO_3$ -N (ionenchromato-  
graphisch) und  $NH_4$ -N (photometrisch) zu bestimmen.

Tab. 1: *Bodenkennwerte der Humusaufgaben der Kontroll- und der Kalkfläche (n = 10)*

Fläche		pH-Wert ( $CaCl_2$ )	Aschegehalt (%)	C/N	$C_{org}$ -Vorrat ( $kg\ ha^{-1}$ )	$N_T$ -Vorrat ( $kg\ ha^{-1}$ )
Kontrolle	Mittelwert	3,2	66,4	23,7	20928	882
	Standardabweichung	-	14,4	2,0	9825	411
Kalkung	Mittelwert	5,4**	74,5 <sup>n.s.</sup>	21,1**	11500***	540***
	Standardabweichung	-	14,5	1,4	3199	131

Signifikanz des p-levels (T-Test): <sup>n.s.</sup>  $\geq 0,05$ , \*\*  $\leq 0,01$ , \*\*\*  $\leq 0,001$

## Ergebnisse

Zu den langfristigen Folgen der Kalkung zählen die signifikant erhöhten pH-Werte und die Verengung des C/N-Verhältnisses (Tab. 1). Des weiteren bewirkte diese Maßnahme – zwölf Jahre nach der Applikation –  $C_T$ - und  $N_T$ -Verluste von bis zu 45 % gegenüber der unbehandelten Auflage.

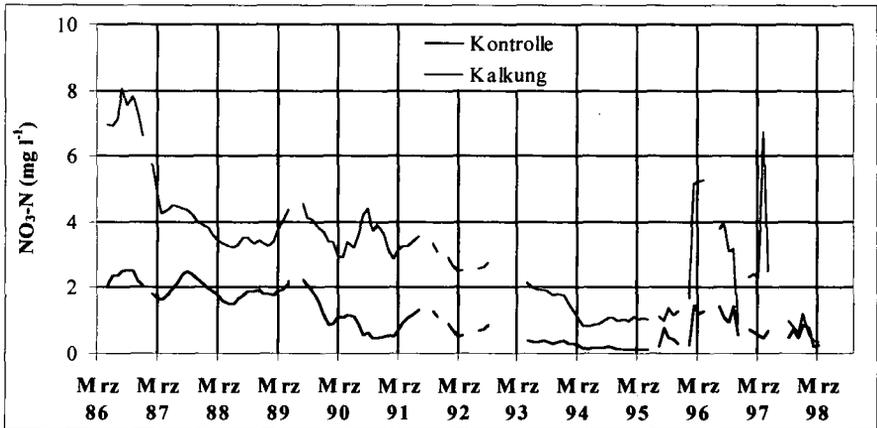
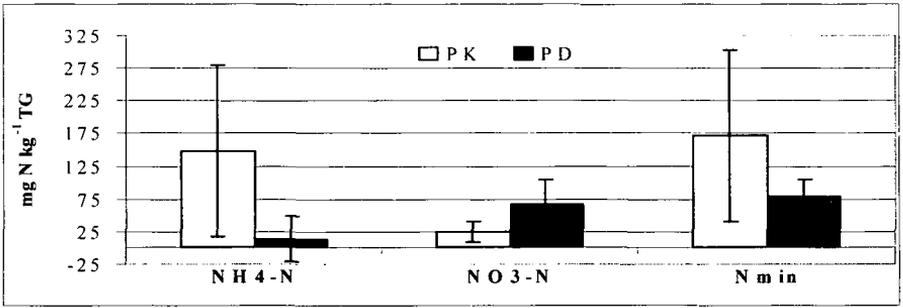


Abb. 1: *Verlauf der Nitratkonzentration im Sickerwasser in 200 cm Tiefe aus der Kontroll- und der Kalkfläche von Juni 1986 bis April 1998. Die fehlenden Angaben in der Zeitreihe sind auf fehlende Bodenwasser-mengen zurückzuführen.*

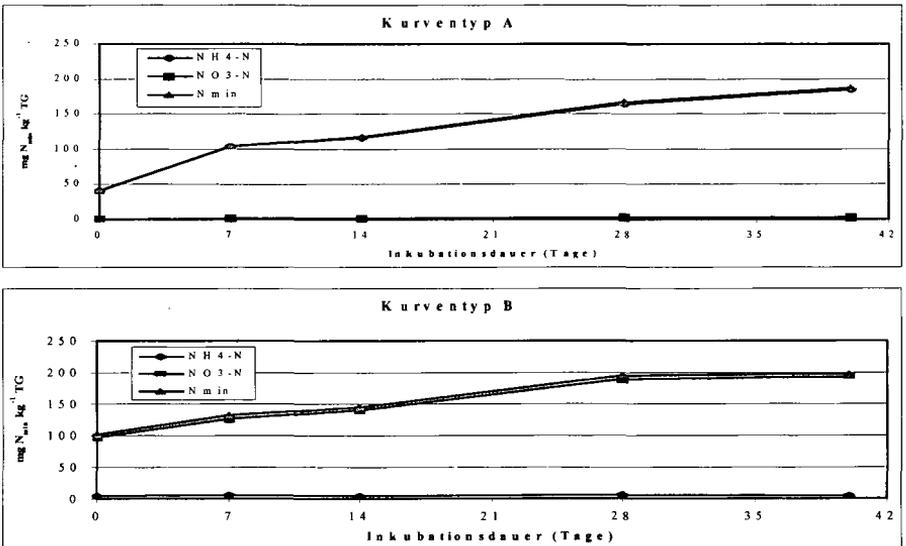
Die Nitratausträge mit dem Sickerwasser waren nach der Kalkung kurzfristig erhöht, nahmen aber rasch wieder ab und werden nur noch durch saisonale Peaks, wie z. B. Anfang 1997, unterbrochen (Abb. 1). Seit Ende 1997 zeichnet sich eine Angleichung zwischen den beiden Flächen ab.



**Abb. 2:** Netto-N-Mineralisierung in der Humusauflage der Kontroll- (PK) und der Kalkfläche (PD) nach 40 Tagen Inkubation. Dargestellt sind die Mittelwerte von jeweils zehn Einzelproben und die Standardabweichung.

Die Ergebnisse des Brutversuches zeigten, daß nach 40 Tagen Inkubation in der Referenzfläche mit 172,6 mg N kg<sup>-1</sup> deutlich mehr Mineralstickstoff extrahiert wurde als in der gekalkten Fläche mit 79,4 mg N kg<sup>-1</sup> (Abb. 2). Gleichzeitig war die Mineralisierungsrate, bezogen auf den Gesamtstickstoffgehalt der Proben, mit 1,6 % in der Kalkfläche gegenüber 2,8 % in der Kontrolle herabgesetzt. Hochsignifikant waren die Unterschiede zwischen den Flächen hinsichtlich der Nitratfreisetzung. Der Nitrifikationsgrad betrug in der gekalkten Fläche 75,5 % und war damit deutlich höher als in der Referenzfläche mit 23,5 %.

Daß in den beiden Flächen verschiedene Mineralisierungsprozesse abliefen, wird deutlich, wenn man sich die Mineralisierungsdynamik während der Inkubation und die freigesetzten N<sub>min</sub>-Formen ansieht (Abb. 3 und 4). In der Kontrollfläche dominierte der Kurventyp A, für den eine vorwiegende Ammoniumanhäufung kennzeichnend war, während in der Kalkfläche die Nitratfreisetzung überwog (Kurventyp B).



**Abb. 3-4:** Zeitlicher Verlauf der N<sub>min</sub>-Anreicherung (Kurventyp A und B) in der Humusauflage während der 40-tägigen Inkubation

## Diskussion

Die Aufhebung der „pH-Wert-Limitierung“ und die Anregung der mikrobiellen Aktivität nach der Kalkung sowie eine verstärkte vertikale Verlagerung von organischer Substanz hatte  $C_r$ - und  $N_r$ -Verluste gegenüber der unbehandelten Auflage zur Folge, die zusammen mit einer möglichen residualen Anhäufung schwer mineralisierbarer Verbindungen zu einer herabgesetzten  $N_{min}$ -Freisetzung und einer Verringerung der absoluten Mineralisierungsrate in der Kalkfläche geführt haben. Diese Annahme wird durch die signifikante Verengung des C/N-Verhältnisses unterstützt. Auf Grundlage der Mineralisierungsverläufe wurde gezeigt, daß die Proben aus der Kontrolle vorwiegend Ammonium- und nur geringe Nitratmengen freisetzen. In der Kalkfläche überwog hingegen die Nitratanhäufung. Die Ammoniumgehalte blieben während der gesamten Inkubation nahezu konstant, was auf chemolithoautotrophe Nitrifikanten hinweist. Diese Mikroorganismen benötigen Ammonium als Ausgangssubstrat für die Nitratbildung.

## Schlußfolgerungen

Die Kalkung führte zu einer deutlichen Abnahme der organischen Substanz und der gespeicherten C- und N-Vorräte gegenüber der Kontrollfläche, wodurch dem Standort wichtige Bindungsplätze für die Nährstoff-, Schadstoff- und Wasserspeicherung verloren gingen. Darüber hinaus hatte der Humusabbau und die selektive Abnahme an leicht verfügbaren C-Quellen eine Limitierung der Mineralisierungsrate zur Folge.

Die Verschiebung von einer vorwiegenden Ammonifikation hin zu einer vermutlich autotrophen Nitrifikation in der gekalkten Fläche führte langfristig zu erhöhten Nitratausträgen und saisonalen Nitratpeaks, die auch in Zukunft eine potentielle Belastung für die Hydrosphäre darstellen. Insgesamt führte die Kalkung zu einer Verschlechterung der Standorteigenschaften, obwohl die pH-Werte langfristig erhöht wurden.

## Literatur

- DOHLEN, M. (1999): Laboruntersuchungen zu den langfristigen Auswirkungen einer Kalkung auf die N-Mineralisierung in der Humusaufgabe eines Kiefernforstes. Diplomarbeit. Fakultät für Geowissenschaften, Ruhr-Universität Bochum (unveröff.).
- MARSCHNER, B. (1990): Elementumsätze in einem Kiefernforstökosystem auf Rostbraunerde unter dem Einfluß einer Kalkung/Düngung. Ber. Forsch. Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 60, Göttingen.
- MARSCHNER, B. (1995): Wirkungen von Kalkungen auf Bodenchemismus und Stoffausträge. AFZ, 17, S. 932-935.
- ULRICH, B., MAYER, R. U. P.K. KHANNA (1979): Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen im Solling. Schriften aus der Forstl. Fak. d. Uni. Göttingen u. d. Niedersächs. Forstl. Versuchsanstalt, 58, Frankfurt/M.
- ZÖTTL, H. (1958): Die Bestimmung der Stickstoffmineralisierung im Waldhumus durch den Brutversuch. Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenk., 81, S. 35-50.

## Böden als Lebensraum für Organismen –

### II. Funktionelle Analyse am Beispiel von pH und Bodenfeuchte

Ehrmann, O.<sup>1</sup>, Friedel, J.K.<sup>2</sup>, Martin, K.<sup>3</sup>, Sommer, M.<sup>4</sup> & Vollmer, T.<sup>1</sup>

#### Einleitung

Die Ziele der Arbeit sind im **I. Teil** der Publikation (SOMMER et al. 1999; dieser Band) zusammengestellt. Außerdem ist dort ein Überblick über die untersuchten Standorte und deren Eigenschaften zu finden. In diesem **II. Teil** wird beschrieben, wie die beiden Standortsfaktoren pH und Bodenfeuchte erfaßt und in Beziehung zu den Bodenorganismen gesetzt wurden. Die Analyse wird am Beispiel der Regenwürmer gezeigt.

#### Erfassung von pH und Bodenfeuchte

Bei beiden Faktoren sollte der spezifische Lebensraum der jeweiligen Organismengruppe charakterisiert werden. Daher wurden unterschiedliche Ausschnitte des Bodens betrachtet (Abb. 1). So wurden z.B. bei Gehäuselandschnecken nur die obersten 3 cm des Bodens betrachtet, bei anezischen Regenwürmern dagegen das Bodenprofil bis max. 100 cm Tiefe. Da bei Regenwürmern aufgrund von vertikaler Wanderung im Boden Unklarheit über den maßgeblichen Lebensraum bestand, wurden z.T. verschiedene Ausschnitte des Bodens geprüft.

Die Bestimmung des **pH-Wertes** erfolgte in 0,01 m CaCl<sub>2</sub>.

Zur Ermittlung der **Bodenfeuchte** wurden keine Messungen am Standort durchgeführt. Bei den Gehäuselandschnecken wurde die Feuchte an der Bodenoberfläche - außer bei Grundwasserböden - mittels der klimatischen Wasserbilanz charakterisiert. Bei Regenwürmern und Mikroorganismen wurde das Bodenfeuchteregime mittels der "Bodenkundlichen Feuchtestufe" erfaßt (in Anlehnung an MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR BADEN-WÜRTTEMBERG 1995). Die Bodenkundliche Feuchtestufe wird anhand von Daten, die sich durch eine Bodenprofilaufnahme (Bodentyp, Bodenart, nFK) ergeben, sowie aus geographischer Lage (Relieflage, Exposition, Inklinaton) und klimatischer Wasserbilanz (aus Karten) berechnet. Die Standorte werden auf einer Skala von 0 (dürr) bis 10 (nass) eingestuft. Im Gegensatz zu Messungen der Bodenfeuchte hat das gewählte Verfahren den Vorteil, daß es wesentlich weniger aufwendig ist und daher die Charakterisierung einer großen Zahl von Standorten ermöglicht.

<sup>1</sup> Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310), Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart, e-mail: oehrmann@uni-hohenheim.de; tobsev@uni-hohenheim.de

<sup>2</sup> Institut für Ökologischen Landbau, Universität für Bodenkultur, Gregor-Mendel-Str. 33, A-1180 Wien; e-mail: friedel@edv1.boku.ac.at

<sup>3</sup> Institut für Agrarökologie und Pflanzenproduktion der Tropen und Subtropen (380), Universität Hohenheim; e-mail: martin-k@uni-hohenheim.de

<sup>4</sup> Institut für Biomathematik und Biometrie, GSF – Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Ingolstädter Landstr. 1, 85758 Oberschleißheim; e-mail: sommer@gsf.de

Wir danken dem *Ministerium für Umwelt und Verkehr BaWü* für die Finanzierung des Vorhabens

## Erfassung der Bodenorganismen

Der **Regenwürmer** wurden einmalig mit einer Kombination der von THIELEMANN (1986) entwickelten Elektromethode (Probefläche: 1/8 m<sup>2</sup>) und nachfolgender Handauslese einer Teilfläche (1/30 m<sup>2</sup>, bis 30 cm Tiefe) in sechsfacher Wiederholung erfaßt. Bestimmt wurden Abundanzen und Biomassen (Frischgewicht der lebenden Tiere). Die adulten Tiere wurden bis zur Art bestimmt. Adulte und juvenile Tiere wurden in drei ökologische Gruppen eingeteilt.

Die **Bodenmikroorganismen** wurden anhand ihrer Biomasse (Chloroform-Fumigations-Extraktionsmethode; Vance et al. 1987) und Aktivität charakterisiert. Als Aktivitätsparameter dienen das *in situ* Transformationsvermögen (Celluloseabbau in Litter Bags; Verhoef 1995), die Basalatmung im Laborbrutversuch und der daraus abgeleitete metabolische Quotient ( $qCO_2$ ).

Zur Untersuchung der **Gehäuselandschnecken** wurden vier Flächen von je 25 x 25 cm beprobt. Dazu wurden die Kraut- und Streuschicht sowie die obersten 1-2 cm des Bodens entnommen. Nach der Probenaufbereitung (Waschen und Sieben) erfolgte eine Auslese im Labor. Bestimmt wurden Arten- und Individuenzahlen.

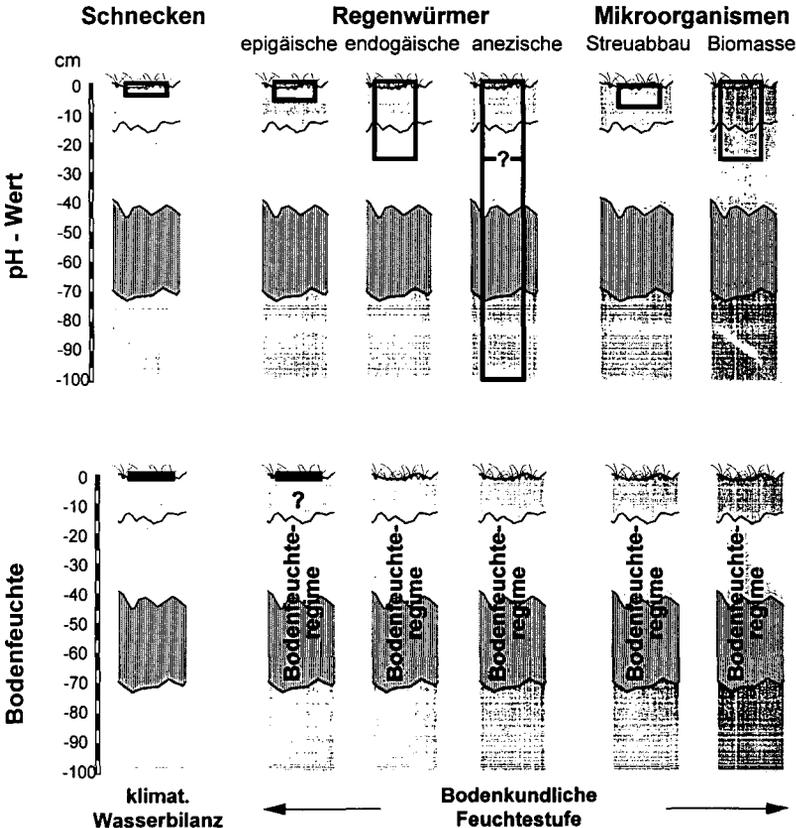


Abb. 1: Erfassung von pH und Bodenfeuchte bei Schnecken, Regenwürmern und Mikroorganismen

## Ergebnisse und Diskussion

Dargestellt werden hier nur die Ergebnisse der Regenwurmuntersuchungen (Gehäuselandschnecken siehe MARTIN & SOMMER 1999; Mikroorganismen werden derzeit bearbeitet).

Bei der Auswertung zeigte sich, daß eine monofaktorielle Betrachtung unzureichend ist. Die Anwendung von multivariater Statistik mußte wegen Nichtlinearität der Einflußfaktoren unterbleiben (siehe Stähli et al. 1997). Daher wurden Ökogramme mit den Faktoren Bodenfeuchte und pH angefertigt, wobei die drei ökologischen Gruppen aufgrund ihrer unterschiedlichen Lebensweise getrennt betrachtet wurden. Bei allen drei ökologischen Gruppen wurde zur Charakterisierung des Wasserhaushaltes die Bodenkundliche Feuchtestufe verwendet, da diese auch bei epigäischen Regenwürmern eine bessere Anpassung als die klimatischen Wasserbilanz ergab. Ebenso konnte beim pH-Wert eine einheitliche Tiefenstufe von 0-25 cm verwendet werden, da die pH-Werte von 0-5 cm eng mit denen in 0-25 cm korrelierten ( $r^2 = 0,93$ ;  $y = 0,99x + 0,1$ ) und bei den anezischen Regenwürmern die pH-Werte im Oberboden (0-25 cm) eine bessere Anpassung als die Mittelwerte des gesamten Profils ergaben.

Die Analyse der Ökogramme ergab folgende Ergebnisse (Abb. 2):

- epigäische Regenwürmer fehlen an trockenen Standorten, sie sind aber sowohl an sauren als auch an Standorten mit neutraler Bodenreaktion vorhanden.
- endogäische Regenwürmer fehlen an sehr stark sauren Standorten ( $\text{pH} < \text{ca. } 3,8$ ), sie kommen aber bei allen Bodenfeuchten vor.
- bei anezischen Regenwürmern gibt es mehr Einschränkungen: sie fehlen an sehr stark sauren ( $\text{pH} < \text{ca. } 3,8$ ) und nassen (Bodenkundl. Feuchtestufe  $> 8$ ) sowie in tonarmen und vermutlich auch an sehr trockenen Standorten.

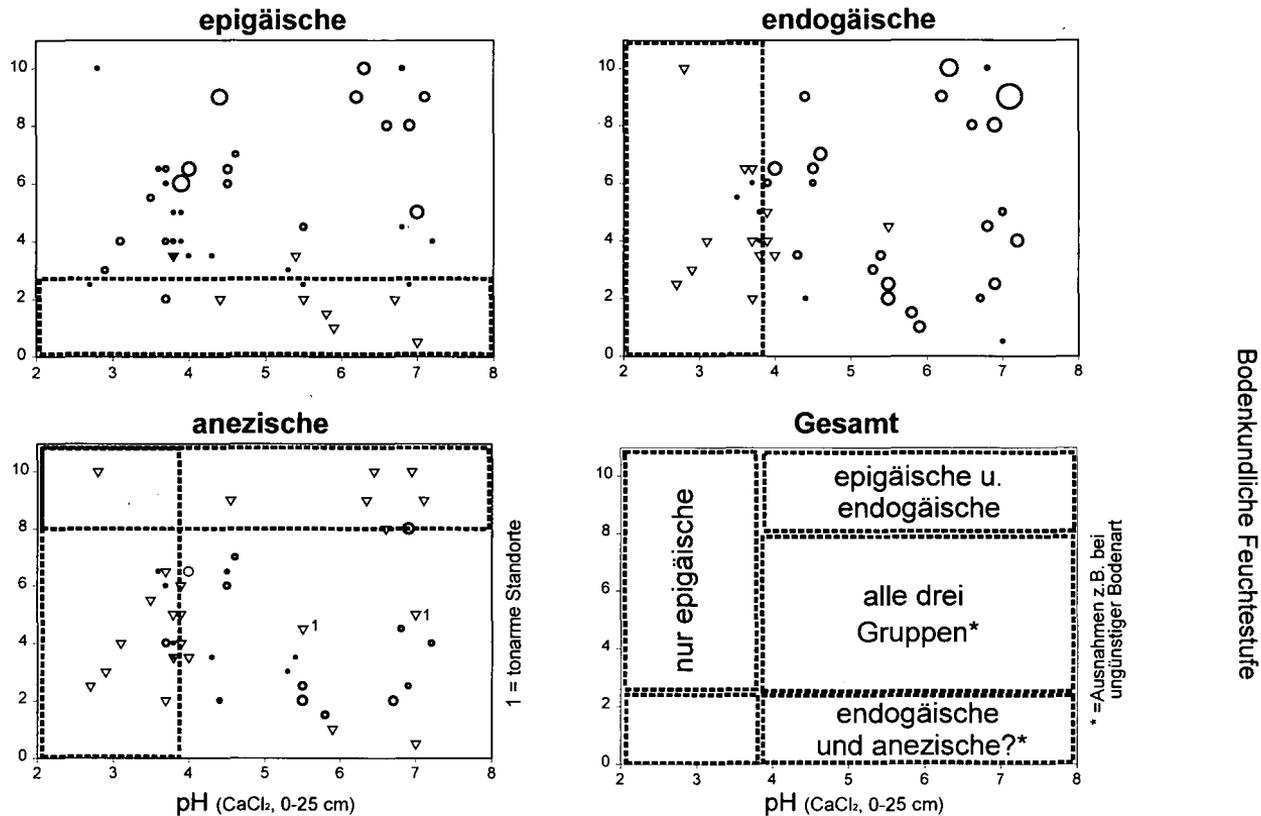
Diese Ergebnisse wurden zu einem neuen Modell kombiniert, welches das Vorkommen der drei ökologischen Gruppen in Abhängigkeit von Bodenfeuchte und pH beschreibt (Abb. 2). Die Größe der Population läßt sich aber aus pH und Bodenfeuchte nicht erschließen. Diese beiden Faktoren entscheiden zwar über das prinzipielle Vorkommen der ökologischen Gruppen. Ist aber ein bestimmter **Schwellenwert** erreicht, dann haben wahrscheinlich andere Faktoren (z.B. Streumenge und -qualität, Prädation) einen stärkeren Einfluß auf die Größe von Regenwurmpopulationen.

## Schlußfolgerungen

Sowohl bei Gehäuselandschnecken (MARTIN & SOMMER 1999) als auch bei Regenwürmern gibt es eindeutige Abhängigkeiten der Populationen von Standortsfaktoren. Eine einfache Bewertung der Bodenfunktion "Lebensraum für Organismen" könnte daher bei diesen Organismengruppen in vielen Fällen anhand der wesentlich leichter zu erhebenden abiotischen Bodeneigenschaften und weiteren Standortsfaktoren erfolgen.

## Literatur

- Martin, K., Sommer, M. (1999): Böden als Lebensraum für Gehäuselandschnecken. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 89, 131-134
- Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg (1995): Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit. Leitfaden für Planungen und Gestattungsverfahren. Heft 31 der Reihe Luft, Boden, Abfall.
- Sommer, M., Ehrmann, O., Friedel, J.K. & Martin, K. (1999): Böden als Lebensraum für Organismen - I. Konzeptioneller Ansatz für ein Bewertungsverfahren. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, dieser Band.
- Stähli, R., Suter, E., & Cuendet, G. (1997): Die Regenwurmfaua von Dauergrünland des Schweizer Mittellandes - Synthesebericht. *Schriftenreihe Umwelt* 291, 1-90, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- Thielemann, U. (1986): Elektrischer Regenwurmfang mit der Oktettmethode. *Pedobiologia* 29, 296-302.
- Vance, E.D., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S. (1987): An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, 19, 703-707.
- Verhoef, H.A. (1995): Litterbag Method. In: *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*, Alef, K. and Nannipieri, P. (eds.) Academic Press, London, San Diego. 485-490.



**Abb. 2: Bodenfeuchte - pH - Ökogramme.** Die Kreisgröße gibt die Höhe der Population wieder (Mittel aus Abundanz und Biomasse). Dreiecke zeigen das Fehlen einer ökologische Gruppe an.

Bodenkundliche Feuchtstufe

# Mikrobielle Biomasse, mikrobielle Aktivitäten sowie strukturelle und metabolische Vielseitigkeit von Bodenmikroorganismen in unterschiedlich intensiven Bodenbewirtschaftungssystemen

Christoph Emmerling und Dietmar Schröder

## 1. Einleitung

Im Rahmen verschiedener Flächenextensivierungsprogramme in Rheinland-Pfalz wurden einige begleitende bodenbiologische Untersuchungen mit dem Ziel, Kriterien und Maßstäbe einer umweltschonenden und zukunftsfähigen landwirtschaftlichen Bodennutzung abzuleiten, durchgeführt. Im vorliegenden Beitrag werden Untersuchungen zur strukturellen und metabolischen Vielseitigkeit von Bodenmikroorganismen im Systemvergleich konventionell, integriert und biologisch bewirtschafteter Böden vorgestellt.

## 2. Material und Methoden

An sechs verschiedenen Standorten wurden Pseudogleye, Braunerden, Auenbraunerden sowie Parabraunerden untersucht. Die Bodenarten in der Krume variierten von sandigem über schluffigem bis zu tonigem Lehm. Die Vergleichsflächen waren an vier der sechs Standorte direkt benachbart, an zwei weiteren Standorten befanden sich die biologisch bewirtschafteten Flächen auf derselben Flur, die Betriebe sind aber in Nachbarorten angesiedelt.

Die Probenahme erfolgte im Frühjahr 1996-1998 als Mischprobe von jeweils vier unabhängigen Probestellen aus der Krume (0-25 cm). Es wurden die pH-Werte (0,01 M CaCl<sub>2</sub>), Corg-Gehalte (trockene Veraschung, RC 412-Fa. LECO), die mikrobielle Biomasse (CFE-C), und die Basalatmung (C-Mineralisation) bestimmt. Zur Differenzierung der metabolischen Vielseitigkeit in den Vergleichsböden wurden Mikrotiterplatten der Fa. BIOLOG® (GN, für gram-negative Bakterien) verwendet. Darüber hinaus wurden an einigen Standorten Nematoden aus den Böden extrahiert, die Gesamtabundanz sowie die relativen Anteile verschiedener trophischer Gruppen ermittelt und der Maturity Index nach Bongers (1990) berechnet.

## 3. Ergebnisse und Diskussion

Im Mittel aller Standorte war der Corg-Gehalt in den biologisch bewirtschafteten Böden (1,71 %) im Vergleich zu den integriert und konventionell bewirtschafteten Vergleichsflächen um 19,8 % erhöht. In den beiden zuletzt genannten Varianten waren die Corg-Werte im Mittel mit 1,44 % und 1,42 % vergleichbar.

Die deutliche Abgrenzung der biologisch bewirtschafteten Flächen von den beiden übrigen

Systemen ist auf die bekannten systemimmanenten Unterschiede in der Humusversorgung und auf Maßnahmen der Humusreproduktion zurückzuführen, wie z.B. die Betonung auf vielgliedrigere Fruchtfolgen und insbesondere den zumeist zweijährigen Anbau von Grünbrache, sowie den Einsatz von Komposten oder kompostiertem Stallmist. Im Vergleich zu konventionell bewirtschaftete Böden sind erhöhte Humusgehalte und mikrobielle Aktivitäten unter biologischer Bewirtschaftung bereits häufig dokumentiert worden. Eine Zusammenstellung findet sich bei Emmerling & Schröder (1996).

Einen Hinweis auf Unterschiede in der Energienutzungseffizienz und im Erhaltungsbedarf der Bodenmikroorganismen in Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsintensität zeigt Abb.1. Die Beziehung zwischen den Cmic-Gehalten und den metabolischen Quotienten in den drei unterschiedlich intensiven Anbausystemen war umgekehrt proportional ( $r_s = -,797^{***}$ ). Dies bedeutet, daß die Energieeffizienz der Mikroorganismengemeinschaft in den drei untersuchten Anbausystemen in der Reihenfolge biologisch > integriert > konventionell abnimmt (vgl. Wardle & Ghani 1995).

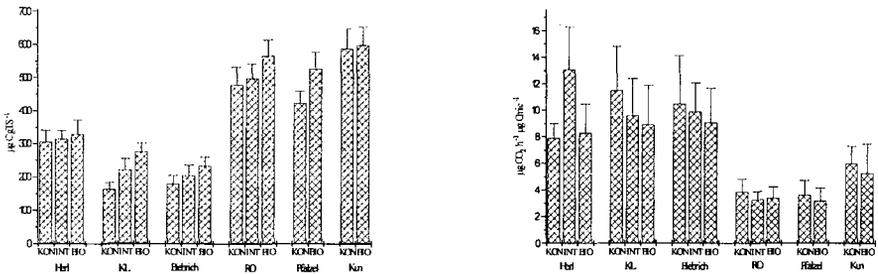


Abb.1: Entwicklung der mikrobiellen Biomasse (links) und des metabolischen Quotienten (rechts) in Abhängigkeit von der Intensität der Bodenbewirtschaftung (Mittelwerte,  $n=8 \pm$  S.D.).

Einige Autoren deuten Verschiebungen im metabolischen Quotienten mit Verschiebungen in der Zusammensetzung der Mikroorganismenpopulationen (zB. Mäder et al. 1993). Um derartige mögliche Veränderungen näher aufzudecken, wurde die funktionale Diversität der Mikroorganismenpopulationen in den drei Anbausystemen anhand der metabolischen Vielseitigkeit (BIOLOG<sup>®</sup>-Substratnutzungstests) untersucht.

#### Metabolische Vielseitigkeit

Je Standort wurden vier Mikrotiterplatten (GN, für gram-negative Bakterien) mit einer 100 µl-Bodensuspension pro Titer befüllt. Die Inkubationsdauer betrug 65 Std. bei 27,5°C. Es wurden insgesamt 4560 Titer ausgewertet. In Vorversuchen wurden zunächst drei Verdünnungsstufen in

einem Zeitraum von insgesamt 70 Std. bei der genannten Inkubationstemperatur getestet. Die höchsten Extinktionswerte (630 nm, Dynatech-MR 7000) konnten bei einer Verdünnung von 1:100 (Boden:0,85%iger NaCl) und nach 60-65 Std. ermittelt werden.

Im Mittel der vier Standorte nahm die Intensität des Abbaus der 95 angebotenen C-Ressourcen pro Titerplatte in der Reihenfolge konventionell < integriert < biologisch signifikant zu (Abb. 2). Die Abbauintensität war in den biologisch bewirtschafteten Böden im Vergleich zu den konventionellen und integrierten um 32 % bzw. 28 % erhöht. Ebenso stiegen die Summe der Extinktionen pro Platte mit einer Farbintensität, die mindestens dem Durchschnitt pro Platte entsprachen (>AWCD), und die entsprechende Anzahl der Titer in der genannten Reihenfolge an. Bei der Anzahl der gefärbten Titer > AWCD-Niveau waren die Unterschiede besonders deutlich.

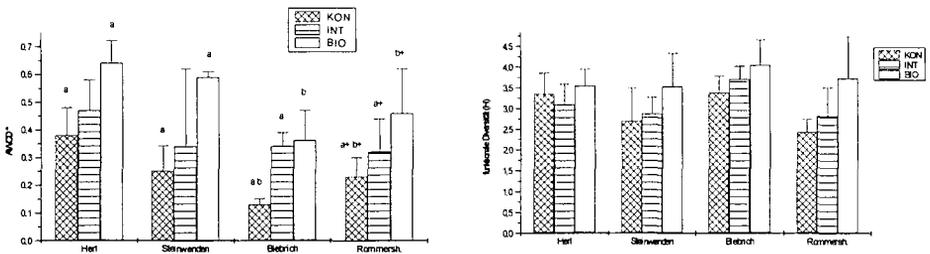


Abb. 2: Links: Mittlere Abbauintensität (\*Average Well Colour Development) pro Mikrotiterplatte; Rechts: Diversität (Shannon-Index  $H$ ) von Bakteriengemeinschaften in Böden unterschiedlich intensiver Anbausysteme in Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsintensität ( $n=4$ ,  $\pm$  S.D.). Gleiche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Anbausystemen (ANOVA, Tukey- $HSD$ -Test,  $p < 0,05^*$ ,  $p < 0,10^+$ ).

Um ein Maß für die Diversität der Bakteriengemeinschaften zu bekommen, wurde je Platte der Shannon-Index ( $H$ ) berechnet, indem die Summe der einzelnen Anteile ( $p_i$ ) der Extinktionen der Titer >AWCD auf die Gesamtheit der Extinktionen > AWCD je Platte bezogen und der Logarithmus berechnet wurde ( $\ln(p_i)$ ). Dieses Vorgehen beruht auf der Annahme, daß die Häufigkeit und die Intensität des Abbaus der 95 C-Quellen die Vielfalt der (gram-negativen) Bakterien im Boden widerspiegelt (Garland & Mills 1991). Aus Abb. 2 ist zu erkennen, daß die Bodenbakteriengemeinschaften mit abnehmender Bewirtschaftungsintensität nicht nur eine höhere Abbauintensität zeigten, sondern daß sie unter der genannten Annahme auch über eine größere Vielfalt in der Zusammensetzung verfügten. Eine bessere Substratnutzung von Mikroorganismen und eine höhere Diversität bei biologischer Bewirtschaftung im Vergleich zu konventioneller Bewirtschaftung stellte bereits Fließbach (1995) an Böden des Langzeit-Feldversuches in Therwil bei Basel fest. Anhand der hier vorgestellten Ergebnisse von vier Untersuchungsstandorten läßt sich ergänzt durch die Untersuchungen aus Therwil eine allgemeinere Aussage treffen. Offensichtlich

bestehen zumindest zwischen konventioneller und biologischer Bewirtschaftung systemare Unterschiede hinsichtlich der Substratnutzung durch die entsprechenden Bodenbakteriengemeinschaften und ihrer Diversität.

### Struktur freilebender Nematoden

Die Beziehung zwischen Bewirtschaftungsintensität und Stabilität der Nematodenzösen konnte anhand der Berechnung des Maturity Index nachgewiesen werden (der Anteil phytophager Nematoden fließt in die Berechnung des M.I. nicht ein). An zwei der drei untersuchten Standorte nahm der Anteil persistenter Nematoden (persisters oder K-Strategen) mit zunehmender Bewirtschaftungsintensität auf Kosten einer Zunahme an weniger empfindlichen, einen höheren Störungsgrad anzeigenden r-Strategen, ab (colonizers im Sinne von Bongers 1990; Abb. 3). Diese

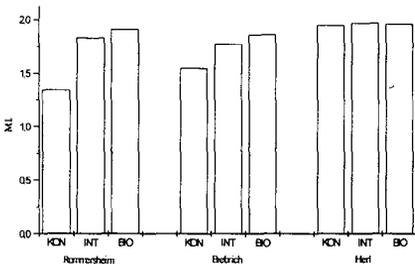


Abb. 3: Struktur freilebender Nematoden (Maturity Index) in konventionell, integriert und biologisch bewirtschafteten Böden an den Standorten Rommersheim, Biebrich und Herl

Ergebnisse bestätigen im wesentlichen den dargestellten Einfluß der Bewirtschaftungsintensität auf die Bakteriengemeinschaften im Boden. Am Standort Herl (Hunsrück) waren keine Unterschiede im M.I. zwischen den drei Produktionssystemen nachzuweisen. Allerdings betrug der über alle drei Bewirtschaftungstypen gemittelte M.I.-Wert in Herl 1,96, in Rommersheim und Biebrich/Schöndorf entsprechend 1,69 und 1,72. Dies kann als ein Hinweis auf eine generell intensivere landwirtschaftliche Bodennutzung in Rheinhessen und Westerwald-Taunus im Vergleich zum Hunsrück, der vergleichsweise eine Grenzertragsregion darstellt, gedeutet werden.

### Literatur

- Bongers T 1990** The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia*, 83, 14-19.
- Emmerling C, Schröder D 1996** Vergleich ökologischer und konventioneller Nutzung: Charakteristische Auswirkungen auf biologische und chemische Bodenparameter. *Mitt. Deutsche Bodenk. Gesellsch.*, 80, 237-240.
- Fließbach A 1995** Methods to characterize microbial community structure. In: Mäder P & Raupp J (eds.): Effects of low and high external input agriculture on soil microbial biomass and activities in view of sustainable agriculture, Proc. 2<sup>nd</sup> meeting in Oberwil, Switzerland, September 15<sup>th</sup> to 16<sup>th</sup>, Oberwil 1995, 39-51.
- Garland JL, Mills AL 1991** Classification and characterization of heterotrophic microbial communities on the basis of patterns of community-level soil-carbon-source utilization. *Appl. Environ. Microb.*, 57, 2351-2359.
- Mäder P, Pfiffner L, Jäggi W, Wiemken A, Niggli U, Besson JM 1993** DOK-Versuch: Vergleichende Langzeit-Untersuchungen in den drei Anbausystemen Biologisch-Dynamisch, Organisch-Biologisch und Konventionell. III. Boden: Mikrobiologische Untersuchungen. *Schweiz. Landw. Fo.*, 32, 509-545.
- Wardle DA, Ghani A 1995** A critique of the microbial metabolic quotient ( $qCO_2$ ) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. *Soil Biol. Biochem.*, 27, 1601-1610.

# **Die Rolle von nicht-extrahierbar im Boden festgelegten PAK-Rückständen für die Bewertung biologischer Bodensanierungen**

A. Eschenbach<sup>1),3)</sup>, R. Wienberg<sup>2)</sup>, B. Mahro<sup>1)</sup>

## **1. Einleitung**

In der biologischen Bodensanierung wird der Erfolg von Sanierungsverfahren i.d.R. als Abnahme der extrahierbaren Schadstofffraktion ermittelt. Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) können aber – ebenso wie andere organische Schadstoffe (z.B. TNT, Pestizide) – in Form von nicht-extrahierbaren Rückständen (neR) im Boden festgelegt werden (vgl. Abb. 1). Es liegt also nahe sich bei der Altlastensanierung auch diese Fixierung von Schadstoffen im Boden zu Nutze zu machen, in dem sowohl die Mineralisation als auch die Festlegung der Schadstoffe forciert werden soll. Der Nachweis der Unbedenklichkeit dieser festgelegten oder immobilisierten Schadstoffe muß jedoch erst durch wissenschaftliche Untersuchungen erbracht werden.

In Laborversuchen mit <sup>14</sup>C-markierten PAK wurde einerseits die Bildung nicht-extrahierbarer Rückstände untersucht und andererseits das Langzeitverhalten dieser Schadstoffe verfolgt. In diesen durchgeführten Untersuchungen wurde eine Vielzahl möglicher ökologischer Streßfaktoren simuliert und die Langzeitstabilität der neR im Zeitraffereffekt verfolgt. Das Schema dieser Untersuchungen ist in Abb. 1 dargestellt.

## **2. Ergebnisse**

### **Bildung nicht extahierbarer Rückstände**

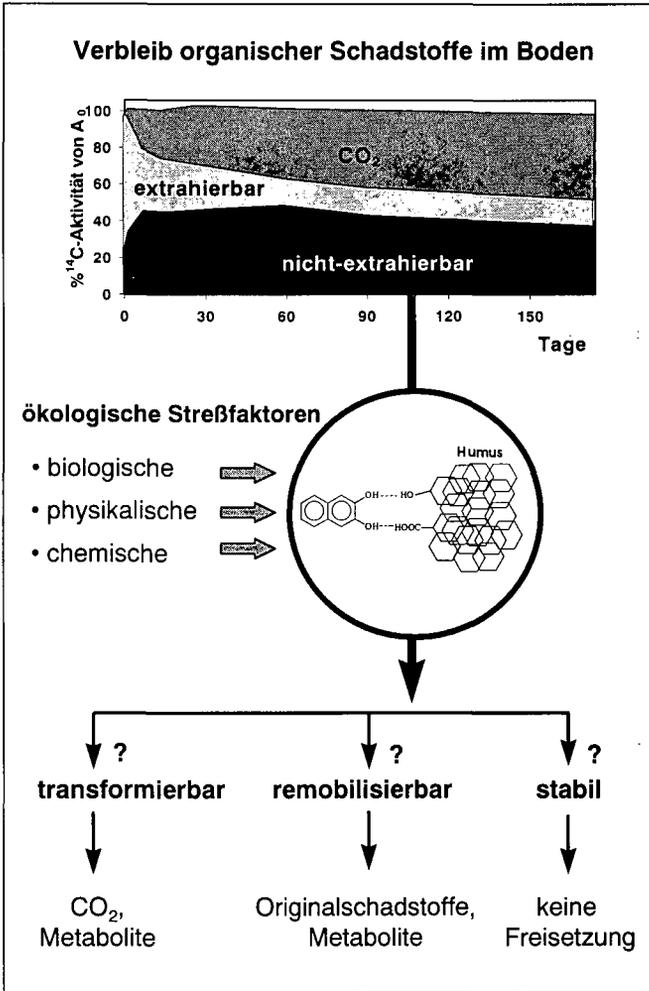
In allen durchgeführten Versuchen zeigte sich, daß - nach einer spontanen voraussichtlich auf chemischen Prozessen beruhenden Bildung von neR - die weitere Festlegung der Schadstoffe in Form von neR ein biologisch bedingter Prozeß war. In sterilisierten Bodenmaterialien wurden im Verlauf der Inkubation keine neR gebildet (Eschenbach et al. 2000), in biologisch aktiven Bodenmaterialien war hingegen i.d.R. eine sehr deutliche Zunahme dieser Fraktion zu ermitteln. Es zeigte sich weiterhin, daß die Mineralisation bzw. eine Teilmetabolisierung der PAK die Bildung der neR beeinflusste (Eschenbach et al. 2000). Eine infolge einer Supplement-Zugabe (z.B. Kompost) gesteigerte Festlegung der PAK in Form von neR konnte in diesen Versuchen jedoch nicht festgestellt werden.

---

<sup>1)</sup> Institut für Technischen Umweltschutz, Hochschule Bremen, Neustadtswall 30, 28199 Bremen

<sup>2)</sup> Umwelttechnisches Büro und Labor Dr. R. Wienberg, Gotenstraße 4, 20097 Hamburg

<sup>3)</sup> neue Adresse: GKSS-Forschungszentrum GmbH, TPT, Max Planck Str., 21502 Geesthacht



**Abb. 1:** Schema zur Untersuchung der Langzeitstabilität nicht-extrahierbarer  $^{14}\text{C}$ -PAK-Rückstände im Boden.

#### Langzeitstabilität nicht-extrahierbarer Rückstände

In den durchgeführten Untersuchungen zur Langzeitstabilität von im Boden festgelegten Schadstoffen wurden Bodenmaterialien mit einem erheblichen Anteil nER (zwischen 66 und 87% der Bodengesamtaktivität) unterschiedlichen biologischen, physikalischen und chemischen Streßfaktoren ausgesetzt. Der Verbleib der  $^{14}\text{C}$ -Aktivität wurde während der Inkubation in den unterschiedlichen Fraktionen Mineralisation, wässrig-extrahierbar, lösemittel-extrahierbar, durch alkalische Hydrolyse und nicht-extrahierbare Rückstände ermittelt.

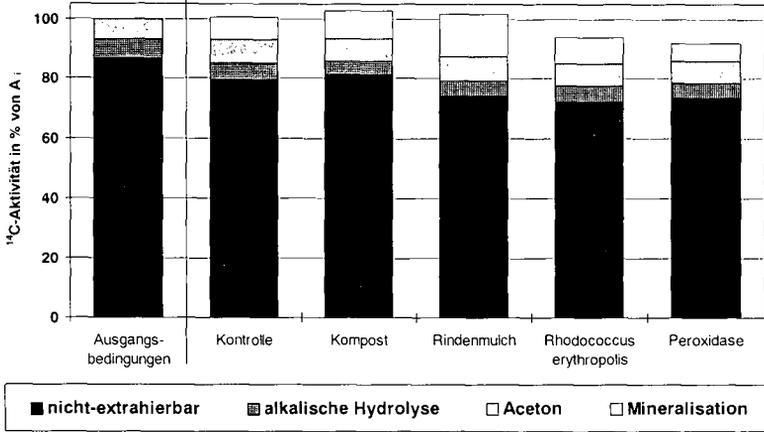


Abb. 2: Einfluß organischer Supplemente, humus-zehrender Mikroorganismen und des Enzymes Peroxidase auf den Verbleib der neR aus <sup>14</sup>C-Anthracen. <sup>14</sup>C-Aktivität in den angegebenen Fraktionen zu Beginn und nach einer 206-tägigen Inkubation.

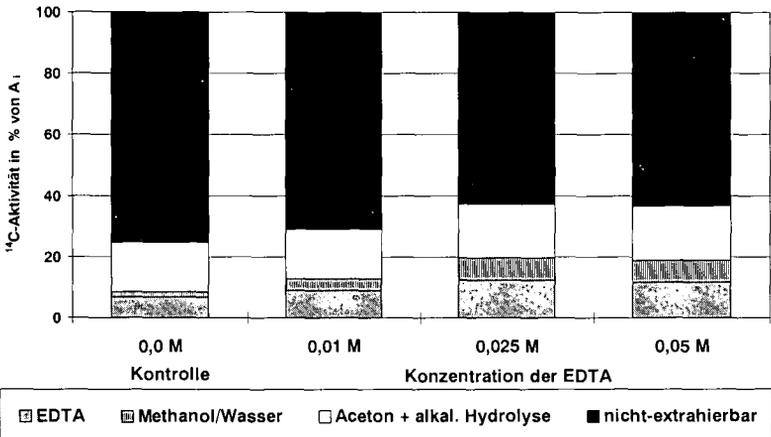


Abb. 3: Einfluß der Auflösung metall-organischer Komplexe durch die Behandlung mit EDTA in unterschiedlichen Konzentrationen auf den Verbleib der neR aus <sup>14</sup>C-Anthracen

Wie in Abb. 2 dargestellt, bewirkte die Zugabe von organischen Supplementen, die zur Umwandlung von organischer Substanz im Boden beitragen können, keine Remobilisierung zuvor festgelegter Schadstoffe. Während der Inkubation wurde ein Teil der neR zu <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> transformiert. Diese Mineralisation betrug zwischen 8 und 9% und erfolgte unabhängig von der Anwendung der biologischen Remobilisierungsmaßnahmen. Weitere biologische Streßfaktoren, wie z.B. der Einsatz von Regenwürmern, zeigten ebenso keinen Effekt (Mescher et al. 1999). Auch die untersuchten physi-

kalischen Behandlungsmaßnahmen (z.B. Einfluß von Frier/Tauzyklen, Zerstörung der Bodenaggregate durch Mörsern) verursachten keine Remobilisierung der nicht-extrahierbaren Rückstände (Eschenbach et al. 1998).

Als chemische Behandlungsmaßnahme wurde u.a. der Einfluß von konkurrierenden Komplexbildnern (z.B. EDTA), die zu einer Auflösung metall-organischer Komplexe führen, untersucht. Metall-organische Komplexe spielen bei der Stabilisierung und Vernetzung der organischen Bodenmatrix eine große Rolle. Bei der Behandlung von Bodenmaterial mit Lösungen steigender EDTA-Konzentration kam es zu einer deutlichen Freisetzung zuvor nicht-extrahierbarer  $^{14}\text{C}$ -Aktivität. In den Bodenmaterialien, die mit den höchstkonzentrierten EDTA-Lösungen (0,05 M) behandelt worden waren, nahmen die nicht-extrahierbaren Rückstände gegenüber der Kontrolle um 12-13%-Punkte ab (Abb. 3). Zugleich wurde in den EDTA-Extrakten selber und in den wäßrig-methanolischen Extrakten eine erhöhte  $^{14}\text{C}$ -Aktivität ermittelt. Experimente zur Charakterisierung der  $^{14}\text{C}$ -Aktivität in den EDTA-Extrakten konnten jedoch zeigen, daß es sich nicht um originäre  $^{14}\text{C}$ -PAK handelte. Es kann viel mehr davon ausgegangen werden, daß die Behandlung mit konkurrierenden Komplexbildnern zu einem partiellen „Zerfall“ der organischen Substanz des Bodens führte und an dieser gelösten organischen Substanz Molekül-Bruchstücke der  $^{14}\text{C}$ -PAK gebunden vorliegen (Eschenbach et al. 1998).

### 3. Zusammenfassung:

- PAK unterliegen während der biologischen Bodensanierung auch einer Festlegung in Form von nicht-extrahierbaren Rückständen (neR)
- biologische Remobilisierungsmaßnahmen: Mineralisation zu  $\text{CO}_2$  ist Detoxifizierung und erfolgte in einem Umfang, der mit dem Abbau der natürlichen organischen Substanz im Zuge des Humus-Turnovers vergleichbar ist; keine Freisetzung der neR in eine (bio)verfügbare Fraktion
- physikalische Remobilisierungsmaßnahmen beeinträchtigten die Langzeitstabilität der neR nicht
- allein das komplexierenden Agens EDTA führte zu deutlicher Freisetzung von neR in extrahierbare Fraktion; Freisetzung erfolgte aber - den bisherigen Erkenntnissen zufolge - in Form von löslicher organischer Substanz und nicht als Original-PAK
- nicht-extrahierbare  $^{14}\text{C}$ -PAK-Rückstände widerstehen einer breiten Palette von möglichen Einflußfaktoren stabil, liegen aber nicht vollkommen inert im Boden vor

### 4. Literatur:

- Eschenbach, A.; Wienberg, R.; Mahro, B. (1998): Fate and stability of nonextractable residues of [ $^{14}\text{C}$ ]PAH in contaminated soils under environmental stress conditions. *Environ. Sci. Technol.*, 32, 2585-2590.
- Eschenbach, A.; Wienberg, R.; Mahro, B. (2000): Formation, long-term stability and fate of non-extractable  $^{14}\text{C}$ -PAH-residues in contaminated soils in: Wise, D.; Trantolo, D.J.; Cichon, E.J. (eds): *Remediation of hazardous waste contaminated soils*. 2nd. ed. Marcel Dekker, New York, (im Druck)
- Mescher, H.; Eschenbach, A.; Wienberg, R. Mahro, B. (1999): Untersuchung zur Remobilisierung von humifizierten  $^{14}\text{C}$ -PAK-Rückständen durch Regenwürmer (Lumbricidae) in Altlastböden. *Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* (in diesem Band)

# Mikrobiologische Methoden zur Bewertung von Sanierungsmaßnahmen

von

Fröhlich, E., Koch, C., Wilke, B.-M.

## Einleitung

Als begleitende Untersuchung zur Erfolgskontrolle von Boden-sanierungen bieten sich neben chemischen Analysen mikrobiologische Testmethoden an. Sie können Effekte aller Schadstoffe, auch der nicht nachgewiesenen aufdecken und somit auch ökotoxikologische Effekte erfassen.

Das untersuchte Bodenmaterial stammt aus Bodenwaschanlagen und von einer Sanierungsfläche. Die Sanierung der mit polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW) hochbelasteten Böden erfolgte mikrobiologisch im Bioreaktor, wobei eine PAK- und MKW- verwendende Bakteriensuspension zum Abbau der Schadstoffe eingesetzt wurde. In der vorliegenden Arbeit wurde die Eignung verschiedener mikrobiologischer Methoden wie die Bodenatmung, potentielle Nitrifikation und der DSTTP- Test zur ökotoxikologischen Bewertung solcher Sanierungsmaßnahmen getestet. Die Beurteilung von kontaminierten Böden wird durch die Tatsache erschwert, daß keine unbelasteten Kontrollen zur Verfügung stehen. Aus diesem Grunde wurden bereits untersuchte Böden zum Vergleich herangezogen sowie der A<sub>P</sub>- Horizont einer unbelasteten Parabraunerde der Biologischen Bundesanstalt Berlin (BBA- Boden) mitgetestet.

## Material und Methoden

Die getesteten Böden (Tab.1) stammen von 4 verschiedenen Standorten und sind mit 9FK, 3FK, 11FK und 6S bezeichnet. Die Bezeichnungen FK weisen auf Feinkormmaterial und S auf Sandboden hin. Diese Böden unterscheiden sich in der Schadstoffbelastung. Die Kennzeichnung un bedeutet unbehandelte, be im Bioreaktor behandelte und an angeimpfte Variante. Durch zusätzliche Vorbehandlungsmaßnahmen wie der Einsatz von Tensiden und Ultraschall (9FK T/U/be.), Ozonierung (3FK O/be.) sowie Flotation (11FK flot/be.), sollten die Sanierungsmaßnahmen verbessert werden. Die ökotoxikologische Erfolgskontrolle beinhaltet jeweils die Untersuchungen vor sowie nach den verschiedenen Behandlungsvarianten.

Bodenatmung: Die Bestimmung der Bodenatmung erfolgte nach PALMBORG & NORDGREN (1994). Die Atmung wurde vor und nach Substratzugabe gemessen (Respirometer von NORDGREN,1988). Es wurden die Meßparameter *Basalatmung* (BA), *substratinduzierte Atmung* (SIR), *Lag- Phase* sowie der *respiratorische Quotient* Q<sub>R</sub> (BA/SIR) ermittelt. Dabei geben Lag- Phasen die > 20h und Q<sub>R</sub> die > 0,3 sind Hinweise auf Bodenbelastungen (WILKE et al., 1998).

Potentielle Nitrifikation (TORSTENSSON, 1993) (ISO/CD 15685):

Mit dieser Methode wird die Hemmung der potentiellen Ammoniumoxidationsaktivität im Boden bestimmt. Eine Hemmung der Oxidationsaktivitäten kann als Indikator für toxische Substanzen im Boden herangezogen werden.

DSTTP- Test (Direct Sediment Toxicity Testing Procedure):

Mit der DSTTP- Methode nach KWAN (1991) wird die Hemmung der β- Galactosidase- Synthese bei *Escherichia coli* durch toxische Substanzen geprüft. Die Untersuchungen wurden mit einem Schnelltest (TOXI-CHROMOPAD™ Test Kit) der Firma ENVIRONMENTAL BIODETECTION PRODUCTS INC. (Ontario, Kanada) durchgeführt. Die Kontrolle ist die Synthese der Bakterien ohne Boden. Das Ergebnis wird als EC<sub>100</sub> angegeben und gibt die Minimumkonzentration einer Probe in % an, die zu 100 % die β- Galactosidase- Synthese hemmt. Je niedriger der EC<sub>100</sub>-Wert ausfällt um so höher ist das toxische Potential der Probe. Mögliche Werte sind 50, 25, 12,5, 6,25 oder 3,13 % entsprechend der aus den Proben hergestellten Verdünnungsstufen.

Tab.1: Mikrobiologisch getestete Böden

Böden	pH	Schadstoffe (mg kg <sup>-1</sup> TS)	
		(CaCl <sub>2</sub> ) MKW	PAK (ΣEPA)
<b>BBA – Boden</b>	<b>6,4</b>	<b>n.b.</b>	<b>0,60</b>
<b>9FK un.</b>	<b>7,1</b>	<b>3700</b>	<b>635</b>
<b>9FK be.</b>	<b>6,9</b>	<b>3218</b>	<b>544</b>
<b>9FK T/U/be.</b>	<b>7,2</b>	<b>1788</b>	<b>292</b>
<b>3FK un.</b>	<b>7,9</b>	<b>7310</b>	<b>1424</b>
<b>3FK be.</b>	<b>7,8</b>	<b>5480</b>	<b>1405</b>
<b>3FK O/be.</b>	<b>7,7</b>	<b>n.b.</b>	<b>1610</b>
<b>3FK flot.</b>	<b>n.b.</b>	<b>n.b.</b>	<b>551</b>
<b>11FK un.</b>	<b>9,1</b>	<b>8532</b>	<b>310</b>
<b>11FK be.</b>	<b>7,8</b>	<b>6047</b>	<b>197</b>
<b>11FK flot.</b>	<b>7,5</b>	<b>n.b.</b>	<b>229</b>
<b>11FK flot/be.</b>	<b>7,4</b>	<b>n.b.</b>	<b>72</b>
<b>6S un.</b>	<b>8,1</b>	<b>&lt; 1000</b>	<b>4402</b>
<b>6S an.</b>	<b>7,8</b>	<b>&lt; 1000</b>	<b>4402</b>
<b>6S be.</b>	<b>7,4</b>	<b>&lt; 1000</b>	<b>1584</b>

Die statistische Auswertung wurde mittels t-Test, Mann-Whitney-U-Test, ANOVA, Kruskal-Wallis ANOVA on Ranks (H-Test), Dunnetts Test und Student-Newman-Keuls-Test (SNK) durchgeführt. Die Boxplots (Abb.1-4) umfassen 25. und 75. Percentile (Box), Linien außerhalb der Boxen markieren die 10. und 90. Percentile mit Minimum- und Maximumwerten. Innerhalb der Boxen sind Median- und Mittelwertlinien gekennzeichnet. Das Säulendiagramm (Abb.5) beschreibt Mittelwerte mit Standardabweichungen (Fehlerbalken).

**Ergebnisse und Diskussion**

Bodenatmung: Die Basalatmungsraten (BA in  $\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{TS h}^{-1}$ ) (Abb.1) aller getesteten behandelten sowie unbehandelten Böden sind im Vergleich zum BBA- Boden deutlich höher. Der Boden 9FK-un. hat mit einer BA-Rate von  $7,85 \mu\text{g CO}_2$  den höchsten Wert, unterscheidet sich aber nicht signifikant ( $P < 0,05$ ) von der Behandlungsvariante mit T/U/be., obwohl die Schadstoffkonzentration stark reduziert ist. Eine Erhöhung der Bioverfügbarkeit der Schadstoffe durch den Einsatz des Tensids und der Ultraschallbehandlung wird deutlich bei einem Vergleich mit der signifikant niedrigeren BA-Rate des Bodens 9FK be. Die Behandlungsvarianten des Bodens 3FK weisen keinen Unterschied zur unbehandelten Variante auf. Insgesamt sind die Schadstoffkonzentrationen der Böden durch die Sanierungsverfahren zwar gesenkt worden, aber erreichen durch die immer noch hohen Belastungen auch sehr hohe BA-Raten. Mit einer Ausnahme, 9FK be. ( $10,7 \mu\text{g CO}_2$ ) weisen alle Böden signifikant höhere Raten bei der Substratinduzierten Atmung (SIR in  $\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{TS h}^{-1}$ ) (Abb.2) auf als der BBA- Boden ( $10,2 \mu\text{g CO}_2$ ) ( $P < 0,05$ ). Den höchsten Wert erreicht der 9FK un. mit  $23,6 \mu\text{g CO}_2$ . Die behandelte Variante ist im Vergleich dazu mit  $10,7 \mu\text{g}$  signifikant niedriger. Die Behandlungsvariante 9FKT/U/be. erhöht wiederum die SIR- Rate ( $P < 0,05$ ). Wie bei der BA-Rate deutet dieses Ergebnis auf eine Erhöhung der Bioverfügbarkeit hin. Die biologische Behandlung des 3FK bewirkt keinen Unterschied in der SIR- Rate. 3FK U/be. weist einen signifikant höheren Wert ( $17,8 \mu\text{g}$ ) auf, was möglicherweise auf die Mobilisierung der Schadstoffe durch Ozonierung zurückzuführen ist. Der BBA- Boden als unkontaminierter Boden zeigt im Vergleich zu den belasteten Bodenproben einen Respiratorischen Quotienten ( $Q_R = \text{BA/SIR}$ ) von nur 0,08 auf (Abb.3). Bei den 9FK-Böden sind die Quotienten bei beiden behandelten Varianten nicht signifikant höher (0,39 bzw. 0,42) als der unbehandelten Variante (0,33) ( $P < 0,05$ ). Grund für dieses Ergebnis kann die hohe Standardabweichung der behandelten Variante mit 30 % sein. Bei den 3FK-Böden nimmt der Quotient mit abnehmender Belastung von 0,39 über 0,34 auf 0,28 ab ( $P < 0,05$ ), so daß hier auf eine Abnahme der Toxizität geschlossen werden kann. Bei kontaminierten Böden sind die Lag- Phasen (Abb.4) im Allgemeinen länger als 20 Stunden (WILKE et al., 1998). Der BBA- Boden (18,4 h) weist mit 20 % eine sehr hohe Standardabweichung auf, die auf einem zu hohen Wassergehalt der Proben beruht. Allein durch die biologische Behandlung verändert sich die Lag- Phase bei dem 9FK- Boden nicht. Mit 21,7 h (un.) und 20,8 h (be.) unterscheiden sie sich hier auch nicht vom BBA- Boden. Allerdings ist die Lag- Phase des BBA- Bodens mit 18,4 h für einen unkontaminierten Boden zu lang. Die Behandlungs-

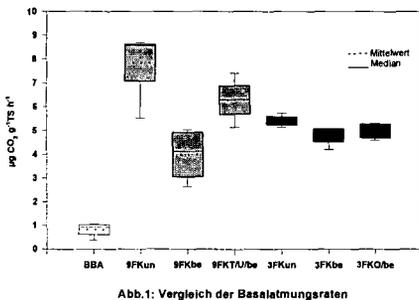


Abb.1: Vergleich der Basalatmungsraten

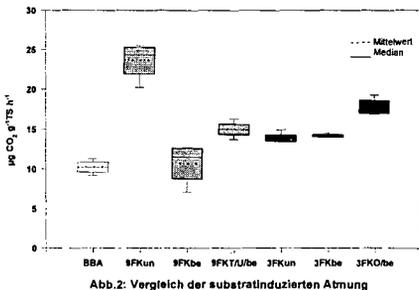


Abb.2: Vergleich der substratinduzierten Atmung

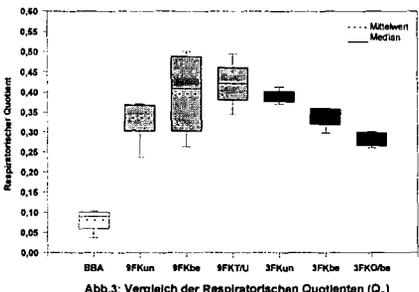


Abb.3: Vergleich der Respiratorischen Quotienten (Q<sub>R</sub>)

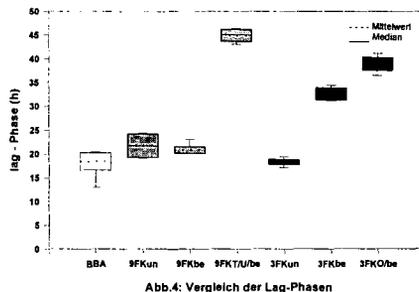


Abb.4: Vergleich der Lag-Phasen

variante mit T/U/be. erreicht mit 45,0 h ein sehr hohes Ergebnis. Auch hier muß von einer Erhöhung der Bioverfügbarkeit durch die Tenside und Ultraschall ausgegangen werden. Die Lag-Phasen der 3FK-Böden verlängern sich durch die Behandlungen. Die Varianten haben mit 32,6 h (be.) und 38,9 h (O/be) sehr hohe Werte. Bei allen Böden, außer 9FK be., führt eine Behandlung zur Verlängerung der Phase.

**Nitrifikation:** Die Nitrifikationsraten ( $\mu\text{g NO}_2 \text{ g}^{-1} \text{TS h}^{-1}$ ) (Abb.5) aller unbehandelten Böden sind mit Werten zwischen 0,007 und 0,037  $\mu\text{g NO}_2$  im Vergleich zum BBA-Boden (0,249  $\mu\text{g}$ ) signifikant niedriger und weisen auf die Belastung mit Schadstoffen hin. Die biologisch behandelten FK-Böden 9FK und 11FK zeigen sehr stark gestiegene Nitrifikationsraten. Im Vergleich dazu zeigen die Böden 3FK sowie 6S keine signifikante Veränderung allein durch die biologische Behandlung. Diese Böden zeichnen sich durch hohe PAK-Kontaminationen aus. Durch die Ozonierung wird bei 3FK die Rate um das 10fache erhöht. Die Rate des Bodens 9FK T/U/be. ist im Vergleich zur reinen behandelten Variante sehr viel niedriger. Die Ursache für diesen starken Rückgang liegt in der nachgewiesenen Toxizität des eingesetzten Tensids GUD 79. Die erhöhten Nitrifikationsraten nach den Bodenbehandlungen beruhen auf der Zufuhr mikrobieller Biomasse. Unterschiede in den Raten der Böden können durch verschiedene und unterschiedlich hohe Konzentrationen der Schadstoffe bedingt sein. So sind die MKW- und PAK-Konzentrationen des 3FK-Bodens weit höher, als die des 9FK-Bodens. Die Rate des 3FK-Bodens verändert sich im Vergleich zu der des 9FK-Bodens durch die biologische Behandlung alleine nicht. Vergleicht man alle Böden, so wird deutlich, daß diese mit hohen PAK-Gehalten auch nach Mikroorganismenzugabe sehr schlechte Raten aufweisen. Besonders deutlich wird dies am 6S- und ebenso auch am 3FK-Boden.

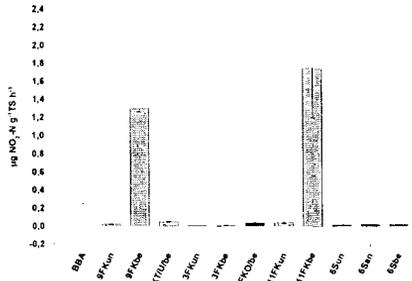


Abb.5: Vergleich der Nitrifikationsraten

**DSTTP-Test:** Beim BBA-Boden (Tab.2) wurde kein  $EC_{100}$  festgestellt. In der Regel wirkten die Böden nach der biologischen Behandlung weniger toxisch. Die biologische Behandlung alleine bewirkte beim 9FK keine Verbesserung in der Toxizität. Beide Böden (un. und be.) haben eine  $EC_{100}$  von 50 %. Allerdings wurden die Schadstoffgehalte durch die Behandlung auch nicht wesentlich reduziert. Nach der Vorbehandlung mit Tensiden und Ultraschall konnte keine Hemmung mehr festgestellt werden. Bei dem 3FK un. liegt der  $EC_{100}$  bei 12,5 % und weist das höchste toxische Potential auf. Die behandelten Varianten, be. und O/be. zeigten keine  $EC_{100}$  Werte mehr. Die Behandlungen des 11FK-Bodens senkten den  $EC_{100}$  von 25 % auf 50 %. Nach der Behandlung wirkte der Boden 6S weniger toxisch, da sich der  $EC_{100}$  von 50 % absenkte und dann keine 100 %-ige Hemmung mehr festzustellen war. Dieser Boden hat eine sehr hohe Gesamt-PAK-Belastung die sich von 4402 auf 1584  $\text{mg/kg}^{-1}$  (Tab.1) reduzierte. Ein Vergleich der Ergebnisse zeigt, daß sehr hohe Schadstoffgehalte relativ geringe  $EC_{100}$ -Werte bzw. keine anzeigen, nur Böden mit sehr hohen MKW-Gehalten ein höheres toxisches Potential anzeigen,  $EC_{100}$ -Werte von 6,25 oder 3,13 % trotz der hohen Belastungen in keinem Fall erreicht wurden und hohe PAK-Kontaminationen den Test weniger beeinflussen. Grundsätzlich läßt sich bei den Böden nach erfolgter Sanierung und Schadstoffreduzierung auch eine Verbesserung hinsichtlich des toxischen Potentials erkennen. Geht man allerdings davon aus, daß die Böden vor sowie nach der Sanierung stark kontaminiert sind, müßten die  $EC$ -Werte erwartungsgemäß höhere toxische Potentiale anzeigen.

Tab.2: Ergebnisse des DSTTP-Tests zur Toxizität	
Böden	DSTTP
BBA – Boden	—
9FK un.	50
9FK be.	50
9FK T/U/be.	—
3FK un.	12,5
3FK be.	—
3FK O/be.	—
3FK flot.	50
11FK un.	25
11FK be.	50
11FK flot.	50
11FK flot./be.	50
6S un.	50
6S an.	n.b.
6S be.	—
n.b.:	nicht bestimmt
—:	keine Hemmung

**Bewertung der Ergebnisse**

Für eine Bewertung der Untersuchungsergebnisse zur Klärung der Frage, ob die ausgewählten mikrobiologischen Methoden für eine ökotoxikologische Erfolgskontrolle von Böden aus Sanierungsmaßnahmen geeignet sind, ist es auf Grund fehlender unbelasteter Kontrollböden notwendig, die Ergebnisse mit bereits untersuchten Böden zu vergleichen. Der Vergleich der erhaltenen Ergebnisse mit denen der bereits untersuchten Böden (Tab.3) unter Berücksichtigung der Schadstoffgehalte, ermöglicht das in Tabelle 4 dargestellte Bewertungsschema. Es wird überprüft, ob die Ergebnisse in den zu erwartenden Bereichen der mit organischen Schadstoffen belasteten Böden liegen. Zusätzlich wurde hier der DSTTP-Test unter besonderer Berücksichtigung mit einbezogen, da eine Bewertung nur eingeschränkt möglich ist. Um die Ergebnisse des DSTTP-Tests in das Bewertungsschema aufzunehmen, müssen einerseits die Schadstoffgehalte sowie die mögliche unterschiedliche Verfügbarkeit dieser berücksichtigt werden. Wo kein  $EC_{100}$  festgestellt werden konnte, aber trotzdem hohe Kontaminationen sowie eine positive Bewertung der Respirations- und Nitrifikationsmethode erfolgte, wurde der DSTTP-Test negativ eingestuft. Das Schema zeigt deutlich, daß die Be-

stimmung der Basalatmung, des Respiratorischen Quotienten und der Lag- Phase geeignete mikrobiologische Methoden für die Bewertung mikrobiologisch sanierter Bodenmaterialien sind. Der DSTTP- Test macht den Sanierungserfolg zwar deutlicher, ist aber zu unempfindlich.

Tab.3: Ergebnisse zur Respiration und Nitrifikation bereits untersuchter Böden (WILKE et al., 1998)

Böden	BA ( $\mu\text{g CO}_2\text{g}^{-1}\text{TS h}^{-1}$ )	SIR (BA/SIR)	Q <sub>R</sub> (BA/SIR)	Lag-Phase (h)	Nitrifikation ( $\mu\text{g NO}_2\text{g}^{-1}\text{TS h}^{-1}$ )
unkontaminiert (A <sub>1</sub> -Horizonte)	0,68 – 2,93	8,28 – 26,2	0,07 – 0,27	< 0,4 - 18	0,088- 5,604
organikabelastet	3,40 – 9,36	8,05 – 13,9	0,29 – 0,76	18 - > 20	0,005 – 0,034

Tab.4: Bewertung der mikrobiologischen Methoden

Böden	BA	SIR	Q <sub>R</sub>	Lag-Phase	Nitrifikation	DSTTP	
BBA	+	+	+	+-	+	(+)	+ Ergebnis liegt im erwarteten Bereich
9FK un.	+	--	+	+	+	(+)	
9FK be.	+	+	+	+	--	(+)	+- Ergebnis liegt in etwa im erwarteten Bereich
9FK T/U/be.	+	+-	+	+	-/+	(-)	
3FK un.	+	+	+	+	+	(+)	- Ergebnis liegt nicht im erwarteten Bereich
3FK be.	+	+	+	+	+	(-)	
3FK O/be.	+	-	+	+	+	(-)	-- Ergebnis liegt weit außerhalb des erwarteten Bereichs
3FK flot.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	(+)	
11FK un.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	+	(+)	n.b. nicht bestimmt
11FK be.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	--	(+)	
11FK flot.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	(+)	() eingeschränkt gültig
11FK flot./be.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	(+)	
6S un.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	+	(+)	
6S an.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	+	n.b.	
6S be.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	+	(-)	

**Zusammenfassung**

Trotz erfolgter Sanierungen wurden relativ hohe Restkonzentrationen an PAK und MKW festgestellt (Tab.1). Es muß berücksichtigt werden, daß nicht nur die Schadstoffe sondern auch die Sanierungsmaßnahmen selbst Einfluß auf die mikrobielle Aktivität haben. Bei der Bestimmung der Bodenatmung wurde deutlich, daß die hohen Schadstoffgehalte hohe mikrobielle Aktivitäten zur Folge haben. Für eine ökotoxikologische Bewertung am Besten geeignet ist der Respiratorische Quotient Q<sub>R</sub>, da er die hohen Aktivitäten der Basalatmung und der SIR zueinander in Beziehung setzt, ausgleicht und handhabbarer macht. Bei den Untersuchungen ergaben sich entsprechend der Schadstoffbelastungen bei allen Böden Q<sub>R</sub>- Werte bei bzw. > 0,3, wie zu erwarten war. Die verlängerten Lag- Phasen machen auf den Zusatz von Mikroorganismen sowie auf eine erhöhte Bioverfügbarkeit der Schadstoffe aufmerksam und können ebenfalls für die Bewertung herangezogen werden. Der DSTTP- Test gibt zwar Hinweise auf die Schadstoffreduzierung, ist aber nicht ausreichend sensitiv. Weiterhin erwies er sich gegenüber hoher PAK- Belastungen als unempfindlich. Die Nitrifikationsrate wird deutlich von der Zugabe der Mikroorganismen, hohen PAK- Konzentrationen sowie von den zusätzlichen Maßnahmen beeinflusst. Die biologischen Behandlungen erhöhen die Nitrifikationsraten sehr stark. Bei gleichzeitig hohen PAK- Konzentrationen bleiben dieselben niedrig. Die Nitrifikation kann nicht für eine ökotoxikologische Bewertung herangezogen werden.

**Literatur**

- Kwan, K.K. (1991): Qualitative Direct Sediment Toxicity Testing Procedure (DSTTP), NWRI Contribution, No.90-91
- Nordgren, A.(1988): An inexpensive, microcomputer-controlled method for continous monitoring of soil respiration rate. Soil Biol.Biochem. 20, 955-957
- Palmborg, C. & A. Nordgren (1994): Soil respiration curves, a method to test the abundance, activity and vitality of the microflora in forest soils. MATS Guidelines -Test 16, 149-155
- Torstensson, L. (1993): MATS Guidelines: Soil Biological Variables in Environmental Hazard Assessment, Swedish Environmental Protection Agency
- Wilke, B.-M., Winkel, B., Fleischmann, S., & P. Gong (1998): Higher Plant Growth and Microbial Toxicity Tests for Evaluation of the Ecotoxic Potential of Soils, in: Contaminated Soil'98, Thomas Telford, London, 345-354

## Die Empfindlichkeit von Bodenbiozöosen gegenüber Änderungen der Bodennutzung

von

GRAEFE, U.

Wie Bodenbiozöosen auf Änderungen der Bodennutzung reagieren, kann nur selten im direkten Vorher-Nachher-Vergleich beobachtet werden. Meistens wird der Raum-für-Zeit-Ansatz angewendet, d.h. vergleichbare Flächen verschiedener Nutzung werden gleichzeitig betrachtet. Wir wollen diesen Ansatz noch etwas erweitern und auch Standorte unterschiedlicher Nutzung vergleichen, die zur gleichen Bodenform gehören, also einer vergleichbaren Bodenbildungsdynamik unterworfen waren. Es ist davon auszugehen, daß innerhalb einer Region Böden der gleichen Bodenform während ihrer Entstehung eine ähnliche Bodenbiozönose gehabt haben. Wir gehen außerdem davon aus, daß sich Bodenbiozöosen auf der Ebene der Lebensgemeinschaft typisieren lassen, auch wenn man die Artenzusammensetzung nicht vollständig erfassen kann. Die Bodenbiozönose erscheint uns heute als ein System, in dem die Organismen auf unterschiedlichen Raum- und Zeitskalen operieren, so daß insgesamt eine enkaptisch geschachtelte, hierarchische Organisation resultiert (WEIDEMANN 1997). Dieses bedeutet in der Konsequenz, daß die jeweiligen Ausprägungen des Systems Rückschlüsse auf Eigenschaften der darin eingeschlossenen Untersysteme gestatten. Für die hierarchische Gliederung gibt es mehrere Vorschläge, z.B. die Einteilung in ein makrotrophisches, mesotrophisches und mikrotrophisches System (HEAL & DIGHTON 1985). Zum Makrosystem gehören Pflanzenreste und bodenwühlende Tiere, das Mesosystem setzt sich aus Pilzen, Kleinarthropoden und Enchyträen zusammen, dem Mikrosystem gehören Bakterien und Protozoen an (vgl. KOEHLER 1999).

Die Typisierung der gesamten Lebensgemeinschaft geschieht zweckmäßigerweise durch eine Kombination von Indikatorgruppen, die verschiedene Systemebenen repräsentieren. Weil in genesteten Systemen die höhere Ebene einen steuernden Einfluß auf die untere Ebene ausübt, muß dabei das Makrosystem vorrangig vor dem Meso- und dem Mikrosystem berücksichtigt werden. Unumstritten ist die Rolle der Regenwürmer, die das Makrosystem vertreten. Als Repräsentanten des Mesosystems haben sich vor allem die Enchyträen (Kleiningelwürmer) bewährt, die außerdem den Vorteil haben, zur Bodenlösungsauna zu gehören und insofern auch zu dem Milieu des Mikrosystems, den wassergefüllten Poren und Wasserfilmen, sehr enge Beziehungen aufzuweisen. Übersichten typischer Bodenbiozöosen, soweit sie durch charakteristische Artenkombinationen der Regenwürmer und Kleiningelwürmer belegbar sind, finden sich bei GRAEFE (1993a, 1998). Die hierarchische Gliederung erfolgte in Analogie zum System der Pflanzengesellschaften. Der in diesem Zusammenhang verwendete Ausdruck „Zersetzergesellschaft“ verweist auf die ökosystemare Funktion der Bodenbiozönose als Gegenpart zu den Primärproduzenten.

Die unterschiedlichen Typen der Bodenbiozönose können auf einem Dreieckdiagramm auch graphisch dargestellt werden (Abb. 1 und 2). Das Lebensformtypen-Diagramm der Regenwürmer ist wie ein Bodenartdiagramm aufgebaut. Den Rahmen bilden die prozentualen Anteile der drei Lebensformtypen an der gesamten Regenwurmbiomasse eines Standorts. Eingetragen sind die in Mitteleuropa dominierenden Zersetzergesellschaftstypen auf der Ebene des Verbands. Den größten Bereich nimmt das *Lumbricion* ein. Epigäische, endogäische und anecische (tiefgrabende) Regenwürmer kommen in unterschiedlichen Anteilen zusammen vor. Das *Eiseniellion* ist die Zersetzergesellschaft nasser Standorte. Zu seinen Kennzeichen gehört das Fehlen tiefgrabender Regenwurmartens. Im *Achaeto-Cognettion* an stark sauren Standorten kommen auch die endogäischen Regenwürmer nicht mehr vor. Schließlich kennen wir Standorte, die nur von endogäischen Arten besiedelt sind. Häufig handelt es sich um mechanisch gestörte, mehr oder weniger nährstoffangereicherte Böden. Die darin lebende Artengemeinschaft wird zum *Enchytraeion* gestellt.

---

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

### Achaeto-Cognettion

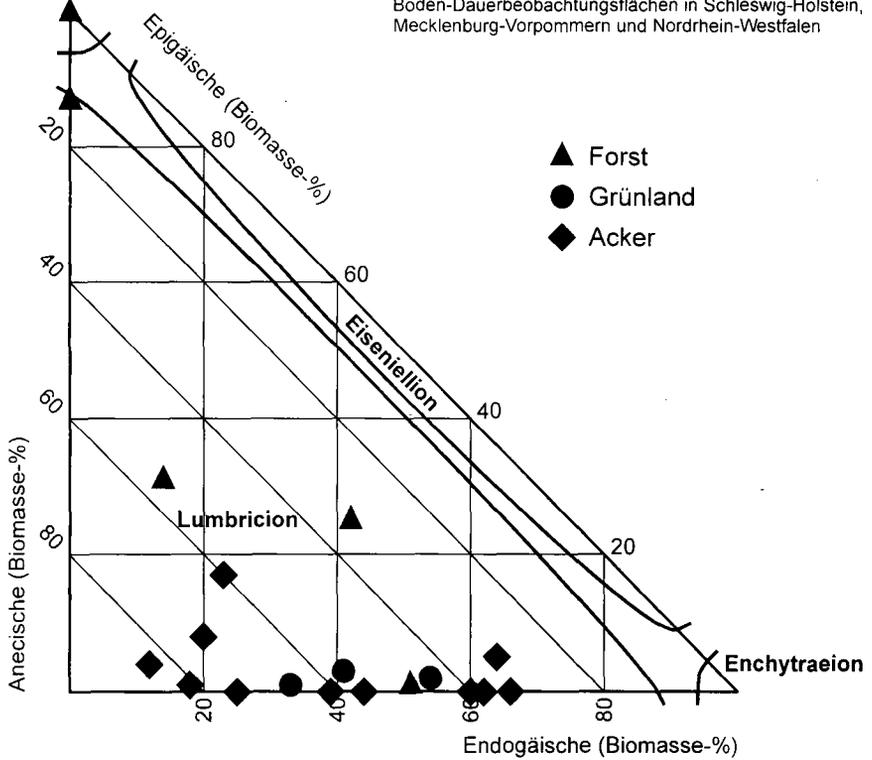


Abb. 1: Position von Standorten mit lehmigen Substraten auf dem Lebensformtypen-Diagramm der Regenwürmer. Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern und Nordrhein-Westfalen

Damit haben wir eine Grundlage, um Bodenbiozöosen verschiedener Standorte und Nutzungsformen zu vergleichen. Eine Datenbasis hierfür liefern die Ergebnisse bodenzoologischer Untersuchungen auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen, die in den Ländern Schleswig-Holstein, Nordrhein-Westfalen, Hamburg und Mecklenburg-Vorpommern durchgeführt wurden (GRAEFE et al. 1998). Abbildung 1 zeigt ein Diagramm, auf dem nur Standorte mit lehmigen Substraten eingetragen sind. Es handelt sich überwiegend um schleswig-holsteinische Flächen auf Parabraunerden und Pseudogleyen aus Geschiebelehm. Da die forstliche Nutzung in diesem Datensatz unterrepräsentiert ist, wurden zusätzlich noch vier Forstflächen aus Nordrhein-Westfalen eingetragen. Hierbei handelt es sich um Böden (Terra fusca und Braunerde) aus Kalkverwitterungslehm bzw. Schiefergebirgslehm.

Die Darstellung zeigt, daß sich die Bereiche der drei Nutzungsformen im *Lumbricion* überlappen. Die Nutzungsänderung hat demnach an Lehmstandorten auf die Artenzusammensetzung nur geringe Auswirkung. Natürlich fehlen auf dem Acker die typischen Streubewohner des Waldes. Insofern ist die Aussage zu relativieren. Aber sie gilt für die Fauna des Mineralbodens, nicht nur für Regenwürmer sondern auch für Enchyträen. Ähnliches ist auch für andere Tiergruppen schon festgestellt worden, z.B. für Collembolen (LARINK 1995) und für Nematoden (DE GOEDE & BONGERS 1994). Man wird wohl annehmen können, daß sich auch Mikroorganismen nicht grundsätzlich anders verhalten. Offenbar reagieren Bodenorganismen auf Nutzungsänderungen nicht direkt. Sie reagieren auf die veränderten Prozesse und daraus resultierende Boden Zustandsänderungen. Landwirtschaftliche Nutzung ist meistens mit einer Kompensation der Bodenversauerung durch Kalkung und Düngung verbunden. Wie weit unter Wald die Bodenversauerung fortschreitet, hängt von der Höhe des Säureeintrags und von der Pufferkapazität des Bodens ab. Der schlecht gepufferte Standort auf Schiefergebirgslehm (an der Spitze des Diagramms) beherbergt eine artarme Zersetzergesellschaft. Diesem Zustand nahe ist auch

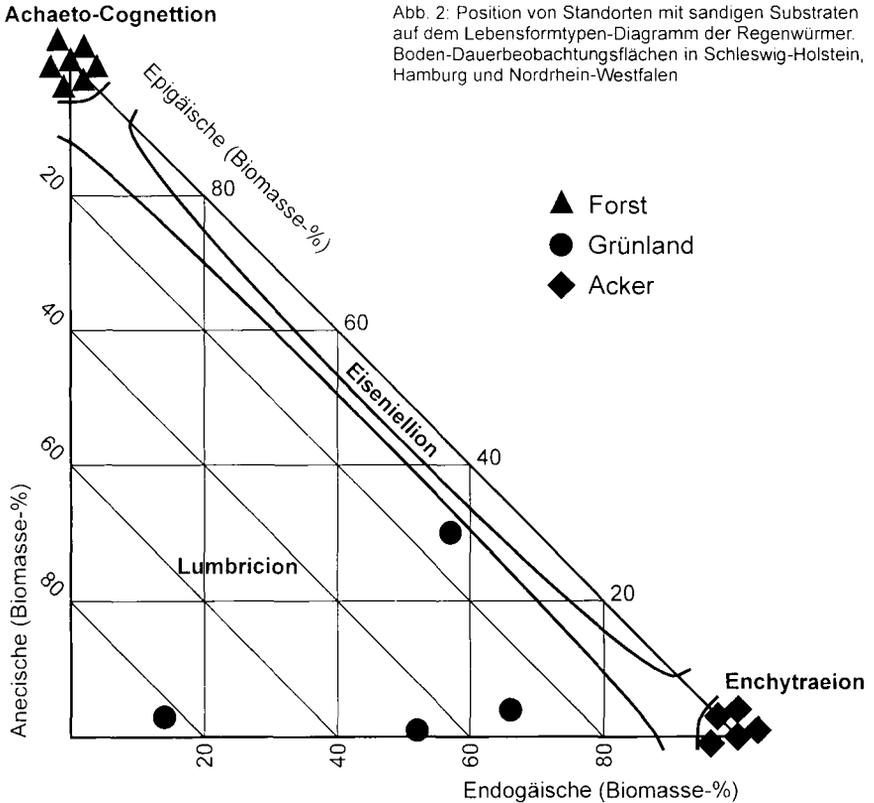


Abb. 2: Position von Standorten mit sandigen Substraten auf dem Lebensformtypen-Diagramm der Regenwürmer. Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein, Hamburg und Nordrhein-Westfalen

der Forststandort auf Geschiebelehm. Er befindet sich gewissermaßen auf der Kippe. Dort hat sich ein kleinräumiges Mosaik entwickelt aus *Achaeto-Cognettion* und *Lumbricion*. Die besser gepufferten Forststandorte auf Kalkverwitterungslehm heben sich dagegen kaum von den anders genutzten Standorten ab.

Auf dem Diagramm in Abbildung 2 sind Standorte mit sandigen Substraten eingetragen. Die drei Nutzungsarten unterscheiden sich sehr deutlich. Das *Lumbricion* ist nur im Grünland entwickelt. Dagegen gehören die Bodenbiozönosen der Forststandorte alle zum *Achaeto-Cognettion*, die der Ackerstandorte gehören alle zum *Enchytraeion*. Die Empfindlichkeit gegenüber Änderungen der Bodennutzung wird also sehr stark von der Art des Substrats beeinflusst. Die Bodenbiozönosen in Sandböden reagieren empfindlicher als die in Lehm Böden. Das erklärt sich damit, daß Sandböden in der Regel schlechter gepuffert sind und deshalb schneller versauern. Sie haben auch eine geringere Strukturstabilität. Die Bodenbearbeitung wirkt sich negativ vor allem auf tiefgrabende Regenwürmer aus, weil diese im Sandboden ihr zerstörtes Gangsystem weniger leicht wieder aufbauen können.

Dreieckdiagramme eignen sich für eine vergleichende Darstellung von qualitativen Merkmalen der Bodenbiozönose. Sie beschreiben die Dominanzverhältnisse zwischen verschiedenen Lebensformen, Strategietypen oder auch Zeigerwertgruppen (vgl. GRAEFE & SCHMELZ 1999). Allerdings vermitteln sie kein Bild von quantitativen Merkmalen wie Abundanz oder Biomasse. Hierfür bieten sich andere Visualisierungsformen an, z.B. die eines Ökogramms mit den Koordinaten Siedlungsdichte der Kleinringelwürmer und Biomasse der Regenwürmer. Eine solche Darstellung, die am Beispiel von Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein die Einflüsse unterschiedlicher Bodennutzungen und Substrate auf Aktivitätsparameter der Mesofauna und der Makrofauna zeigt, findet sich bei GRAEFE (1997).

Im Zusammenhang mit dem Bodenschutzrecht wird von seiten der bodenschutzfachlichen Politikberatung die Frage an die Wissenschaft gestellt, wie Böden nach ihrer Eignung als Lebensraum für Bodenorganismen bewertet werden können. Ist es möglich, „Bodenbiologische Boden-Güteklassen“ zu definieren? Läßt sich die „Leistungsfähigkeit“ von Böden für die Erfüllung der Funktion als Lebensraum bestimmen? Die Fragen führen an ein Dilemma. Wir sehen, daß sich Bodenbiozönosen leicht von einem in den anderen Zustand überführen lassen. Auch aus dem ärmsten Boden kann durch Düngung, Kalkung und die Art der Bodennutzung ein ausgezeichneter Lebensraum für Regenwürmer und andere Bodentiere entwickelt werden. In der leichten Veränderbarkeit liegt die besondere Indikatorqualität der Bodenbiozönose. Welcher Zustand ist nun aber schützenswert? Ist das ein Bodenzustand mit hoher Artenzahl, hoher biologischer Aktivität oder hoher Diversität? Ist nicht der relativ unbeeinflusste naturnahe Zustand schützenswert? Muß dann nicht auch unter Umständen ein für viele Organismen ungeeigneter Boden vorrangigen Schutz genießen?

Die Bodenbiologie ist in der Lage, Bewertungsverfahren für die Empfindlichkeit von Bodenbiozönosen und für den Grad der Hemerobie zu liefern. Unter den Nutzungsarten weist die forstliche Nutzung die größte Naturnähe auf. Sie gibt uns Hinweise auf die potentiell natürliche Bodenbiozönose. An Standorten auf Sand entspricht diese dem *Achaeto-Cognettietum*. Die nutzungsbedingten Veränderungen sind in diesem Fall reversibel. Würden Acker und Grünland sich selbst überlassen, streben die Bodenbiozönosen in diesen Zustand zurück. Davon kann man aber nicht immer ausgehen. Im Zuge einer Umweltverträglichkeitsstudie wurden Veränderungen der Bodenbiozönose beschrieben, die einerseits durch Kalkstaubeinträge eines Zementwerkes, andererseits durch meliorative Eingriffe in ein Hochmoor ausgelöst werden (GRAEFE 1993b). Aus dem ursprünglichen, artenarmen *Cognettietum sphagnetorum* entsteht durch Entwässerung, Düngung und Grünlandnutzung ein artenreiches *Fridericio-Lumbricetum*. Wird der Moorboden wiedervernäßt und aus der Nutzung genommen, entwickelt sich ein ebenfalls artenreiches *Octolasietum tyrtaei*. Sowohl die Kalkstaubeinträge als auch die zeitweilige Grünlandnutzung bewirken, daß sich die typische Bodenbiozönose des Hochmoores in die eines basenreichen Niedermoors verwandelt. Diese Veränderungen sind über lange Zeiträume praktisch irreversibel. Das Beispiel soll zeigen, daß wir im Zusammenhang mit dem Schutz der Funktion des Bodens als Lebensraum für Bodenorganismen weg kommen müssen von den Begriffen Eignung, Leistungsfähigkeit und Bodengüte, hin zu den Kriterien Empfindlichkeit, Naturnähe und Reversibilität.

Die bodenzologischen Untersuchungen auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen erfolgten im Auftrag des Landesamts für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU), der Landesanstalt für Ökologie (LÖBF) und des Landesumweltamts Nordrhein-Westfalen (LUA), der Umweltbehörde Hamburg und des Geologischen Landesamts Mecklenburg-Vorpommern.

## Literatur

- DE GOEDE, R.G.M., BONGERS, T. (1994): Nematode community structure in relation to soil and vegetation characteristics. *Applied Soil Ecology* 1: 29-44.
- GRAEFE, U. (1993a): Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortsökologische Ansprache. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 69: 95-98.
- GRAEFE, U. (1993b): Veränderungen der Zersetzergesellschaften im Immissionsbereich eines Zementwerkes. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 72: 531-534.
- GRAEFE, U. (1997): Auswirkungen unterschiedlicher Bodennutzungen auf das Bodenleben. *Bodenschutz heute* – Materialien zum Bodenschutz der Arbeitsgruppe „Böden in Schleswig-Holstein“ der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Band 2: 40-41.
- GRAEFE, U. (1998): Annelidenzönosen nasser Böden und ihre Einordnung in Zersetzergesellschaften. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 88: 109-112.
- GRAEFE, U., ELSNER, D.-C., NECKER, U. (1998): Monitoring auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen: Bodenzologische Parameter zur Kennzeichnung des biologischen Bodenzustandes. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 87: 343-346.
- GRAEFE, U., SCHMELZ, R.M., (1999): Indicator values, strategy types and life forms of terrestrial Enchytraeidae and other microannelids. *Newsletter on Enchytraeidae* 6: 59-67.
- HEAL, O.W., DIGHTON, J. (1985): Resource quality and trophic structure in the soil system. In: FITTER, A.H. (ed.) *Ecological Interactions in Soil*. Blackwell, Oxford, 339-354.
- KOEHLER, H. (1999): Ökosystem Boden. In: KOEHLER, H., MATHES, K., BRECKLING, B. (Hrsg.) *Bodenökologie interdisziplinär*. Springer, Berlin, Heidelberg, 9-26.
- LARINK, O. (1995): Gibt es bei Collembolen typische Ackerarten? *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 75: 15-18.
- WEIDEMANN, G. (1997): Organische Bodensubstanz und Bodenbiozönose - Qualitäten, Korrelationen und Wechselbeziehungen. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 85: 703-706.

# **Bodenenzymatische Untersuchungen**

## **mit photometrischen Schnelltestmethoden**

**Gromes, R.; Mueller, K.; Nagel, E.; Uhlmann, J.**

### **Einleitung**

Die besondere Bedeutung der Mikroorganismen liegt in deren Stoffwechselaktivitäten beim Katabolismus und Anabolismus von organischen Substanzen im Boden. Aufgrund ihrer raschen und sensitiven Reaktion auf Umwelteinflüsse bieten sich bodenmikrobiologische Untersuchungen auch für die Bewertung von Bodenbelastungen an (1). Für die Stoffumsetzungen sind die Enzyme als Biokatalysatoren erforderlich, die von den Mikroorganismen produziert werden. Der Nachweis bestimmter Enzymaktivitäten kann daher als Maß oder Indikator für das Vorkommen bestimmter Bodenmikroorganismen herangezogen werden. Die Bestimmung von Enzymaktivitäten zusätzlich zu den physikalischen und chemischen Parametern erleichtert eine Bewertung der Auswirkungen anthropogener Eingriffe in den Boden (2). Für eine Vielzahl mikrobieller Stoffwechselvorgänge im Boden wurden bereits Aktivitätstests beschrieben (3).

Die Ziele dieser Arbeit waren, basierend auf diesen Methoden für die Bestimmung der Enzymaktivitäten (Potentielle und aktuelle Nitrifikation, Urease, Saccharase und Cellobiase) durch den Einsatz von photometrischen Schnelltestmethoden aus der Umwelanalytik zu einer Vereinfachung dieser Tests beizutragen. Weiterhin wurde versucht, Hinweise zum Einfluß verschiedener Standortfaktoren und der Wirtschaftsweise auf die Höhe der Enzymaktivitäten auf 3 Flächen zu erhalten.

### **Material und Methoden**

Die Bodenprobennahme erfolgte auf 3 verschiedenen Grünlandflächen der Wildtierland GmbH in Fintel. Die Flächen wurden so gewählt, daß sie sich im Bodentyp (Gley über Niedermoorgley) gleichen und in den bodenchemischen und bodenphysikalischen Eigenschaften ähneln (4). Unterschiede bestanden in der Art der Bewirtschaftung:

- eine konventionell bewirtschaftete Fläche = K-1
- zwei ökologisch bewirtschaftete Flächen = Ö-1 und Ö-2

Auf den Flächen wurden an 9 Terminen in der Zeit von April bis August 1998 mit einem Bohrstock Mischproben aus den oberen 20 cm des Bodens gezogen. Die Probenbezeichnungen 1 - 9 in den Ergebnistabellen beziehen sich auf die verschiedenen Zeitpunkte der Probennahme.

Die Bestimmung der **Trockensubstanz (TS)** erfolgte durch Trocknung der Bodenproben für 24 Stunden bei 105 °C, für die Ermittlung des **Glühverlustes (GV)** wurden die Bodenproben nach Trocknung bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz bei 430 °C in einem Muffelofen geblüht und der GV nach (5) berechnet.

### Adresse der Autoren:

Fachhochschule Osnabrück, Studiengang Bodenwissenschaften,  
Am Krümpel 31, 49090 Osnabrück

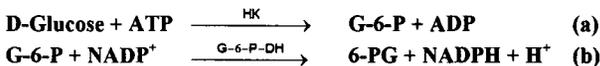
Für die enzymatischen Bestimmungen wurden die feldfeuchten Proben auf 5 mm gesiebt und ohne weitere Lagerung direkt für die Tests eingesetzt. Die **Enzymaktivitätstests** erfolgten nach bereits beschriebenen Methoden (3) mit Modifikationen beim Nachweis der Reaktionsprodukte:

Zur Ermittlung der **Potentiellen und der Aktuellen Nitrifikation** wurden die Nitrit-Gehalte der gewonnenen Filtrate mit dem Schnelltest Spectroquant Nitrit (Fa. Merck) bestimmt. Dazu wurden jeweils 5 ml der Filtrate bzw. der Nitrit-Kalibrationslösungen in Reagenzgläsern mit einem Mikrolöffel Nitrit-Färbereagenz versetzt und geschüttelt. Nach 10 min wurden die Extinktionen der Kalibrationslösungen und der Probelösungen bei 525 nm photometrisch gemessen, die Nitritgehalte der Filtrate über eine Kalibrationskurve berechnet und unter Berücksichtigung der Einwaagen, des Extraktionsvolumens und der TS die Nitrifikationsraten der Proben bestimmt.

Zur Ermittlung der **Urease-Aktivität** wurde das gebildete Ammonium in den filtrierten Proben mit dem Schnelltest Spectroquant Ammonium (Fa. Merck) photometrisch bestimmt. Dazu wurden je 2 ml der Filtrate bzw. der Kalibrationslösungen in Küvetten pipettiert, mit 0,5 ml Reagenz „NH<sub>4</sub>-1“ und einem Mikrolöffel Reagenz „NH<sub>4</sub>-2“ versetzt, mit einem Rührspatel gut durchmischt und 5 min stehengelassen. Nach Zugabe von 3 Tropfen Reagenz „NH<sub>4</sub>-3“, erneuter Durchmischung und 7 min Reaktionszeit wurden bei 690 nm die Extinktionen der Probe- und Kalibrationslösungen gemessen. Die Berechnung der Ammonium-Konzentrationen in den Filtraten erfolgte mit Hilfe einer Kalibrationskurve. Daraus wurde letztlich unter Berücksichtigung der Einwaagen, des Extraktionsvolumens und der TS die Ureaseaktivität der Proben bestimmt.

Zur Ermittlung der **Saccharase- und der Cellobiase-Aktivität** wurde in den filtrierten Bodenextrakten das Reaktionsprodukt Glucose enzymatisch nach folgendem Prinzip bestimmt:

Durch das Enzym Hexokinase (HK) wird Glucose unter ATP-Verbrauch phosphoryliert (a). Das bei dieser Reaktion entstehende Glucose-6-phosphat (G-6-P) wird anschließend durch das Coenzym Nicotinamadenin dinucleotidphosphat (NADP<sup>+</sup>) und Glucose-6-phosphat-Dehydrogenase (G-6-P-DH) zu Gluconat-6-phosphat (6-PG) oxidiert. NADP<sup>+</sup> wird dabei zu NADPH + H<sup>+</sup> reduziert (b). Die bei der Reaktion gebildete NADPH-Menge ist der Menge an Glucose äquivalent und wird photometrisch bei 340 nm bestimmt.



Dazu wurde mit einem Glucose-Testsatz (Firmen: Merck, Darmstadt oder Boehringer, Mannheim) gearbeitet, der 3 Reagenzien (eine Puffer-Lösung, pH 7,6, die Coenzyme ATP und NADP<sup>+</sup> und eine Enzymsuspension aus HK und G-6-P-DH) enthielt. Die Testdurchführung und Berechnung der Glucosekonzentration in den Filtraten erfolgte nach der Testanleitung des Herstellers (Packungsbeilage), woraus letztlich unter Berücksichtigung des Extraktionsvolumens, der Einwaagen und der TS die Saccharase- bzw. die Cellobiase-Aktivität bestimmt wurde.

## Ergebnisse

### Schnelltestmethoden

Die Erfassung der Reaktionsprodukte erfolgte für alle Aktivitäten mit photometrischen Schnelltestmethoden. Der Einsatz der Schnelltests führte besonders bei den häufig wiederkehrenden Messungen über den Versuchszeitraum von April bis August und bei den relativ geringen Probenzahlen zu einer erheblichen Zeitersparnis und somit einer Vereinfachung der Bestimmungen. Für die Erfassung der Glucose aus der Saccharase- und Cellobiase-Reaktion wurde mit einem enzymatischen Glucose-Test gearbeitet, der gegenüber chemischen Zuckernachweissystemen eine höhere Spezifität aufweist.

Tabelle 1: Ergebnisse der Nitrifikationsmessungen

Potentielle Nitrifikation			Probe	Aktuelle Nitrifikation		
(ng N / g TS / 5 h)				(ng N / g TS / 24 h)		
Ö-1	Ö-2	K-1	Ö-1	Ö-2	K-1	
1600	521	2352	1	81	34	137
1338	452	1836	2	51	46	111
1739	205	1976	3	64	14	70
1823	305	1993	4	37	14	149
1486	675	3322	5	119	41	200
1211	184	1481	6	59	24	85
1780	214	1343	7	120	30	96
1407	306	1612	8	141	38	144
864	308	2653	9	101	22	183
<b>1472</b>	<b>352</b>	<b>1952</b>	<b>Mittel</b>	<b>86</b>	<b>29</b>	<b>131</b>

**Potentielle und Aktuelle Nitrifikation**

In Tabelle 1 sind die Ergebnisse der Nitrifikationsmessungen zusammengefaßt. Erwartungsgemäß liegen die Werte der potentiellen Nitrifikation wegen des Substratzusatzes trotz der geringeren Inkubationszeit auf allen 3 Flächen deutlich höher als die der aktuellen Nitrifikation. Sowohl bei der potentiellen als auch bei der aktuellen Nitrifikation konnten für die Fläche K-1 die höchsten Aktivitäten nachgewiesen werden. Auf der Fläche Ö-1 wurden auch Aktivitäten in vergleichbarer Höhe zu K-1, im Mittel jedoch niedrigere Werte gefunden. Die Fläche Ö-2 zeigte die geringsten Aktivitäten.

Tabelle 2: Ergebnisse der Saccharase- und Cellobiase-Aktivitätsmessungen

Saccharase			Probe	Cellobiase		
(µg Glucose / g TS / 3 h)				(µg Glucose / g TS / 5 h)		
Ö-1	Ö-2	K-1	Ö-1	Ö-2	K-1	
2547	1212	1182	1	1867	646	993
3039	836	1152	2	2415	444	701
4079	1217	1160	3	2453	523	702
3353	1012	1181	4	2166	462	713
3895	1352	1431	5	2492	589	765
2080	1094	732	6	1825	629	548
2129	904	635	7	1348	273	564
3220	1206	974	8	1953	613	682
2865	925	1180	9	1813	502	1095
<b>3023</b>	<b>1084</b>	<b>1070</b>	<b>Mittel</b>	<b>2037</b>	<b>520</b>	<b>751</b>

### Saccharase- und Cellobiase-Aktivität

Die Ergebnisse der Saccharase- und Cellobiase-Aktivitätsmessungen zeigt Tabelle 2. Sowohl für die Saccharase als auch für die Cellobiase konnten auf der Fläche Ö-1 die höchsten Aktivitätswerte gefunden werden. Die Saccharase-Aktivitäten auf den Flächen Ö-2 und K-1 waren im Mittel vergleichbar hoch, die Cellobiase-Aktivitäten waren auf der Fläche K-1 etwas höher als auf der Fläche Ö-2.

### Urease-Aktivität

Die Urease-Aktivität lag im Mittel auf der Fläche Ö-1 mit Werten von 391  $\mu\text{g N} / \text{g TS} / 2 \text{ h}$  deutlich höher als auf den beiden Flächen Ö-2 und K-1. Die Höhe der gemessenen Aktivitäten auf diesen Flächen war sehr ähnlich, auf der Fläche K-1 im Mittel mit 169  $\mu\text{g N} / \text{g TS} / 2 \text{ h}$  jedoch höher als auf der Fläche Ö-2 mit 135  $\mu\text{g N} / \text{g TS} / 2 \text{ h}$ .

### **Diskussion**

Die Höhe der enzymatischen Aktivitäten ist abhängig von den Standortbedingungen (1). Im Untersuchungszeitraum unterlagen die Enzymaktivitäten innerhalb einer Fläche erheblichen Schwankungen, die vermutlich auf Änderungen der Temperatur und der Feuchtigkeit zurückzuführen sind. Daher wurden für den Vergleich der Flächen untereinander die Mittelwerte aus den Einzelmessungen herangezogen.

Auf der extensiv genutzten Fläche Ö-1 konnten die höchsten enzymatischen Aktivitäten nachgewiesen werden. Sie zeigte auch den dichtesten Bewuchs. Der Glühverlust lag hier mit durchschnittlich 16,2 % am höchsten. Nur bei der Messung der aktuellen und der potentiellen Nitrifikation wurden auf der Fläche K-1 höhere Umsatzraten gefunden, was möglicherweise durch die kontinuierliche Stickstoffzufuhr (Düngung) der konventionellen Fläche zu erklären ist. Die Messungen der weiteren Aktivitäten führten für die Fläche K-1 zu etwas höheren Werten als für die Fläche Ö-2 und zu deutlich niedrigeren Werten als für die Fläche Ö-1. Die Fläche K-1 hatte einen dichten Bestand, der Glühverlust lag im Mittel bei 7,4 %. Die Fläche Ö-2 zeigte immer die niedrigsten Aktivitäten. Sie war zertreten und hatte einen lückigen Bestand. Der Glühverlust lag hier im Mittel bei 5,9 %.

Die Höhe der Enzymaktivitäten wird wesentlich durch den Gehalt an organischer Substanz, die hier nährungsweise über den GV ermittelt wurde, beeinflusst (1;2). Dieser Zusammenhang konnte für die Aktivitäten von Urease, Saccharase und Cellobiase auf den 3 untersuchten Flächen bestätigt werden. Dagegen konnte mit diesen Untersuchungen kein direkter Zusammenhang zwischen der Höhe der Enzymaktivitäten und der Art der Wirtschaftsweise (konventionell oder extensiv genutzte Flächen) aufgezeigt werden.

### **Danksagung**

Wir danken der Wildtierland GmbH in Fintel für die finanzielle Unterstützung dieser Arbeit.

### **Literatur**

- (1) DUNGER, W.; FIEDLER, H. J.: „Methoden der Bodenbiologie“, Jena, 1997
- (2) SCHINNER, F.; SONNLEITNER, R.: „Bodenökologie: Mikrobiologie und Bodenzymatik“, Band I und II, Berlin, 1996
- (3) SCHINNER, F.; ÖHLINGER, R.; KANDELER, E.; MARGESIN, R.: „Bodenbiologische Arbeitsmethoden“, Heidelberg, 1993
- (4) GROSSE-BUTENUTH, K.; STERN, A.: „Bodenkundliche und bodenökologische Untersuchungen auf den Flächen der Wildtierland GmbH in Fintel“, Diplomarbeit, FH-Osnabrück, 1996
- (5) SCHLICHTING, E.; BLUME, H.-P.; STAHR, K.: „Bodenkundliches Praktikum“, Berlin, 1995

## **Der Beitrag von Pilzen und Bakterien beim Aufbau organischer Bodensubstanz in verschiedenen Agrarökosystemen**

**Guggenberger, Georg<sup>1)</sup> und Frey, Serita<sup>2)</sup>**

### **Einleitung**

Mikrobielle Resynthese ist ein bedeutender Prozess bei der Bildung von organischer Bodensubstanz (SOM; Zech und Kögel-Knabner, 1994). Daher ist die Zusammensetzung und Aktivität der mikrobiellen Zersetzergemeinschaft ein wichtiger Steuerfaktor für den Gehalt und die Qualität von SOM (Elliott und Coleman, 1988). Die Zersetzergemeinschaft wird ihrerseits durch die Umweltbedingungen im Boden kontrolliert. In landwirtschaftlichen Böden können diese aktiv durch Bodenmanagement beeinflusst werden. Beare (1997) zeigte für die Versuchsfläche „Horseshoe Bend“ in Georgia, USA, dass bei konventionellem Ackerbau (engl. conventional tillage, CT) Bakterien dominieren, während Direktsaatverfahren (engl. no tillage; NT) Pilze fördern. Ausgehend von der Frage, ob Bodenmanagement über eine Verschiebung der Zersetzergemeinschaft im Boden Vorrat und Verfügbarkeit von SOM beeinflusst, haben wir folgende Hypothesen getestet:

- 1) bei NT erfolgt allgemein eine Verschiebung in Richtung pilzlich dominierter Zersetzergemeinschaft;
- 2) dies führt zu einem höheren Anteil an pilzlich synthetisierter SOM;
- 3) es besteht ein positiver Zusammenhang zwischen pilzlicher Biomasse und pilzbürtiger SOM mit der Aggregation;
- 4) die Ursache für eine höhere pilzliche Aktivität bei NT ist die größere Toleranz von Pilzen gegenüber Trockenheit in der Auflagenstreu.

### **Material und Methoden**

Die untersuchten Standorte repräsentieren sechs Agrarökosysteme im Mittleren Westen der USA (Mandan, ND; Sidney, NE; Stratton, CO; Bushland, TX; Manhattan, KS; Lexington, KY). Auf jedem Standort wurden je drei Plots (CO zwei) unter CT und NT von 0-5 und 5-20 cm Bodentiefe beprobt. Die Proben wurden gekühlt in das Labor gefahren und dort mittels eines rechnergestützten Direktzählverfahrens auf ihre Konzentration an bakterieller (gefärbt mit DTAF) und pilzlicher (gefärbt mit Calcifluor) Biomasse untersucht. An luftgetrockneten Proben erfolgte die Bestimmung von  $C_{tot}$ ,  $N_{tot}$ , der partikulären organischen Substanz (POM), dem mittleren Durchmesser wasserstabiler Aggregate (MWD) und der Aminozucker (kennzeichnen mikrobielle Zellwände) nach Zhang und Amelung (1996). Der Wassergehalt wurde gravimetrisch durch Ofentrocknung bei 105 °C ermittelt. Die statistische Auswertung erfolgte mittels der Programmpakete SAS bzw. Statistica. Details sind in Frey et al. (1999) und Guggenberger et al. (1999) beschrieben.

---

<sup>1)</sup>Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, D-95440 Bayreuth

<sup>2)</sup>School of Natural Resources, 2021 Coffey Road, Ohio State University, Columbus, OH 43210, USA

## Ergebnisse und Diskussion

### Hypothese 1)

Im 0-5 cm Bodenkinkrement lag die bakterielle Biomasse zwischen 19.9 und 60.2  $\mu\text{g C g}^{-1}$  Boden und war nur an zwei Standorten (NE und KS) unter NT höher als unter CT. Die pilzliche Biomasse bewegte sich zwischen 2.8 und 74.3  $\mu\text{g C g}^{-1}$  Boden und lag an allen Standorten unter NT höher als unter CT. Der Anteil der pilzlichen Biomasse erhöhte sich auf fünf der sechs Standorte unter NT (Abb. 1). Im 5-20 cm Bodenkinkrement waren diese Unterschiede weniger ausgeprägt. Im allgemeinen lag jedoch der Anteil der pilzlichen Biomasse bei Bilanzierung über den gesamten Pflughorizont (0-20 cm) unter NT höher als unter CT. Die Ergebnisse belegen für die landwirtschaftlich genutzten Böden des Mittleren Westens der USA, dass unter NT eine Verschiebung der mikrobiellen Zersetzergemeinschaft in Richtung eines höheren Anteils pilzlicher Biomasse insbesondere im Oberboden erfolgt.

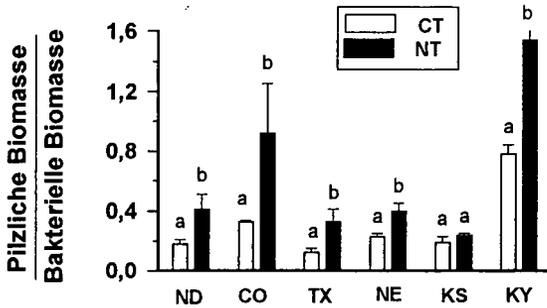
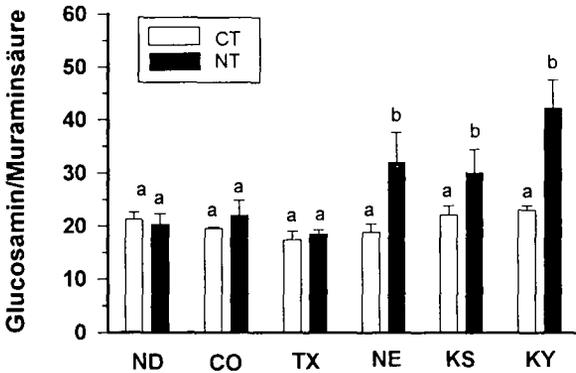


Abb. 1. Verhältnis von pilzlicher Biomasse zu bakterieller Biomasse in sechs Agrarökosystemen des Mittleren Westens der USA unter CT und NT (nach Frey et al., 1999).

### Hypothese 2)

Im 0-5 cm Bodenkinkrement haben wir Gesamtaminozucker-Konzentrationen zwischen 1120 und 3393  $\mu\text{g g}^{-1}$  Boden gemessen. Die Konzentration an pilzlich synthetisierten Glucosamin (korrigiert um den Gehalt von Glucosamin in Bakterien) lag an vier der sechs Standorte unter NT höher als unter CT; bakteriell synthetisierte Muraminsäure zeigte keine bodenbearbeitungsbedingte Unterschiede. Das Verhältnis von Glucosamin zu Muraminsäure war unter NT in NE, KS und KY höher als unter CT (Abb. 2). Dies korrespondiert mit höheren Gehalten an POM und einem höheren MWD unter NT. Für ND, CO und TX ergaben sich keine Unterschiede zwischen NT und CT in Bezug auf Konzentration und Zusammensetzung der Aminozucker, POM und MWD. Letztere Standorte lagen bei Probenahme erst zwischen 11 und 15 Jahren unter NT und waren vorher alle CT bewirtschaftet. Im Gegensatz hierzu war die Versuchsdauer bei NE, KS und KY zwischen 22 und 26 Jahre. Es ist daher wahrscheinlich, dass SOM-Bestandteile der Standorte ND, CO und TX weniger den Gleichgewichtszustand unter NT widerspiegeln als bei den länger NT-bewirtschafteten Standorten. Die Biomasse reagiert demgegenüber schneller auf Veränderungen des Bodenmanagements als SOM-Bestandteile. Hierfür spricht auch, dass sich bei einer Wichtung über den gesamten Pflughorizont die C-bezogenen Gehalte an Glucosamin nicht bewirtschaftungsbedingt unterscheiden.



**Abb. 1.** Verhältnis von Glucosamin zu Muraminsäure in sechs Agrarökosystemen des Mittleren Westens der USA unter CT und NT (aus Guggenberger et al., 1999).

### Hypothese 3)

MWD korreliert im 0-5 cm Bodenkrement signifikant mit der pilzlichen Biomasse ( $r=0.66$ ;  $P<0.001$ ). Allerdings ist diese Beziehung v.a. durch die hohen MWD-Werte des Standortes KY bedingt. Werden diese außer Acht gelassen, ist die Beziehung zwischen MWD und pilzlicher Biomasse nicht mehr signifikant ( $r=0.34$ ;  $P>0.05$ ).

Die Glucosamin- und Muraminsäure-Gehalte im Boden waren gegenüber jenen in der lebenden pilzlichen bzw. bakteriellen Biomasse um Faktoren von 54-745 (Glucosamin) bzw. 26-82 (Muraminsäure) angereichert. Da die Aminosucker-Monomere sehr leicht mineralisierbar sind, liegen die Aminosucker wahrscheinlich im Boden v.a. in strukturell noch recht intakten Zellwandrückständen abgestorbener Mikroorganismen (Chitin bei Pilzen und Murein bei Bakterien) vor. Pilzlich synthetisiertes Glucosamin zeigt positive Beziehungen zur pilzlichen Biomasse ( $r=0.52$ ;  $P<0.05$ ), zu POM ( $r=0.80$ ;  $P<0.001$ ) und zum log-transformierten MWD ( $r=0.64$ ;  $P<0.01$ ). Die Aminosucker-Analyse in Aggregatgrößenklassen von Böden der Standorte NE, KS und KY ergab zudem, dass größere Aggregate reicher an pilzlichen Zellwandrückständen sind als kleinere. Dies gilt insbesondere für die großen Mikroaggregate und Makroaggregate unter NT, welche auch einen höheren Anteil an der Bodenmasse repräsentieren als unter CT. Die Ergebnisse machen wahrscheinlich, dass weniger die pilzliche Biomasse als vielmehr deren stabile Zellwandrückstände in einer Beziehung mit der Aggregation stehen. Eine abgesicherte Ursache-Wirkungs-Beziehung läßt sich zwar nicht identifizieren, es ist aber von einer positiven Rückkopplung zwischen der Stabilisierung von großen Mikroaggregaten und Makroaggregaten durch abgestorbene Pilzhyphen und der Verlangsamung des Abbaus pilzlicher Rückstände durch Einschluss in den Aggregaten auszugehen.

### Hypothese 4)

Die Bodenfeuchtigkeit spielt eine wichtige Kontrolle bei der Zusammensetzung der mikrobiellen Zersetzergemeinschaft und deren Bedeutung bei der Bildung von SOM. Werden die managementbedingten Unterschiede um die unterschiedliche Bodenfeuchte in CT und NT mittels einer Covarianzanalyse korrigiert, ist der Einfluss der Bodenbewirtschaftung auf die Parameter für

pilzliche Biomasse und Zellwandrückstände nicht signifikant oder nur sehr gering. Demgegenüber wird ein Großteil der Variation durch die Bodenfeuchte erklärt. Dies heißt, dass wahrscheinlich der Einfluss der Bodenbewirtschaftung auf die mikrobielle Zersetzergemeinschaft und deren Resyntheseprodukte v.a. auf bewirtschaftungsbedingte Unterschiede im Wassergehalt zurückzuführen sind. Die bei NT auf dem Boden verbleibende Streu wirkt als Verdunstungssperre und führt zu höheren Wassergehalten im Oberboden als unter CT. Dieses Ergebnis widerspricht unserer Eingangshypothese und der höheren Toleranz von Pilzen gegenüber Austrocknung. Wir erklären den Befund damit, dass bei höheren, d.h. optimaleren, Wassergehalten die Verfügbarkeit der C-Quelle ein limitierender Faktor für die Abundanz der Mikroorganismen sowie deren Produktion von Resyntheseprodukten ist. Pilze können refraktärere Verbindungen als Bakterien nutzen und sind daher ihnen gegenüber im Vorteil.

**Tab. 1.** Varianz- (ANOVA) und Covarianzanalyse (ANCOVA) für verschiedene Variationsquellen von Parametern für pilzliche Biomasse und pilzliche Zellwandrückstände in den 0-5 cm Bodeninkrementen, gezeigt sind *F*-Werte und Signifikanzniveaus (ns, nicht signifikant; \*, 0.05; \*\*, 0.01; \*\*\*, 0.001), *n*=34 (aus Frey et al., 1999 und Guggenberger, unveröffentlicht).

Analyse	Abhängige Variable	Variationsquelle	
		Bodenbearbeitung	Bodenfeuchtigkeit
ANOVA	Pilzliche Biomasse	8.97**	-
	Anteil der Pilze an der Biomasse	7.72**	-
ANCOVA (mit Bodenfeuchtigkeit als Co-Variable)	Pilzliche Biomasse	1.09ns	59.78***
	Anteil der Pilze an der Biomasse	1.93ns	16.78***
ANOVA	Glucosamin	11.97**	-
	Glucosamin/Muraminsäure	10.12**	-
ANCOVA (mit Bodenfeuchtigkeit als Co-Variable)	Glucosamin	5.51*	20.18***
	Glucosamin/Muraminsäure	3.70ns	31.69***

## Literatur

- Beare, M.H. (1997) In: Brussaard, L. und Ferrera-Cerrato, R. (Hrsg.). *Soil Ecology in Sustainable Agricultural Systems*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, S. 37-70.
- Elliott, E.T. and Coleman, D.C. (1988). *Ecol. Bull.* 39, 23-32.
- Frey, S.D., Elliott, E.T. und Paustian, K. (1999). *Soil Biol. Biochem.* 31, 573-585.
- Guggenberger, G., Frey, S.D., Six, J., Paustian, K. und Elliott, E.T. (1999). *Soil Sci. Soc. Am. J.*, im Druck (Oktober-Ausgabe).
- Zech, W. und Kögel-Knabner, I. (1994). In: Schulze, E.D. (Hrsg.). *Flux Control in Biological Systems: From the Enzyme to the Population and Ecosystem Level*. Academic Press, San Diego, CA, S. 303-335.
- Zhang, X. und Amelung, W. (1996). *Soil Biol. Biochem.* 28, 1201-1206.

# Vergleich wendender und nichtwendender Bodenbearbeitung im ökologischen Landbau: Messungen zum Strohabbau mit Minicontainern bei Vertikalexposition

von

Heiber, T. und G. Eisenbeis\*

## 1. Einleitung

Die vorliegende Untersuchung wurde im Rahmen des "Projekts ökologische Bodenbewirtschaftung" (PÖB) der Stiftung 'Ökologie und Landbau' in Bad Dürkheim und der Landesanstalt für Pflanzenbau und Pflanzenschutz in Mainz durchgeführt. Ziel der auf 10 Jahre angelegten Versuche ist, die Auswirkung ökologischer Bodenbewirtschaftungsmethoden wissenschaftlich zu begleiten und praxisnah umzusetzen (s.a. HAMPL & BESTE 1999). Die Basis des Projekts bildet eine fünfgliedrige Fruchtfolge mit den drei Grundbodenbearbeitungen Pflug, Schichtengrubber und Zweischichtenpflug. Die Bodenbearbeitung ist neben der Fruchtfolge ein entscheidender Faktor im ökologischen Landbau, der die Bodenstruktur und das Leben im Boden nachhaltig beeinflusst. Darüber hinaus wird durch die Einarbeitung von Ernterückständen in Verbindung mit Gründüngung eine Anhebung des Humusstatus und eine Verbesserung der Durchwurzelung angestrebt.

Beim Pflug wird der Boden krumentief bis in eine Tiefe von 30 cm gewendet, wobei er an natürlichen Bruchzonen zerkleinert wird. Pflanzenrückstände werden tiefgründig eingearbeitet und ausgewaschene Nährstoffe können so wieder an die Oberfläche gebracht werden. Für die Bodenorganismen bedeutet die wendende Bearbeitung durch den Pflug eine massive Änderung ihrer Lebensbedingungen. Beim Schichtengrubber erfolgt im Unterschied zum Pflug keine Wendung des Bodens, sondern eine tiefgründige Lockerung und Durchmischung. Die natürliche Schichtung bleibt erhalten und durch das Verbleiben von Ernterückständen nahe der Bodenoberfläche wird der Boden gegen Erosion geschützt. Der Zweischichtenpflug kombiniert die Arbeitsweise der beiden Geräte, indem der Boden bis in eine Tiefe von 15 cm flach gewendet und bis in eine Tiefe von 30 cm gelockert wird.

Ziel dieser Untersuchung ist es, Auswirkungen der drei Bodenbearbeitungsmethoden auf den Streuabbau und die biologische Aktivität über zwei Jahre zu verfolgen. Hierzu wurde das Minicontainersystem (EISENBEIS 1998, EISENBEIS et al. 1995, 1999) in vertikaler Exposition angewendet, um vor allem Unterschiede zwischen Ober- und Unterkrume festzustellen. Als Kontrollfläche diente eine Brachwiese, die einmal im Jahr gemäht wurde.

## 2. Material und Methoden

Der Untersuchungsstandort liegt in Wörrstadt-Rommersheim (Rheinland-Pfalz) auf einer Höhe von 230 m ü. NN. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 10 °C, der mittlere Jahresniederschlag 530 mm. Der Bodentyp ist eine Pararendzina auf Löss (FAO: Calcaric Regosol). Die Versuchsflächen wurden bis zur Anlage des Versuchs konventionell bewirtschaftet. Im Mai 1994 wurde der zuletzt angebaute Winterroggen abgemulcht, anschließend erfolgte die erste Grundbodenbearbeitung mit Pflug (P), Schichtengrubber (SG) und Zweischichtenpflug (SP). Zur praxisnahen Demonstration und Untersuchung unterschiedlicher Bodenbearbeitungsverfahren wurden die Versuchspartellen in einer Ausdehnung von 12 x 100 m angelegt. Die Kulturen einer fünfgliedrigen Ackerbaufruchtfolge sind in zweifacher Wiederholung mit jeweils drei Bodenbearbeitungsvarianten kombiniert, so dass der Versuch insgesamt 30 Partellen umfasst. Als Kontrollfläche (K) dient eine Wiesenfläche zwischen den bearbeiteten Partellen, die einmal im Jahr mit der Sense gemäht wird.

Im August 1995 wurden auf den Partellen Pflug, Schichtengrubber, Zweischichtenpflug und einer Kontrollpartelle insgesamt 144 Minicontainerstäbe zur Untersuchung des Streuabbaus ausgebracht. Die Minicontainer wurden für die Untersuchung mit Roggenstroh als Testsubstrat gefüllt. Je 12 Minicontainer pro Stab

\* Institut für Zoologie, Joh. Gutenberg-Universität, 55099 Mainz

Die Arbeit enthält vorläufige Ergebnisse der von T. Heiber begonnenen Dissertation

verteilen sich bei vertikaler Exposition von 0 bis 24,5 cm Bodentiefe. Zur Untersuchung von Effekten der Bodentiefe wurden für die Auswertung die oberen sechs Minicontainer (0 - 12 cm) und die unteren sechs Minicontainer (12,5 - 24,5 cm) für die einzelnen Varianten zusammengefasst. Durch die Verwendung von Gaze mit unterschiedlicher Maschenweite sollte darüber hinaus versucht werden, den Einfluss verschiedener trophischer Gruppen zu differenzieren. Die Minicontainer wurden mit Gaze von 20 µm, 500 µm und 2 mm verschlossen. Im Folgenden sind nur die Ergebnisse für die 500 µm und 2 mm Gaze dargestellt.

In wechselnden Abständen wurden je 12 bzw. 24 Minicontainerstäbe dem Boden entnommen. Die Bestimmung des Streuabbaues erfolgte anhand der nach den unterschiedlichen Expositionszeiten in den Containern verbliebenen Streumenge (Residualstreu). Für die Bestimmung wurden die Streuproben nach der Extraktion der Fauna aus den Containern entnommen und 24 h im Trockenschrank bei 105 °C getrocknet. Danach wurde die Probe auf einer Analysenwaage gewogen und die Masse der Streu auf 0,1 mg genau bestimmt. Da die Proben oftmals durch feine, mechanisch nicht entfernbare Bodenpartikel verunreinigt waren, wurden sie im Anschluss an die Wägung in einem Muffelofen für 4 h bei 400 °C verascht. Die Angabe der nicht abgebauten Reststreu erfolgt als Prozent aschefreier Trockenmasse (% AFTM).

Zur Bestimmung des Wassergehalts der Streu wurden die Container aus den Stäben entnommen, von anhaftenden Verunreinigungen befreit und jeder Container komplett, d.h. mit Streu, gewogen. Nach der Extraktion der Fauna wurde die Streu aus den Containern entnommen, das Leergewicht der Container bestimmt und der Wassergehalt nach Trocknung der Streu bei 105°C berechnet.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Wassergehalt

Der Wassergehalt hat eine entscheidende Bedeutung für die Aktivität der Bodenorganismen und es ist daher davon auszugehen, dass er auch den Streuabbau beeinflusst. Dies konnte auch von LENZ (1999) in einer Untersuchung mit der Minicontainer Methode nachgewiesen werden. In der vorliegenden Untersuchung wurde mit 299 % ein 30 Prozentpunkte höherer Wassergehalt der Streu in den Minicontainern der oberen Bodentiefe gegenüber denen der unteren Bodentiefe festgestellt. Im Vergleich der Bearbeitungsvarianten wurde der geringste Wassergehalt mit 258 % für die Kontrolle ermittelt, gefolgt von Schichtengrubber (286 %), Pflug (295%) und Zweischichtenpflug (298%). In der Abb. 1 sind die Wassergehalte für die einzelnen Varianten nach Bodentiefen getrennt dargestellt, wobei die Daten der drei verwendeten Maschenweiten

zusammengefasst wurden. Signifikante Unterschiede zwischen den Bearbeitungsvarianten sind durch Buchstabenpaare gekennzeichnet. In der oberen Bodentiefe ist kein Trend bezüglich des Wassergehaltes für die Bearbeitungsvarianten zu erkennen. Ein signifikanter Unterschied ist nur im September 1995 und Januar 1996 für die Varianten Zweischichtenpflug und Kontrolle festgestellt worden.

In der unteren Bodentiefe ist ab der Probenahme im Januar 1996, besonders bei der Kontrolle, der Wassergehalt niedriger als bei den wendenden Varianten Zweischichtenpflug und Pflug. Beim Schichtengrubber wurde nur im Januar 1996 ein signifikanter niedriger Wassergehalt als beim Zweischichtenpflug ermittelt, doch liegen die Werte im Trend unter denen der wendenden Bearbeitungen.

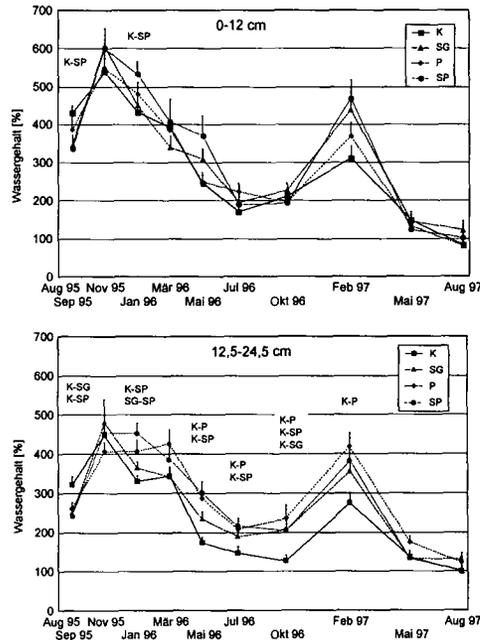
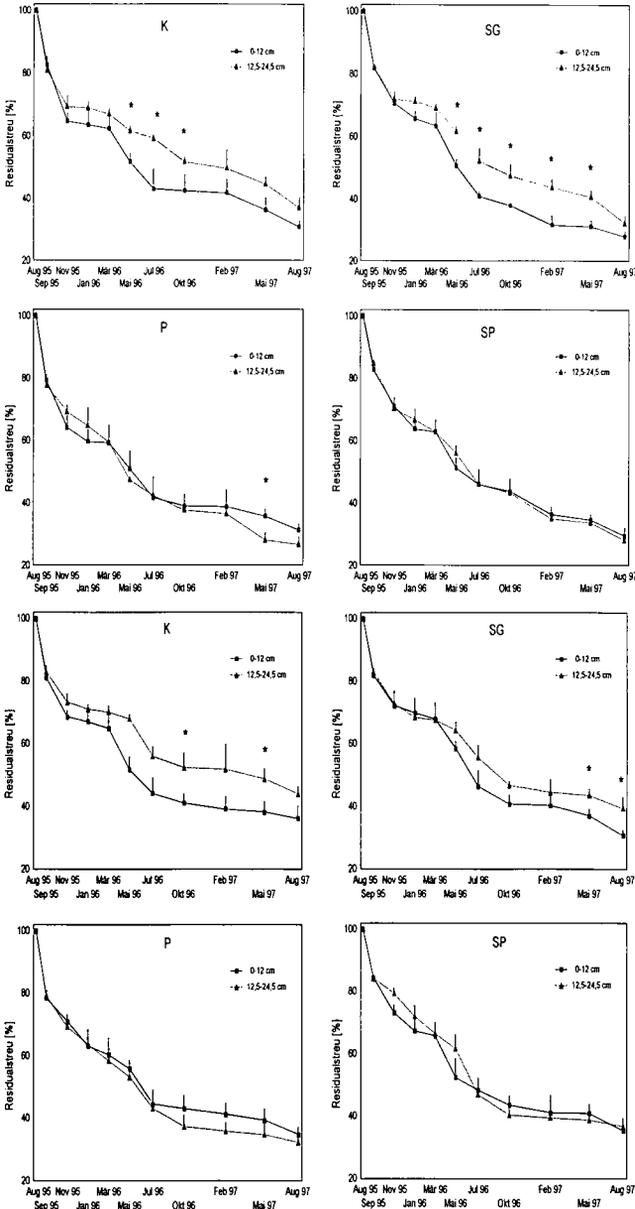


Abb. 1: Wassergehalte der Streu in den Minicontainern (n = 18, Mittelwerte über alle Maschenweiten + Standardfehler). Buchstabenpaare kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Bearbeitungsvarianten (Tukey HSD-Test, p ≤ 0,05).

### 3.2. Streuabbau

Der Abbau von organischer Substanz ist ein Prozess, der biotische und abiotische Standortfaktoren einbezieht. Unabhängig von der Art der Bearbeitung, der Bodentiefe und der Maschenweite der Container begann der Zersetzungsprozess wie erwartet mit einem relativ schnellen Masseschwund, die Abbaukurven sind dementsprechend steil (Abb. 2a, 2b).



2a: 500 µm  
Maschenweite

2b: 2 mm  
Maschenweite

**Abb. 2:** Verlauf des Abbaus von Roggenstroh in den Minicontainern mit 2 mm Maschenweite (2a) und 500 µm Maschenweite (2b). (Aug. 95 bis Feb. 97: n = 6; Mai und Aug. 97: n = 12. Mittelwerte + Standardfehler), K = Kontrolle, SG = Schichtengrubber, SP = Zweischichtenpflug, P = Pflug, Sternchen kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Bodentiefen (Tukey HSD-Test,  $p \leq 0,05$ ). Die Angabe der Residualmasse erfolgt als aschefreie Trockenmasse (AFTM).

In den Wintermonaten danach verlangsamt sich der Abbau, gefolgt von einer zweiten schnelleren Phase im Frühjahr. Das zweite Jahr ist generell durch eine langsamere Abbaurate gekennzeichnet, doch lassen sich auch hier jahreszeitliche Effekte feststellen. Ursache hierfür sind qualitative Änderungen des Strohs, das im zweiten Jahr nur noch aus schwer abbaubaren Bestandteilen (Leitbündeln etc.) besteht (EISENBEIS & HEIBER, in press). Der Vergleich der beiden Bodentiefen über alle Variablen ergab einen nur 3 Prozentpunkte geringeren Abbau für die untere Bodentiefe. Auch der Vergleich der Bearbeitungsvarianten ohne Auftrennung in Tiefenstufen ergab nur geringe Unterschiede. Der geringste Abbau wurde mit 44 % für die Kontrolle gefunden, gefolgt von Schichtengrubber (45 %), Zweischichtenpflug (46 %) und Pflug (49 %). Bei getrennter Betrachtung der Bodenschichten ergeben sich jedoch in der unteren Bodentiefe Unterschiede zwischen den Varianten. Bei beiden Maschenweiten ist hier ab Frühjahr 96 bei nichtwendender Bodenbearbeitung, der Kontrolle und dem Schichtengrubber, ein verlangsamtter Abbau im Unterboden zu erkennen. Als Erklärung für die stärkeren Unterschiede im Streuabbau bei den nicht wendenden Varianten bietet sich an, dass neben der generell geringeren biologischen Aktivität im Unterboden auch der geringere Wassergehalt hier eine Bedeutung hat. In den Abb. 2a und 2b sind die Probenahmen, an denen sich der Streuwiederfund signifikant unterscheidet, mit Sternchen gekennzeichnet. Besonders bei 2 mm Maschenweite sind signifikant höhere Wiederfundwerte in der Tiefe 12,5 – 24,5 cm festzustellen. Zum Ende der Untersuchung werden die Unterschiede im Streuwiederfund für die beiden Bodentiefen wieder geringer. Ein Grund könnte hierfür sein, dass in der unteren Bodentiefe am Ende der zweiten Winterperiode noch mehr leichter abbaubares Material in den Minicontainern vorhanden war. KANAL (1995) fand in einer Untersuchung zur Dekomposition von Stroh in 5 und 20 cm Bodentiefe ebenfalls zunächst einen schnelleren Abbau in der oberen Bodentiefe, dem eine Angleichung der Raten in der späteren Phase folgte.

Bei den wendenden Varianten Pflug und Zweischichtenpflug sind die Abbaukurven nahezu identisch. Eine Varianzanalyse ergibt für Wassergehalt und Streuwiederfund hochsignifikante Interaktionen ( $p < 0,001$ ) zwischen der Art der Bearbeitung und der Bodentiefe. Auch bei Betrachtung der Bearbeitungsvarianten ohne die Kontrolle ergaben sich hochsignifikante Interaktionen für den Streuabbau und signifikante Interaktionen ( $p = 0,006$ ) für den Wassergehalt der Streu zwischen der Art der Bearbeitung und der Bodentiefe. Zum Streuabbau lässt sich der Schluss ziehen, dass zwischen den Bearbeitungsvarianten nichtwendend und wendend möglicherweise geringfügige Unterschiede in der Nährstofffreisetzung bestehen.

#### 4. Zusammenfassung

Ein Effekt der Bodenbearbeitung konnte anhand der Verteilung der Abbauprodukte für Stroh und auch im Wassergehalt der Streu nachgewiesen werden. Die beiden nicht wendenden Varianten Schichtengrubber und Kontrolle zeigen einen signifikant höheren Streuabbau im Oberboden, während die wendenden Bearbeitungen Pflug und Zweischichtenpflug sich nur geringfügig in den beiden Tiefenstufen unterscheiden. Für den Wassergehalt ist in der oberen Bodentiefe kein Trend zu erkennen. In der unteren Bodentiefe liegt er bei den wendenden Bearbeitungen signifikant über dem der Kontrolle.

#### 5. Literatur

- EISENBEIS, G. (1998): Die Untersuchung der biologischen Aktivität von Böden II. Der Minicontainer-Test. - Praxis der Naturwissenschaften 4/47: 22-29
- EISENBEIS, G., DOGAN, H., HEIBER, T., KERBER, A., LENZ & R., PAULUS (1995): Das Minicontainersystem - ein bodenökologisches Werkzeug für Forsch. u. Praxis. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 76: 585-588.
- EISENBEIS, G., HEIBER, T. & R. LENZ (in press): The Minicontainer-System: A Multifunctional Tool in Decomposition Studies. Environmental Science & Pollution Research.
- EISENBEIS, G. & T. HEIBER (in press.): Aspects of decomposition of rye straw fragments within minicontainers. Proc. 5<sup>th</sup> Central European Workshop on Soil Zoology. - České Budějovice April 1999.
- HAMPL, U. & A. BESTE (1999): Projekt Ökologische Bodenbewirtschaftung - Forschung für ein Leben aus gesunder Erde. Ökologie & Landbau, Beilage in Heft 110, Bad Dürkheim.
- KANAL, A. (1995): Effect of incorporation depth and soil climate on straw decomposition rate in a loamy Podzolvisol. Biol Fertil Soils 20. 190-196
- LENZ, R. (1999): Der Einfluss der Bodenbearbeitung auf die biologische Aktivität des Bodens und auf bodenlebende Nematoden. Bd. 31, 147 S., vaö-Verlag Agrarökologie Bern, Hannover.

## Einsatz von $^{13}\text{C}$ -Massenspektroskopie zum Studium des Abbaus unterschiedlicher Streusubstanzen in Mikrokosmenversuchen

Heil, B.; Ludwig, B; Flessa, H.

Kohlenstoff in Böden in den unterschiedlichsten Bindungsformen beeinflusst die Pflanzen-Boden-Beziehungen durch direkte und indirekte Einflüsse auf Minerallöslichkeiten, Nährstoffverfügbarkeit, Austauschkapazitäten, Aggregatbildung, Wasserspeicherung und Bodenerosion. Im Rahmen dieser Studie wurden die Abbaupfade ( $\text{CO}_2$ - und DOC-Bildung) unterschiedlicher isotopisch markierter ( $^{13}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}$ ) Streusubstanzen (*Fagus sylvatica*, *Epilobium angustifolium*, *Calamagrostis epigeios*) in Mikrokosmenversuchen mit Boden- und Auflagenmaterial zweier Waldstandorte studiert. Die kumulative  $\text{CO}_2$ -Produktion (bei  $8^\circ\text{C}$  und Wassergehalten nahe Feldkapazität) nach 130 Tagen entsprach 18 % (*Fagus*) bzw. 11 % (*Calamagrostis*) des zugefügten Kohlenstoffs auf dem günstigeren Standort (Humusaufgabe: Moder) und 14 % (*Epilobium*) bzw. 10 % (*Calamagrostis*) auf dem ungünstigeren Standort (Humusaufgabe: rohhumusartiger Moder). Die Abbauraten nahmen mit zunehmender Streuqualität (C/N-Verhältnisse: 31 (*Fagus*), 44 (*Epilobium*) und 55 (*Calamagrostis*)) zu.  $^{13}\text{C}$ -Messungen zeigten, daß im Rahmen der Meßgenauigkeit die Zunahme der  $\text{CO}_2$ -Produktion ausschließlich streubürtig ist, Priming-Effekte fanden nicht statt. Die kumulative DOC-Produktion war beträchtlich ( $25 \text{ g C m}^{-2}$ ) in dem *Epilobium*-Abbauversuch, wobei  $11 \text{ g C m}^{-2}$  *Epilobium*-bürtig waren (2 % des zugegebenen C). Für die Abbauversuche mit *Calamagrostis* waren die kumulativen DOC-Produktionen und das *calamagrostis*bürtige DOC (0.1 % des zugegebenen C) erheblich niedriger. Während der Bodenpassage sanken die DOC-Konzentrationen beträchtlich aufgrund von Sorption oder Abbau.

## Differenzierung von „aktiver“ und „ruhender“ mikrobieller Biomasse in Böden mittels Respirometrie. – Erprobung eines neuen Verfahrens und erste Ergebnisse von Messungen an Böden unterschiedlicher Genese.

Heinemeyer, O.<sup>1)</sup>, Höper, H.<sup>2)</sup>, Kleefisch, B.<sup>2)</sup> u. Blagodatski S.<sup>3)</sup>

### Einleitung

Die quantitative Bestimmung des mikrobiellen Biomassegehaltes (C<sub>mik</sub>) von Oberböden ist seit Ende der 70er Jahre ein gebräuchliches Verfahren bei der Zustandsbeschreibung von Böden. Drei Methoden, die Chloroformbegasungs-Inkubations-Methode (CFI) nach Jenkinson (1976), das Verfahren der Substrat induzierten Respirationsmessung (SIR) nach Anderson u. Domsch (1978) und das Verfahren der Chloroformbegasungs-Extraktionsmethode (CFE) nach Vance et al. (1987) sind hierzu gebräuchlich. Im Bodendauerbeobachtungsprogramm des Landes Niedersachsen (Kleefisch u. Kues; 1997) wird das SIR-Verfahren eingesetzt, um mittel- und langfristige C<sub>mik</sub> Veränderungen zu erfassen. Eine quantitative Differenzierung von C<sub>mik</sub> in einen metabolisch „aktiven“ und einen „ruhenden“ Anteil könnte die Aussagekraft der Bodendauerbeobachtung verbessern. Ziel der hier vorgestellten Arbeiten war es, zu prüfen, ob ein von Panikov u. Sizova (1996) vorgeschlagenes Verfahren hierzu geeignet ist.

### Material und Methoden

#### 1. Verfahren zur quantitativen Differenzierung von C<sub>mik</sub>

Basierend auf theoretischen Betrachtungen von Panikov u. Sizova (1996) wird hierzu ein Modell Gl. (1), das die CO<sub>2</sub> Abgabe von mit Glukose versetztem Boden beschreibt, an eine real gemessene CO<sub>2</sub> Abgabe Kurve nach sättigendem Glukosezusatz durch ein mathematisches Approximationsverfahren mittels des kommerziellen Programms SIR-SBA 2.0 (MarCo-Analytik, Hildesheim) angepasst.

$$(1) \quad v(t) = A + B \cdot \exp(\mu_{\max} t)$$

Aus den hierdurch für  $A$ ,  $B$  und  $\mu_{\max}$  gewonnenen Maßzahlen läßt sich dann nach Gl. (2) der Aktivitätsindex  $r_0$ , der das Verhältnis von aktiver zu gesamter mikrobieller Biomasse vor Glukosezusatz beschreibt, errechnen. Dabei wurde der Faktor  $\lambda$ , welcher das Verhältnis von ATP gekoppelter zu gesamter spezifischer Respirationsaktivität beschreibt, basierend auf Angaben von Akimenko et al., (1983) mit 0,9 angesetzt.

$$(2) \quad r_0 = \frac{B(1 - \lambda)}{A + B(1 - \lambda)}$$

Weiterhin wurde auch  $\chi_0$ , die gesamte (ruhende +aktive) Glukose metabolisierende mikrobielle Biomasse zum Zeitpunkt des Glukosezusatzes nach Gl. (3) und (4) bestimmt. Dabei steht  $Q$  für die

<sup>1)</sup> Institut für Agrarökologie, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Bundesallee 50, D 38116 Braunschweig

<sup>2)</sup> Bodentechnologisches Institut, Nieders. Landesamt für Bodenforschung, Friedrich-Mißler-Str. 46, D 28211 Bremen

<sup>3)</sup> Institute of Soil Science and Photosynthesis, Russian Academy of Sciences, 142292 Pushchino, Russia

gesamte spezifische Respiration und  $Y_{CO_2}$  für den Biomasseertrag pro Einheit  $CO_2$ . Letzterer wurde als konstant und basierend auf Payne (1970) mit 1,5 angesetzt.

$$(3) \quad x_0 = \frac{B}{r_0 Q}$$

$$(4) \quad Q = \frac{\mu_{max}}{\lambda Y_{CO_2}}$$

## 2. Untersuchte Böden

Für die hier dargestellten Ergebnisse wurden 39 Ackerböden Standorte des Niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsprogramms (Kleefisch, B., Kues, J.; 1997; Abb.1) herangezogen. Die Bodenproben wurden im März/April 1998 vor Vegetationsbeginn entnommen und entsprechend den Bedingungen zur SIR-Messung (Anderson u. Domsch; 1978) behandelt. Je Standort wurden 4 Teilflächen und die Tiefenstufen 0-10 cm und 10-20 cm beprobt. Die Messung der  $CO_2$ -Abgabekinetik nach sättigendem Glukosezusatz erfolgten mit jeweils 3 Messwiederholungen auf einer kommerziellen SIR-SBA Respirationmessanlage (MarCo-Analytik, Hildesheim) nach Heinemeyer et al., (1989).

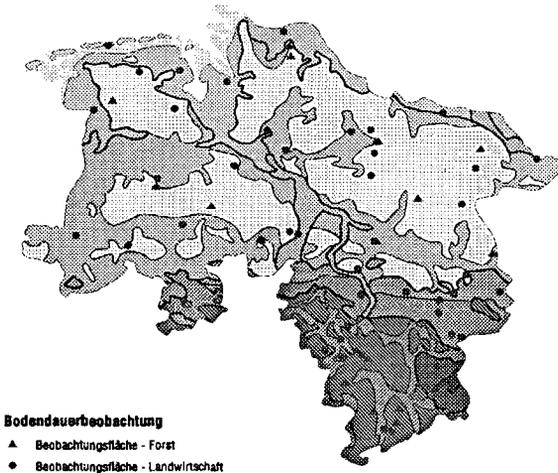


Abbildung 1: Lage der Bodendauerbeobachtungsflächen im Bundesland Niedersachsen

## Ergebnisse und Diskussion

### Aktivitätsindex $r_0$

Die Häufigkeitsverteilung aller gefundenen Aktivitätsindizes zeigt Abb. 2. Es handelt sich um eine leicht linksgipfelige annähernde Normalverteilung mit einem Mittelwert von 0,014, einer Standardabweichung von 0,008 und einem Variationskoeffizienten von 61,8 %. Dieser Variationskoeffizient liegt in der gleichen Größenordnung wie der für die nach SIR bestimmten  $C_{mik}$  Gehalte (60,1%) der gleichen Grundgesamtheit. In diesen, im Zustand relativer Bodenruhe, vor Vegetationsbeginn, beprobten Böden liegt der Anteil "aktiver" mikrobieller Biomasse demnach bei  $1,4 \pm 0,8\%$ .

Die untersuchten Böden umfassen einen weiten Bereich von Bodentexturen (2 Tonböden; 21 Sandböden; 3 Lehm Böden; 12 Schluffböden) und von Bodeneigenschaften (pH-Werte: 3,5-8; Corg-Gehalte: 0,5-6,5%; Nt-Gehalte: 0,02-0,45%). Stellvertretend für alle geprüften Struktur- und Bo-

deneigenschaften (Gesamt-Sandanteil, Gesamt-Schluffanteil, Gesamt-Feintonanteil, pH, Corg, Nt), zeigt die Abb. 3 die Verteilung der gefundenen Aktivitätsindices über den Bereich der organischen Kohlenstoffgehalte (Corg) für alle untersuchten Böden und Tiefenstufen. Die Verteilung ist, wie auch für die anderen Eigenschaften gefunden, homogen. Eine Abhängigkeit des Aktivitätsindex von geprüften Bodenmerkmalen läßt sich nicht erkennen.

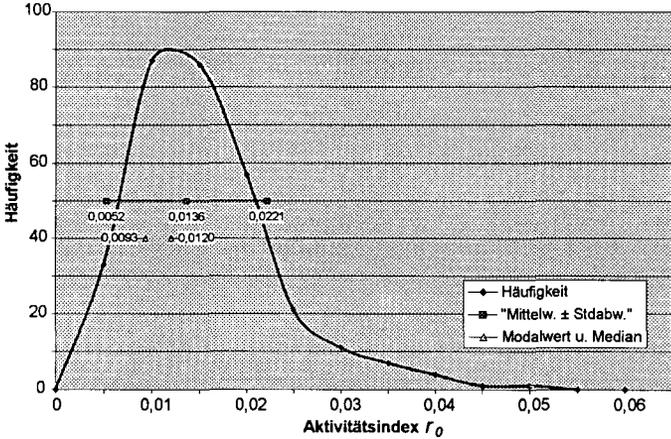


Abbildung. 2: Häufigkeitsverteilung des Aktivitätsindex  $r_0$  für 39 Böden (n = 309)

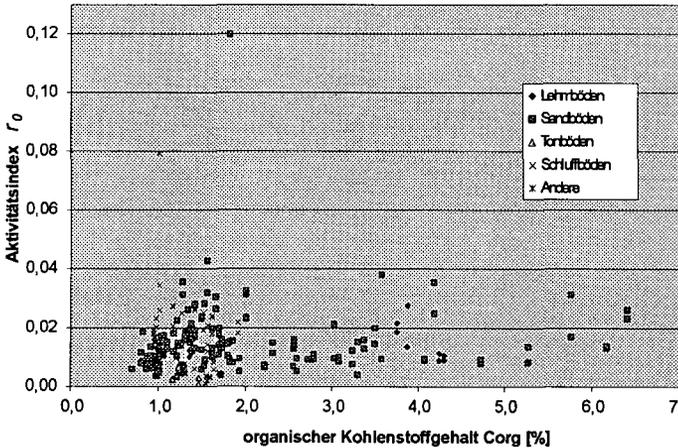


Abbildung. 3: Abhängigkeit des Aktivitätsindex  $r_0$  vom organischen Kohlenstoffgehalt(Corg).

Vergleich der Gesamtbiomassewerte bestimmt als  $\chi_0$  und durch SIR

Das hier geprüfte Modell ermöglicht eine vom SIR-Verfahren unabhängige Bestimmung des Cmik Gehaltes  $\chi_0$ . Die Gegenüberstellung der so erhaltenen Werte mit denen nach SIR zeigt Abb. 4. Es besteht eine starke lineare Korrelation ( $r^2=0,84$ ) zwischen den Bestimmungsverfahren, doch liegen die  $\chi_0$  -Werte im Mittel nur bei 87% der Cmik-Werte nach SIR. Während das SIR-Verfahren auf einer Korrelation zum CFI-Verfahren basiert, benutzt das geprüfte Modell zur quantitativen Be-

rechnung als Konstanten eingesetzte Werte für  $\lambda$  und  $Y_{CO_2}$ . Die hierfür aus Literaturangaben abgeleiteten Werte basieren auf Laboruntersuchungen an Reinkulturen. Es bleibt zu klären, ob die aufgefundenen Differenzen bei den unterschiedlich bestimmten Cmik-Gehalten durch Anpassung dieser Faktoren an die Verhältnisse der Bodenbiozönose ausgeräumt werden können.

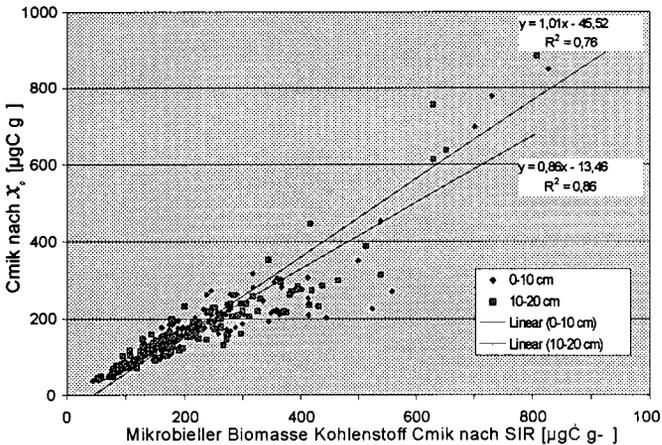


Abb. 4: Korrelation der Biomasse-C Gehalte (Cmik) nach SIR mit denen nach  $x_0$  des Modells.

### Zusammenfassung

Die Bestimmung des Aktivitätsindex  $r_0$  nach Panikov u. Sizova (1996) an Böden von 39 Bodendauerversuchsflächen zeigte, daß zum Zeitpunkt der Probenahme im zeitigen Frühjahr nur ein Anteil von  $1,4 \pm 0,8 \%$  der vorhandenen Biomasse als „aktiv“ gefunden wurde. Der Aktivitätsindex erwies sich dabei als von Bodentextur und Bodeneigenschaften unabhängig. Die Gesamtbiomassewerte  $\chi_0$  nach obigen Verfahren lagen im Mittel bei nur 87% der nach SIR bestimmten Werte, waren aber eindeutig mit letzteren linear korreliert. Dies deutet darauf hin, daß die aus Literaturangaben abgeleiteten Größen für die Faktoren  $\lambda$  (0,9) und  $Y_{CO_2}$  (1,5) nicht den realen Verhältnissen in den untersuchten Böden entsprechen.

### Literatur

Akimenko, V.K., S.M. Trutko, A.G. Medentsev, and V.P. Korobov. 1983. Distribution of cyanide-resistant respiration among yeasts and bacteria and its relation to oversynthesis of metabolites. Arch. Microbiol. 136:234-241.

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

Heinemeyer, O., H. Insam, E.-A. Kaiser, and G. Walenzik. 1989. Soil microbial biomass and respiration measurements: an automated technique based on infra-red gas analysis. Plant & Soil 116:191-195.

Jenkinson, D.S. and Powelson, D.S. (1976) The effects of biocidal treatments on metabolism in soil V. A method for measuring soil biomass. Soil Biol. Biochem. 8:209-213.

Kleefisch, B., Kues, J. (Hrsg.) (1997) Das Bodendauerbeobachtungsprogramm von Niedersachsen -Methoden und Ergebnisse. - Arbeitshefte Bodenkunde 2/97,122 S. Hannover

Panikov, N.S., and M.V. Sizova. 1996 A kinetic method for estimating the biomass of microbial functional groups in soil. J. of Microbiological Methods 24:219-230.

Payne, W.J. 1970. Energy yields and growth of heterotrophs. Annual Rev. Microbiol. 24:17-52.

Vance, E.D., Brookes, P.C. and Jenkinson, D.S. (1987) An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biol. Biochem. 19:703-707.

*„Stanford“-Inkubation*  
zur Parametrisierung der N-Mineralisation  
in tonarmen, sandigen Böden?

Heumann, S.\*, Böttcher, J., Springob, G.

**Problemstellung:**

Für eine flächenhafte Simulation des Stickstoff(N)-Haushaltes auf den landwirtschaftlich genutzten Böden (ca. 12.000 ha) im Trinkwasserschutzgebiet ‚Fuhrberger Feld‘, etwa 30 km nördlich von Hannover, ist es u.a. notwendig, die N-Mineralisation zu quantifizieren.

Die aerobe Langzeit-Laborinkubationsmethode in Anlehnung an *Stanford & Smith (1972)* wurde bei ‚besseren Böden‘ - hauptsächlich aus Löss - erfolgreich benutzt, um die Mineralisationsparameter von zwei unterschiedlich schnell umsetzbaren N-Fractionen abzuleiten (u.a. *Nuske & Richter, 1981*). Diese Parameter gehen als Standard-Modellparameter (s. unten) in eine Reihe von N-Simulationsmodellen ein (z.B. *Kersebaum, 1989*), jedoch:

→ Tonarme, sandige Böden wie im Untersuchungsgebiet wurden diesbezüglich bislang kaum systematisch untersucht!

Außerdem ist die N-Mineralisation der *alten*, langsam abbaubaren organischen Substanz hier von besonderem Interesse, weil ein großer Teil der landwirtschaftlich genutzten Böden C- und N-Überhänge in der organischen Substanz aufweist (*Engel, 1999*), die durch großflächige Grundwasserabsenkungen und Nutzungsänderungen (insbesondere Grünlandumbrüche) entstanden sind. Aufgrund der Größe des Einzugsgebietes und der Variabilität der Böden muss außerdem geprüft werden, ob die Parameter flächenhaft z.B. aus einfacher zu messenden Bodenkenngrößen abgeleitet werden können.

**Fragestellungen:**

1. Können vorhandene Parameter von ‚besseren‘ Böden auf diese sandigen, tonarmen und oft humusreichen Böden übertragen werden?
2. Gibt es Korrelationen zwischen abgeleiteten Parametern der *alten*, langsam abbaubaren organischen Substanz und einfacher meßbaren Bodenkenngrößen?
3. Welche Bedeutung hat die winterliche Mineralisation aus der *alten* organischen Substanz für die Einhaltung des Trinkwassergrenzwertes für Nitrat?
4. Wie ist die Anwendbarkeit der hier angewandten Langzeit-Inkubationsmethode nach ‚Stanford‘ in Sandböden zu beurteilen?

**Material und Methoden:**

Böden:

- Bodentypen überwiegend Gleye, Podsole und Übergangstypen
- Probenahme im Herbst/Winter 1998 im Ap von 47 Böden (Tab. 1)

**Tab. 1:** Einige Kenngrößen der untersuchten Böden.

Kenngröße	Mittelwert	Minimum	Maximum
Organischer C [%]	2,31	0,76	5,20
Gesamt-N [%]	0,134	0,046	0,384
C/N	18,4	12,3	37,9
pH (CaCl <sub>2</sub> )	5,74	4,82	6,57
Sand [%]	89,3	62,7	96,2
Ton [%]	4,6	1,4	19,8

- Labormethoden:
- feldfeuchte Inkubation bei 35°C für 170 - 220 Tage (noch nicht abgeschlossen) in Anlehnung an die Methode von *Stanford & Smith (1972)*
  - Auswaschen des mineralisierten N mit 0,02 m CaCl<sub>2</sub> (NO<sub>3</sub>- und NH<sub>4</sub>-N)

Parametrisierung: Anpassung der Funktion (1) (2 verschieden schnell abbaubare Fraktionen erster Ordnung) an Kurven der kumulativen Netto-N-Mineralisation:

$$N_{\min}(t) = N_{\text{fast}}(1 - e^{-k_{\text{fast}} t}) + N_{\text{slow}}(1 - e^{-k_{\text{slow}} t}) \quad (1)$$

N<sub>fast</sub>: Schnell abbaubarer N (hauptsächlich in frischen Ernterückständen)

N<sub>slow</sub>: Langsam abbaubarer N (primär in der *alten* weitgehend humifizierten organischen Substanz)

k<sub>fast</sub>, k<sub>slow</sub>: Abbaukoeffizienten

**Ergebnisse und Diskussion:**

**Sind Parameter von ‚besseren‘ Böden übertragbar?**

- Die hier ermittelten Parameter des **schnell abbaubaren** N<sub>fast</sub> (Tab. 2) lagen in der **gleichen Größenordnung** wie in Untersuchungen mit Lössböden (*Nordmeyer & Richter, 1985, Kersebaum, 1989, Dendooven et al., 1997*).

⇒ Dieser Befund soll in weiteren Inkubationen abgesichert werden.

- Die Standard-Modellparameter des **langsam abbaubaren** N<sub>slow</sub>, ‚besseren‘ Böden (N<sub>slow</sub> = 13% v. Gesamt-N, k<sub>slow</sub> = 0,0049 d<sup>-1</sup>) sind **nicht auf Sandböden übertragbar**. Oft waren abgeleitete N<sub>slow</sub> unrealistisch groß und dazugehörige k<sub>slow</sub> extrem niedrig. Denn die Kurven der kumulativen N-Mineralisation der meisten untersuchten Sandböden wiesen - im Gegensatz zu den meisten Lössböden - nach über 200 Inkubationstagen noch keinen asymptotischen, sondern einen nahezu linearen Verlauf auf, d.h. ein ‚endliches Potential‘ war noch nicht abschätzbar. Die Mineralisationsraten aus N<sub>slow</sub> pro % Gesamt-N betragen generell nur die Hälfte bis ein Zehntel von dem, was in ‚besseren‘ Böden mineralisiert wird (Abb. 1).

**Tab. 2:** Variabilität der abgeleiteten Mineralisationsparameter (n=43).

Parameter	Mittelwert	Minimum	Maximum
N <sub>fast</sub> [kg ha <sup>-1</sup> 30cm <sup>-1</sup> ]	68,4	22,4	144,21
k <sub>fast</sub> [d <sup>-1</sup> ]	0,127	0,054	0,267
N <sub>slow</sub> [kg ha <sup>-1</sup> 30cm <sup>-1</sup> ]	3468,4	61,5	14033,7
k <sub>slow</sub> [d <sup>-1</sup> ]	0,0020	0,0001	0,0261

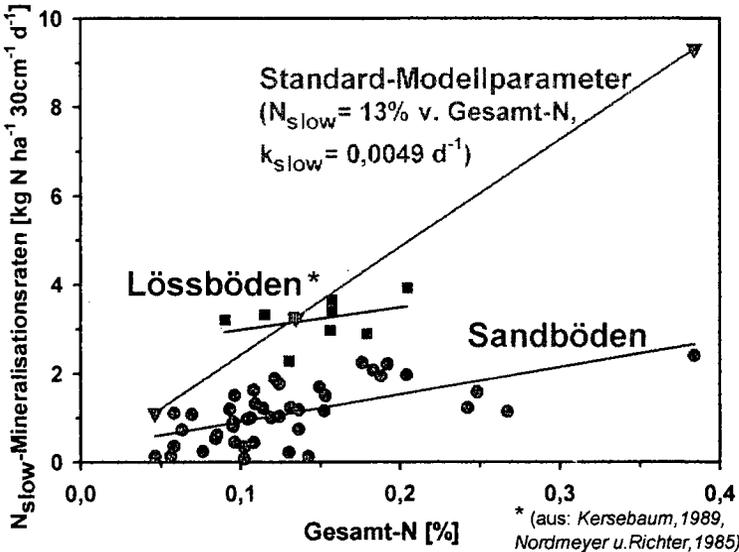


Abb. 1: Mineralisationsraten pro % Gesamt-N aus  $N_{slow}$  in Sand- und Lössböden und berechnet mit Standard-Modellparametern ( $N_{slow} = 13\%$  Ges.-N,  $k_{slow} = 0,0049 d^{-1}$ ) für den höchsten, mittleren u. kleinsten Gesamt-N der Sandböden.

**Gibt es Korrelationen zwischen  $N_{slow}$  und Laborkenngrößen?**

- Korrelationen zum Gesamt-N bzw. Tongehalt waren **deutlich schwächer** als in früheren Untersuchungen mit Lössböden (Tab.3),  $N_{slow}$  ist in Sandböden wahrscheinlich kaum an Ton gebunden, sondern liegt hier vermutlich in Humusaggregaten vor.  
 ⇒ Dazu sind Größe-Dichte-Fraktionierungen der organischen Substanz geplant.
- $N_{slow}$ -Parameter können daher **bislang nicht aus anderen Laborkenngrößen abgeleitet werden**.  
 ⇒ Multiple Regressionen mit einer größeren Anzahl Böden sind vermutlich notwendig.

Tab. 3: Bestimmtheitsmaß ( $r^2$ ) für Parameter von  $N_{slow}$  vs Bodenkenngößen.

Parameter	Gesamt-N	Org. C	Tongehalt	Quelle:
$N_{slow} * k_{slow}$	0,61	0,56	0,24	Sandböden (Raum Fuhrberg)
$N_{slow} * k_{slow}$	0,84	0,31	0,65	Kersebaum (1989)
$N_{slow} * k_{slow}$	-	-	0,89	Nordmeyer & Richter (1985)

## **Mineralisation aus $N_{slow}$ während eines Winters bedeutend für das Trinkwasser?**

Die Mineralisation aus  $N_{slow}$  allein (Simulationen mit abgeleiteten Parametern) ist oft schon **fast ausreichend**, um den **Trinkwassergrenzwert für Nitrat** im oberflächennahen Grundwasser zu erreichen. Simulationen mit Standard-Modellparametern ( $N_{slow} = 13\%$  vom Gesamt-N,  $k_{slow} = 0,0049 \text{ d}^{-1}$ ) ergaben wiederum mehr als doppelt so hohe Werte (Abb. 2).

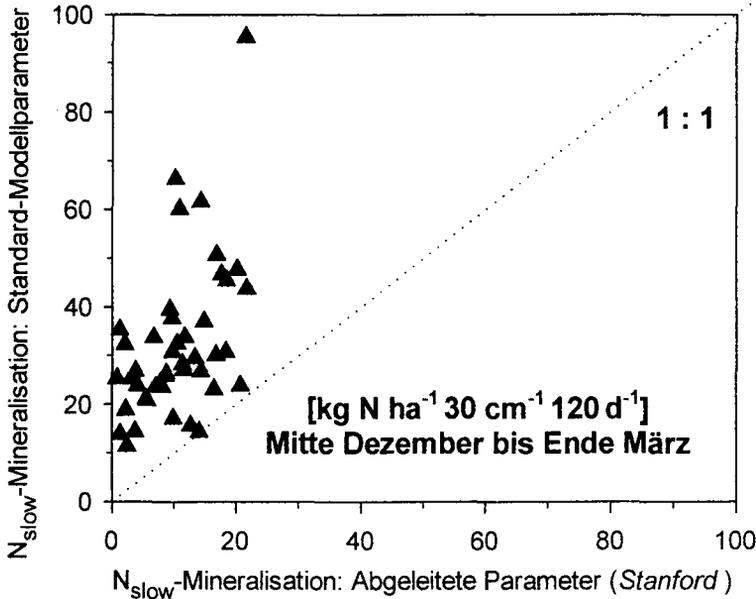


Abb. 2: Vergleich von Simulationen der Mineralisation aus  $N_{slow}$  mit den hier abgeleiteten Stanford-Parametern vs Standard-Modellparameter.

### **,Stanford' mit Sandböden? Bisheriges methodisches Fazit:**

Die mittels dieser modifizierten Stanford-Methode abgeleiteten Mineralisationsparameter der untersuchten Sandböden liegen von der Größenordnung her in **vernünftigen Bereichen**. Für  $N_{slow}$  gilt dies nur für die Mineralisationsraten.

⇒ Für die weitergehende Beurteilung der Methode und eine Differenzierung der Parameter sollen **längere Inkubationszeiträume** abgewartet werden. Zudem sollen Vergleiche von Simulationen mit **in situ-Messungen** vorgenommen werden.

### **Danksagung:**

Die Erstautorin dankt der *Deutschen Bundesstiftung Umwelt* für finanzielle Unterstützung!

### **Literatur:**

- Dendooven, L., Merckx, R., Vertraeten, L.M.J., & K.Vlassak (1997): Failure of an iterative curve-fitting procedure to successfully estimate two organic N pools. *Plant & Soil* 195: 121-128.
- Engel, N. (1999): Humusspeicherung in ackerbaulich genutzten Böden des Fuhrberger Feldes. Diplomarbeit, Universität Hannover.
- Kersebaum, K.-C. (1989): Die Simulation der Stickstoffdynamik von Ackerböden. Dissertation, Universität Hannover.
- Nordmeyer, H., & J.Richter (1985): Incubation experiments on N mineralisation in loess and sandy soils. *Plant & Soil* 83: 433-445.
- Nuske, A. & J.Richter (1981): N-Mineralization in Loess-Parabrownearthes: Incubation experiments. *Plant & Soil* 59: 237-247.
- Stanford, G., & S.J.Smith (1972): Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 36: 465-472.

## Mikrobiologische Parameter in auf verschiedene Al-Konzentrationen eingestellten Waldböden.

Illmer Paul

### Einleitung

Aluminium ist zwar mit ca. 8% das häufigste Metall in der Erdkruste, doch ist bislang keine biologische Funktion dieses Elements bekannt. Im Gegenteil, bei allen Lebewesen (Mikroorganismen, Pflanzen, Tieren und dem Mensch) wurden stark toxische Effekte des Metalls nachgewiesen, die sich jedoch durch die schlechte Löslichkeit des Aluminium bei neutralem pH und in Gegenwart von Komplexbildungsfähigen in Grenzen halten. Dennoch kommt der Al-Toxizität auf Grund der während der letzten Jahrzehnte stattgefundenen Bodenversauerung eine zunehmende Bedeutung zu. Die wichtigsten Wirkungsweisen des Al auf Lebewesen sind: Komplexbildung (und damit Reduktion der Verfügbarkeit) von Nährstoffen, Schädigung von Zellmembran und membrangebundenen Enzymen, wodurch der Ionentransport massiv beeinflusst wird, Komplexbildung von Nucleinsäuren und dadurch Inhibierung der Replikation und Transkription, Hemmung verschiedener (Mg-abhängiger) Enzyme, Komplexbildung von ATP (Corain et al., 1992; Pina & Cervantes, 1995).

### Material und Methoden

Für die vorliegende Untersuchung standen 9 Böden zur Verfügung, die sich hinsichtlich ihrer chemischen und physikalischen Eigenschaften kaum voneinander unterschieden (Podsole unter Fichte, pH-Werte um 3,5), bezüglich der Al-Konzentrationen jedoch sehr verschieden waren (zwischen 0 und 90  $\mu\text{mol Al g}^{-1}$  TS; Illmer et al., 1995). Es wurde versucht, in allen 9 Böden die gleichen Al-Konzentrationen (0, 25, 50, 75 und 100  $\mu\text{mol g}^{-1}$  TS) einzustellen, wobei die Erhöhung durch die Zugabe von  $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ , die Reduktion der Al-Verfügbarkeit durch die Zugabe von Huminsäure (HS, Aldrich Nr. 1,675-2) erfolgte.

In den auf unterschiedliche Al-Niveaus eingestellten Böden wurden die zu untersuchenden mikrobiologischen Parameter (mikrobielle Biomasse und Atmung, Aktivitäten der CMC-Cellulase und der Protease, die N-Mineralisation und die Keimzahlen von Bakterien und Pilzen) entsprechend den in Schinner et al., (1996) dargestellten Methoden bestimmt. Das verfügbare Aluminium wurde in 1M KCl extrahiert und atomabsorptionspektrometrisch in der Lachgas/Acetylen-Flamme gemessen (Page, 1982).

### Ergebnisse und Diskussion

Während die Komplexbildung von Al durch Huminsäure exponentiellen Gesetzmäßigkeiten folgt (Abb. 1), kann die Menge an verfügbarem Al durch die Zugabe von  $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  linear erhöht werden. Es wurden für jeden

<sup>1</sup> Institut für Mikrobiologie (N.F.)  
Universität Innsbruck, Technikerstr. 25, A-6020 Innsbruck

der 9 Böden entsprechende Modelle erstellt, an Hand derer die erforderlichen Mengen an HS und  $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ , die für die Einstellung auf die gewünschten Al-Niveaus notwendig waren, errechnet wurden. Wie aus der Abb. 1 ersichtlich ist, ändert sich im Zuge einer solchen Einstellung auch der pH-Wert, weshalb vorerst eine indirekte Beeinflussung der Al-Verfügbarkeit über eine Änderung des pH-Wertes nicht ausgeschlossen werden konnte. Allerdings konnte mit statistischen Methoden (partielle Korrelationsanalyse) und auch experimentell (durch gleichzeitige Applikation von 100  $\mu\text{mol}$  Protonen bzw. Hydroxydionen  $\text{g}^{-1}$  TS) der Nachweis erbracht werden, dass die Komplexierung bzw. die Al-Erhöhung tatsächlich durch die Komplexierungsagencien bzw. das zugegebene Al selbst verursacht wird und der pH-Wert dabei eine untergeordnete Rolle spielt. Im Zuge der Al-Einstellungen wurde festgestellt, dass die untersuchten Böden mehrere Wochen benötigten, bis ein chemisches Gleichgewicht erreicht wurde und die Al-Gehalte stabil blieben.

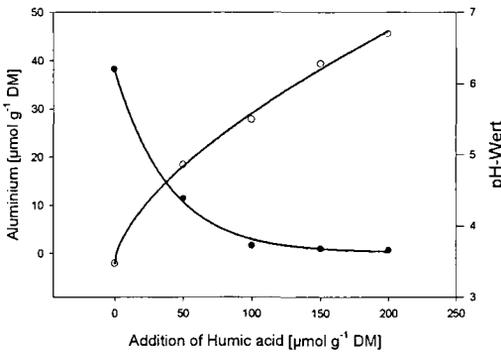


Abbildung 1: Komplexierung des verfügbaren Aluminium durch die Zugabe von Huminsäure zu einem Boden mittlerer Al-Belastung; (●) Al-Konzentration, (○) pH-Wert.

Die mikrobielle Biomasse und Atmung, die N-Mineralisierung und die Aktivität der CMC-Cellulase des ursprünglich unbelasteten Boden wurden hochsignifikant durch steigende Al-Konzentrationen inhibiert, wohingegen die Proteaseaktivität nicht signifikant beeinflusst wurde. Anders reagierte der ursprünglich stark belastete Boden, bei dem bezüglich der oben erwähnten Aktivitäten Optima bei ca. 40  $\mu\text{mol Al g}^{-1}$  TS festzustellen waren. Offensichtlich war die Mikroflora dieser Standorte an Aluminium und die entsprechende Acidität zumindest in einem bestimmten Ausmaß angepaßt. Die Böden mittlerer Belastung zeigten Übergänge zwischen diesen beiden Extremen.

Eine mögliche Erklärung ergibt sich aus dem Verhalten der verschiedenen Organismengruppen in den modifizierten Böden: Während die Bakterien im unbelasteten Standort durch gesteigerte Al-Konzentrationen sehr deutlich gehemmt wurden, wurden sie im stark belasteten Standort durch die Komplexierung des Aluminiums überraschend analog gefördert (Abb. 2). Bakterien werden also durch hohe Al-Konzentrationen in den untersuchten Böden stark inhibiert und zwar unabhängig davon, ob die hohe Al-Konzentration ursprünglich oder experimentell herbeigeführt war. Die Keimzahlen der Pilze hingegen zeigten zwar ebenfalls eine deutliche Beeinflussung durch die Veränderung der Aluminiumkonzentration (Abbildung 3), doch sind bei

den hohen Ausgangskonzentrationen des belasteten Standortes noch immer relativ hohe Pilzkeimzahlen nachzuweisen. Diese hohen Pilzkeimzahlen können als Adaptierung an die hohen Aluminiumkonzentrationen angesehen werden und dürften für einen Großteil der unter Al-Belastung gefundenen mikrobiellen Aktivität verantwortlich sein. Diese Ergebnisse decken sich auch mit Angaben aus der Literatur, in denen bei Pilzen höhere Al-Toleranz als bei den Bakterien nachgewiesen wurde (Pina & Cervantes, 1996). Auch das Verhältnis der Pilze zu den Bakterien in allen 9 untersuchten Böden zeigte ein markantes Ansteigen mit zunehmender Al-Konzentration (Abb. 4), was die oben geäußerte These stützt.

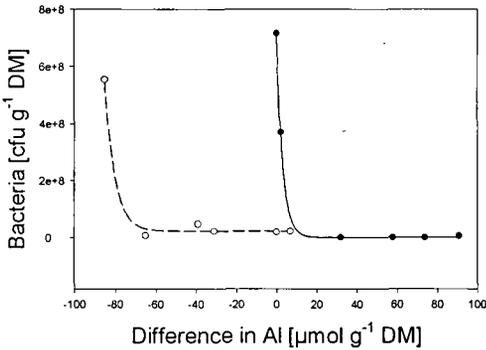


Abbildung 2: Die Bakterienkeimzahlen des unbelasteten (●) und des stark belasteten Bodens (○) in Abhängigkeit von der Änderung der Al-Konzentration

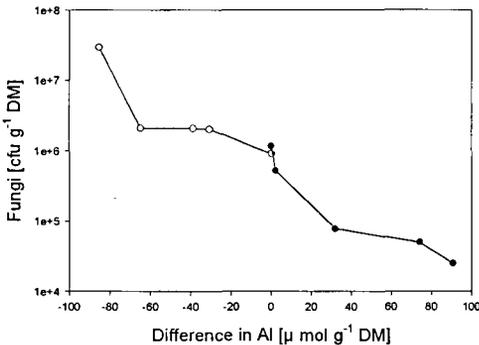


Abbildung 3: Die Pilzkeimzahlen des unbelasteten (●) und des stark belasteten Bodens (○) in Abhängigkeit von der Änderung der Al-Konzentration

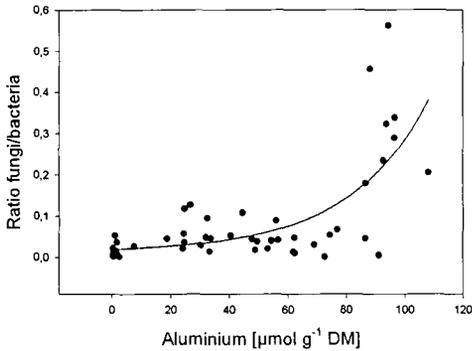


Abbildung 4: Verhältnis der pilzlichen zu den bakteriellen Keimzahlen in Abhängigkeit von der Al-Konzentration in auf unterschiedliche Al-Konzentrationen eingestellten Böden

### Zusammenfassung

Es war möglich, in Böden mit unterschiedlichen Ausgangsgehalten an Al durch die Zugabe von Huminsäure bzw.  $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  genau definierte Al-Konzentrationen einzustellen, wobei die Komplexierung des Aluminiums exponentiellen, die Erhöhung der Al-Konzentration linearen Gesetzmäßigkeiten folgte. Die mikrobielle Biomasse und Atmung, die N-Mineralisation und die Aktivität der CMC-Cellulase wurde durch die Zugabe von Al zu ursprünglich unbelasteten Böden stark gehemmt, wohingegen in ursprünglich mit Al belasteten Böden Optima bei ca. 40  $\mu\text{mol Al g}^{-1}$  TS festzustellen waren. Die colony forming units von Bakterien und Pilzen zeigten, dass Bakterien bei hohen Al-Konzentrationen immer stark inhibiert wurden, wohingegen Pilze in ursprünglich belasteten Böden nicht unter einen bestimmten Wert gehemmt wurden und somit eine gewisse Adaptierung an hohe Al-Konzentrationen erkennen lassen.

### Dank

Die Arbeit wurde vom Österreichischen Fonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung (Projekte 9536-BIO und 11371-BIO) finanziert.

### Literatur

- Corain B., Nicolini M. and Zatta P. 1992. Aspects of the bioinorganic chemistry of Aluminium(III) relevant to the metal toxicity. *Coord. Chem. Rev.* 112, 33-45.
- Illmer P., Marschall K. and Schinner F., 1995. Influence of available aluminium on soil microorganisms. *Letters in Applied Microbiology*, 21, 393-397.
- Page A. L., Miller R. H. and Keeney D. R., 1982. *Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and Microbiological properties.* Agronomy No 9. American Society of Agronomy & Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin.
- Pina R. G. and Cervantes C. 1996. Microbial Interactions with Aluminium. *BioMetals* 9, 311-316.
- Schinner F., Öhlinger R., Kandeler E. and Margesin R., 1996. *Methods in Soil Biology.* Springer Verlag, Berlin Heidelberg.

## Wiedervernässte Niedermoore in Süddeutschland – Quelle oder Senke für klimarelevante Spurengase ( $N_2O$ , $CH_4$ )?

Kamp, T.<sup>\*</sup>, Wild, U.<sup>\*\*</sup>, Munch, J.C.<sup>\*</sup>

<sup>\*</sup> GSF - Institut für Bodenökologie, Ingolstädter Landstr. 1, 85764 Neuherberg, kamp@gsf.de

<sup>\*\*</sup> TUM - Lehrstuhl für Vegetationsökologie, Am Hochanger 6, 85350 Freising-Weihenstephan

### Einleitung

Die süddeutschen Niedermoore im Donautal sind geprägt durch eine 200jährige Kultivierungsgeschichte mit tiefgreifender Entwässerung und intensiver landwirtschaftlicher Nutzung. Niedermoore im natürlichen, nicht entwässerten Zustand fungieren als Senken im Stoffhaushalt und zeichnen sich im Vergleich zu terrestrischen Ökosystemen durch einen drastisch verminderten Abbau der organischen Substanz aus. Die Entwässerung der Moore setzt eine ganze Reihe von Prozessen in Gang (Torfschwund), die einen ständigen Niveauverlust, eine allgemeinen Bodendegradierung und eine Belastungen von Atmosphäre sowie Grund- und Oberflächenwasser zur Folge haben. Vor allem Kohlenstoff sowie Stickstoff werden freigesetzt womit die ursprüngliche Senke Niedermoor damit zu einer Quelle für Nährstoffe und gasförmige Verbindungen wird. Die Renaturierung landwirtschaftlich genutzter Niedermoore in wiedervernässte Feuchtgebiete könnte die ursprüngliche Senkenfunktion wiederherstellen.

Begleitend zu Renaturierungsmaßnahmen eines degradierten Niedermoorstandorts in Süddeutschland werden Freiland- und Laboruntersuchungen durchgeführt, um zu prüfen, ob eine Senkenfunktion durch eine Wiedervernäsung wiederhergestellt werden kann. Untersuchungen zur Belastung der Atmosphäre mit klimarelevanten Spurengasen ( $N_2O$ ,  $CH_4$ ) sind hier von besonderer Bedeutung.

### Material und Methoden

Im Donaumoos, Donautal - ca. 90 km nördlich München, wurde im Sommer 1998 auf einem extensiv bewirtschafteten Grünland eine 7 ha grosse Fläche verwallt und mit Wasser eines nährstoffbelasteten Vorfluters 40 cm (Becken 1), bzw. 20 cm (Becken 2) hoch überstaut (KAMP *et al.*, 1998b). In den Becken, sowie auf einem benachbarten extensiv bewirtschafteten Grünland (Referenzfläche R, ca. 3-4 Schnitte pro Jahr) wurden abgedunkelte Gassammelhauben ('closed chamber technique', FLESSA *et al.*, 1998; KAMP *et al.*, 1998b) zur Erfassung klimarelevanter Spurengase ( $N_2O$ ,  $CH_4$ ) aufgebaut. Die Probennahmen erfolgten in wöchentlichem Rhythmus.

### Ergebnisse

#### *Witterungsverlauf während des Untersuchungszeitraums*

Abbildung 1 zeigt den Verlauf der mittleren Tagestemperaturen der Luft und der täglichen Niederschläge während des Untersuchungsabschnitts, sowie den wöchentlich erfassten Grundwasserstand auf der Referenzfläche. Zwischen November 1998 und März 1999 lagen in den obersten Bodenschichten (0 – 0,2 m) nahezu vollständig gesättigte Verhältnisse vor, die sich auch in den Was-

<sup>\*</sup> GSF - Institut für Bodenökologie, Ingolstädter Landstr. 1, 85764 Neuherberg, kamp@gsf.de

<sup>\*\*</sup> TUM - Lehrstuhl für Vegetationsökologie, Am Hochanger 6, 85350 Freising-Weihenstephan

sergehalten wöchentlich entnommener Bodenproben auf der Referenzfläche widerspiegeln (Abb. 2). Die geringsten Grundwasserstände wurden bisher im September mit 1,4 m verzeichnet.

## N<sub>2</sub>O Flussraten

Die Flussraten von N<sub>2</sub>O aus dem degradierten Grünland (Referenzfläche R) lagen während des Untersuchungszeitraums (July 1998 bis Mai 1999) zwischen 3 und 325  $\mu\text{g N m}^{-2}\text{h}^{-1}$  (Abb. 3). Die Freisetzungen stimmen damit gut überein mit Daten von FLESSA *et al.* (1996) die 1993 bis 1994 auf Grünland in der Nähe (Karlshuld) der Versuchsflächen ermittelt wurden. Hingegen wurden von Ackerstandorten in der Region mehr als doppelt so hohe Emissionen nachgewiesen (FLESSA *et al.*, 1998). Die zeitliche und auch räumliche Variabilität der vorliegenden Freisetzungsraten für N<sub>2</sub>O (30 bis 270 % CV) lagen in vergleichbaren Größenordnungen wie sie schon mehrfach bereits beschrieben wurden.

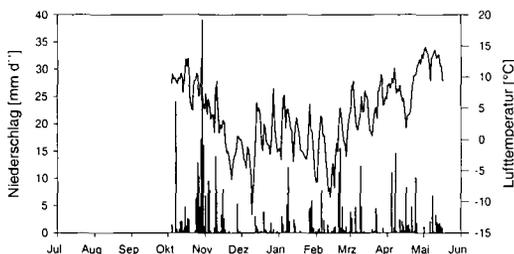


Abb. 1 Mittlere Tagestemperaturen der Luft (durchgezogene Linie) und Tagesniederschläge (Balken). (Aufzeichnung ab 02.10.98).

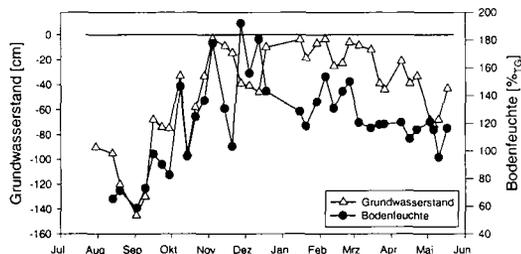


Abb. 2 Mittlerer Grundwasserstand auf der Referenzfläche, und Änderungen des Wassergehalts auf der Referenzfläche (0-15 cm).

Anschließende Frost- und Auftauvorgänge von Mitte Dezember 1998 bis Mitte Januar 1999 (vgl. Abb. 1) wurden aufgrund fehlender Messungen nicht erfasst. Die über den bisherigen Untersuchungsabschnitt kumulierten N<sub>2</sub>O Flussraten betragen für die Referenzfläche  $3,6 \pm 2,1 \text{ kg N ha}^{-1}$  und für die überfluteten Flächen  $0,6 \pm 0,1 \text{ kg N ha}^{-1}$  (Becken 1) und  $-0,2 \pm 0,5 \text{ kg N ha}^{-1}$  (Becken 2). Signifikante Unterschiede für N<sub>2</sub>O Flussraten zwischen den überfluteten Becken bestanden nicht. Der Vergleich mit der Referenzfläche hingegen war hoch signifikant ( $P < 0.05$ ).

## Methan Flussraten

Die durchschnittlichen Flussraten für Methan betragen  $-11,2 \pm 5,7 \mu\text{g C m}^{-2}\text{h}^{-1}$  für die Referenzfläche, die damit als Netto-Methansenke zu bezeichnen ist (Abb. 4). Nur an wenigen Messterminen wurden geringe Methan-Abgaben aus dem System an die Atmosphäre festgestellt. Anfang November 1998 sowie im Februar 1999 lagen in den obersten Bodenzentimetern gesättigte

Aus der Referenzfläche wurden im vorliegenden Untersuchungsabschnitt einzig Freisetzungen von N<sub>2</sub>O aus dem Boden in die Atmosphäre festgestellt, während aus den überfluteten Becken 1 und 2 auch Aufnahmen in das System verzeichnet wurden. Für Becken 1 lagen die N<sub>2</sub>O Flussraten zwischen  $-10,3$  und  $78 \mu\text{g N m}^{-2}\text{h}^{-1}$  und für Becken 2 zwischen  $-26,3$  und  $10,9 \mu\text{g N m}^{-2}\text{h}^{-1}$ . Von November 1998 bis teilweise noch Februar 1999 war der Boden der Referenzfläche zeitweilig bis in 0,2 m gefroren und auf den beiden Becken war eine, stellenweise bis zu 0,1 m dicke, Eisschicht ausgebildet. Während die Eisschicht in den Flächen als Diffusionsbarriere für Gase in das oder aus dem System fungierte, wurde in der Referenzfläche Anfang Dezember ein Taupeak mit Emissionen von  $325 \mu\text{g N m}^{-2}\text{h}^{-1}$  ermittelt.

Verhältnisse vor (vgl. Abb. 2). Die bisher höchsten Aufnahmeraten ( $-41 \pm 30 \mu\text{g C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) wurden Mitte September 1998 bei sehr niedrigen Grundwasserständen (ca. 0,8 bis 1,4 m) ermittelt.

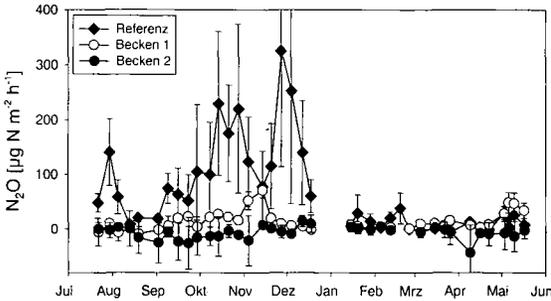


Abb. 3  $\text{N}_2\text{O}$  Flussraten aus Bodenringen der Referenzfläche, Becken 1 und Becken 2 mit Pflanzen ( $n=5$ ).

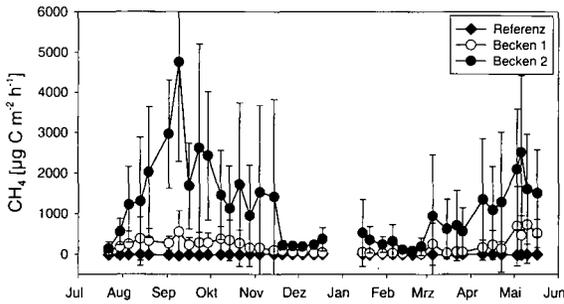


Abb. 4  $\text{CH}_4$  Flussraten aus Bodenringen der Referenzfläche, Becken 1 und Becken 2 mit Pflanzen ( $n=5$ ).

Aus den überfluteten Becken wurden im Gegensatz hierzu Methanfreisetzungen von durchschnittlich  $225 \pm 229$  (Becken 1) und  $1470 \pm 1254 \mu\text{g C m}^{-2} \text{h}^{-1}$  (Becken 2) festgestellt. Im bisher untersuchten Messzeitraum lagen die höchsten Emissionen zwischen September und Oktober 1998 und im Mai 1999 vor. Während der Wintermonate wurden nur geringen Freisetzungen ermittelt. Die Emissionen aus Becken 2 waren durchschnittlich zehnfach höher als die aus Becken 1. (Abb. 4, Tab. 1). Von August bis November 1998 und seit April 1999 lagen die Methan Freisetzungen aus Becken 2 zwischen  $1200$  und  $3000 \mu\text{g C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ , während der Wintermonate gingen die Emissionen zurück auf durchschnittlich  $50 \mu\text{g C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ . Die räumliche Variabilität in allen Flächen betrug durchschnittlich 66 % mit maximal 267 % CV und lag damit in Bereichen die schon mehrfach bestätigt wurden.

Die kumulierten Methan Flussraten über den Untersuchungszeitraum betragen  $-0,2 \pm 0,1 \text{ kg C ha}^{-1}$  für die Referenzfläche und  $4,8 \pm 4,1 \text{ kg C ha}^{-1}$  bzw.  $34,9 \pm 32,9 \text{ kg C ha}^{-1}$  für Becken 1 und Becken 2. Die Unterschiede zwischen allen drei Flächen waren signifikant verschieden ( $P < 0.05$ ).

Tab. 1 Kumulierte Flussraten von  $\text{N}_2\text{O}$  und  $\text{CH}_4$  der Referenzfläche, Becken 1 und Becken 2, sowie Umrechnung der Flussraten in  $\text{CO}_2$ -Äquivalente, mit  $\text{N}_2\text{O}_{\text{GWP}} = 320$  und  $\text{CH}_4_{\text{GWP}} = 21$  (IPCC, 1996; GWP = global warming potential). Berechnungszeitraum 12.09.98 bis 17.05.99.

	$\text{N}_2\text{O}$	$\text{CH}_4$	$\text{N}_2\text{O}$	$\text{CH}_4$	$\text{N}_2\text{O} + \text{CH}_4$	
	( $\text{kg N ha}^{-1}$ )	( $\text{kg C ha}^{-1}$ )	$\text{CO}_2$ Äquivalente		min	max
Referenz	4.0 (2.1)	-0.3 (0.2)	1026 (545)	-16 (9)	456	1564
Becken 1	0.8 (0.2)	9.7 (10.2)	216 (55)	441 (466)	136	1178
Becken 2	-0.3 (0.7)	58.1 (56.1)	-69 (174)	2659 (2568)	152	5332

Vergleiche mit Standorten in Skandinavien (MARTIKAINEN *et al.*, 1995) zeigten, daß die Methan Aufnahme in Böden trockengelegter Moore im gleichen Bereich wie bei der Referenzfläche lag, naturnahe Niedermoore mit hohem Grundwasserspiegel jedoch wesentlich höhere Freisetzungen

(190 bis 480 kg C ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>) wie die vorliegenden überfluteten Flächen zeigten.

Unter der Annahme höchster Freisetzungsraten könnten aufgrund der derzeitig vorliegenden Daten Methan Emissionen von maximal 168 kg C ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> erreicht werden. Dies würde die Freisetzungsraten naturnaher, skandinavischer Niedermoore nicht erreichen. Auch andere Autoren wiesen bisher höhere Methan Freisetzungen naturnaher oder wiedervernässter Niedermoorstandorte nach. Es bleibt somit abzuwarten, in welche Richtung sich die noch jungen wiedervernässten Standorte im Donaumoos entwickeln. Zur Zeit liegen noch keine eindeutigen Erklärungen für die hohen Methan Freisetzungen aus Becken 2 gegenüber Becken 1 vor. Vermutlich spielen aber Sauerstoffverfügbarkeit und gelöste organische C-Verbindungen eine gewisse Rolle.

### **Abschätzung des 'global warming potentials'**

Um Vergleiche über die Klimarelevanz zwischen N<sub>2</sub>O Quellen (Referenzfläche) einerseits und CH<sub>4</sub> Quellen (Becken 1, 2) andererseits erstellen zu können, ist es notwendig die Klimawirksamkeit (global warming potential, GWP) der Spurengasfreisetzungen zu ermitteln (Tab. 2). Die Belastung der Atmosphäre mit den klimarelevanten Spurengasen N<sub>2</sub>O und CH<sub>4</sub> für den Untersuchungszeitraum betrug demnach 456 bis 1564 kg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> für die Referenzfläche, 136 bis 1178 kg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> für Becken 1 und 152 bis 5332 kg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> für Becken 2. Entsprechend dieser Berechnung ist die atmosphärische Belastung mit N<sub>2</sub>O und CH<sub>4</sub> für Becken 1 günstiger als für die Referenzfläche, während Becken 2 einen weiten, ebenfalls positiven bis zu wesentlich negativeren Bereich aufzeigt. Bisher konnten CO<sub>2</sub> Flussraten in diese Berechnung aufgrund des verwendeten Haubensystems noch nicht mit einbezogen werden. Begleitende Laboruntersuchungen zeigten jedoch hohe CO<sub>2</sub> Emissionen im degradierten Zustand gegenüber überfluteten Bedingungen (KAMP *et al.*, 1998a).

AUGUSTIN *et al.* (1996) gaben einen Überblick über Spurengas Flussraten unterschiedlicher Moorstandorte und verglichen die Klimarelevanz von naturnahen und degradierten Standorten miteinander (Tab. 2). Unter Einbeziehung von CO<sub>2</sub> Flüssen fanden sie ein 'global warming potential' von -31 bis 5133 kg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> für Standorte mit einem hohen Grundwasserspiegel gegenüber 3106 bis 7562 kg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> für stark degradierte Standorte. Die Tendenz spiegelt die hier vorliegenden Ergebnisse wieder.

### **Literatur**

- AUGUSTIN, J., W. MERBACH, W. SCHMIDT & E. REINING (1996) Effect of changing temperature and water table on trace gas emission from minerotrophic mires. *J. Appl. Bot.* **70**: 45-51.
- FLESSA, H., F. BEESE, R. BRUMME, E. PRIESACK, E. PRZEMECK & J.P. LAY (1998b) Freisetzung und Verbrauch der Klimarelevanten Spurengase N<sub>2</sub>O und CH<sub>4</sub> beim Anbau nachwachsender Rohstoffe. *Deutsche Bundesstiftung Umwelt - Initiativen zum Umweltschutz 11*, Zeller-Verlag.
- FLESSA, H., U. WILD, M. KLEMISCH & J. PFADENHAUER (1998a) Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under, agriculture. *Eur. J. Soil Sci.* **49**: 327-335.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (1996) *Climate Change 1995 - The Science of Climate Change*. J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg & K. Maskell (eds.) Cambridge University Press, Cambridge, 572 pp.
- KAMP, T., H. STEINDL, U. WILD, J. PFADENHAUER & J.C. MUNCH (1998a) Flussraten der klimarelevanten Spurengase N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> und CO<sub>2</sub> während der Renaturierung eines degradierten Niedermoorstandortes - erste Ergebnisse eines Laborexperiments. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **88**: 23-26.
- KAMP, T., U. WILD & J.C. MUNCH (1998b) Spurengasflüsse eines degradierten Niedermoorstandortes nach Wiedervernäsung. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **89**: 257-260.
- MARTIKAINEN, P.J., H. NYKÄNEN, J. ALM & J. SILVOLA (1995) Changes in fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide due to forest drainage of mire sites of different trophic. *Plant Soil* **168-169**: 571-577.

Die vorliegenden Untersuchungen werden finanziert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU, AZ 10628) und sind Teil des Vorhabens 'Rohrkolbenanbau in Niedermooren - Integration von Rohstoffgewinnung, Wasserreinigung und Moorschutz zu einem nachhaltigen Nutzungskonzept' (Projektbeginn 01.01.98).

# Der Köderstreifenfest zur Abschätzung einer nachhaltigen Düngewirkung durch Gesteinsmehlapplikation in der forstlichen Rekultivierung

von

Keplin, B.<sup>\*(1)</sup>; Hartmann, R.<sup>\*(2)</sup>

## Einleitung

Auf nährstoffarmen sandigen kohlefreien Kippenböden des Lausitzer Braunkohlenreviers dominiert die forstliche Rekultivierung die Bergbaufolgelandschaft. Während in der ehemaligen DDR vor allem die Produktivität von Forstkulturen im Vordergrund stand, wird heute eine Aufforstung unter ökologischen Gesichtspunkten betrieben. Im Hinblick auf eine nachhaltige Nährelementversorgung der Forstbestände bietet sich der Einsatz von langsamlöslichen Gesteinsmehlen an. Aufgrund der besonderen Standortverhältnisse (Nährstoffarmut, geringe Sorptionskapazität, hohe Infiltration, fehlende Vegetationsbedeckung) ist jedoch zu klären, wie die Nährelementfreisetzung aus diesen Gesteinsmehlen langfristig verläuft und ob sie beispielsweise mit dem Köderstreifenfest dokumentiert werden kann.

Die vorliegende Untersuchung wurde auf einer Absetzerkippe im Lausitzer Braunkohlerevier in der Nähe der Stadt Cottbus durchgeführt. Bei dem untersuchten Kipprohoden handelt es sich um ein kohlefreies pleistozänes sandiges Substrat. Als Bodentyp liegt ein „Kipp-Lockersyrosem aus Kippreinsanden“ vor. Im Jahr 1996, zwei Jahre nach der Verkipfung, wurden 150 m<sup>2</sup> große Parzellen jeweils mit 1,5 t ha<sup>-1</sup> und 5,0 t ha<sup>-1</sup> eines N-angereicherten Gesteinsmehls mit einem N-Gehalt von 10 % bzw. mit 5,0 t ha<sup>-1</sup> eines N-freien Gesteinsmehls bis in eine Tiefe von 15-20 cm melioriert. Anschließend erfolgte eine Bestandesbegründung mit zweijährigen *Pinus sylvestris* L. Vier Monate nach der Aufforstung entwickelte sich zwischen den Kiefernreihen eine Spontanvegetation aus Acker- und Ruderalpflanzen (Hartmann et al. 1997, 1999b). Weitere Angaben zur Versuchsfläche bei Hartmann (in Vorb.). Mit dem Köderstreifenfest sollten folgende Fragen geklärt werden:

- Führen unterschiedliche Meliorationen mit N-freiem bzw. N-angereichertem Gesteinsmehl zu unterschiedlichen Fraßaktivitäten der Bodenorganismen in sandigen Kipprohoden?
- Gibt es Unterschiede in der Fraßaktivität der Bodenorganismen zwischen verschiedenen Ködermischungen auf einer Variante?
- Ist der Köderstreifenfest zur Abschätzung einer nachhaltigen Düngewirkung auf forstlich rekultivierten Kippstandorten geeignet?

## Köderstreifenfest

Der Köderstreifenfest wurde erstmalig im zweiten Jahr (1997) nach Versuchsanlage mit der Standard-Mischung (65 % Cellulose, 15 % Agar-Agar, 10 % Bentonit, 10 %, Weizenkleie) (Larink & Kratz 1994) durchgeführt. Im dritten Jahr (1998) wurden zusätzlich Fertiggöderstreifen (70 % Cellulose, 27 % Weizenkleie, 3 % Aktivkohle) (Terra Protecta) sowie zwei weitere Ködermischungen (autochthone Phyto- und Wurzelmasse) eingesetzt. Für die Herstellung der Phyto- und Wurzelmassenköderstreifen wurde als Grundlage die Standardmischung verwandt, wobei statt 10 % Weizenkleie autochthone oberirdische Phytomasse bzw. Wurzelmasse verwendet wurde. Sowohl die Phyto- als auch die Wurzelmasse stammte von der auf den Parzellen entwickelten krautigen Bodenvegetation und wurde im Sommer 1998 gewonnen. Die Köderstreifen wurden je Mischung

<sup>\*</sup> BTU Cottbus, LS Bodenschutz & Rekultivierung - Neue Anschriften: <sup>1</sup>WWU, Institut für Landschaftsökologie, email: Beate.Keplin@t-online.de - <sup>2</sup>FHO, Institut für Naturwissenschaftliche Technik, email: Ralf.Hartmann@web.de

in drei Plots à 16 Streifen auf jeder Untersuchungsparzelle ausgebracht und in regelmäßigen Abständen auf Befraß kontrolliert. Ausgewertet wurde der gesamte Expositionszeitraum. Zusätzlich erfolgte eine Umrechnung auf 10 Tage Expositionsdauer (vgl. Larink & Kratz 1994). In jedem Testzeitraum herrschten vergleichbare Witterungsverhältnisse vor. Sowohl die Fertigmischer- als auch die Standardmischung sowie die Einzelkomponenten der Phyto- und Wurzelmassen-Mischung wurden auf ihren  $C_1$  und  $N_1$ -Gehalt analysiert (NA 1500 Carlo Erba). Die Einbeziehung autochthoner Phyto- bzw. Wurzelmasse als standorttypische Komponente sollte unter anderem dazu beitragen, diesen rekultivierten Kippenstandort hinsichtlich seiner standort-spezifischen bodenbiologischen Aktivität näher zu charakterisieren.

## Ergebnisse

Im zweiten Jahr (1997) nach Versuchsanlage wurde der Köderstreifen-Test erstmalig mit der Standardmischung durchgeführt. Hierbei zeigte sich eine Gesamt-Fraßaktivität zwischen 24 % auf der Kontrolle und 57 % auf der 500 kg N ha<sup>-1</sup>-Variante (Tab. 1). Bezogen auf eine übliche Angabe von 10 Tagen betrug die Fraßaktivität 7 % bzw. 16 %. Mit der Standardmischung konnte ein Stickstoff-Düngungseffekt nachgewiesen werden, während die reine Gesteinsmehlabplikation keine signifikant höhere Fraßaktivität erkennen ließ.

Im dritten Jahr (1998) wurde ein Test im Frühjahr zunächst mit Fertigmischerstreifen durchgeführt, da nach Erfahrungen auf anderen Kippenstandorten (Keplin u. Hüttl, in Vorb.) erwartet wurde, daß hiermit eine höhere Gesamtfraßaktivität zu ermitteln sei und eine Verkürzung der Expositionsdauer eintreten würde. Während auf der Kontrolle keine Fraßaktivität (0,5 %) nachgewiesen werden konnte, nahm mit zunehmender Düngermenge die Fraßaktivität bis auf 44 % auf der 500 kg N ha<sup>-1</sup>-Variante zu. Mit Bezug auf die standardisierte Bezugsgröße von 10 Tagen ergab sich eine Fraßaktivität zwischen 0 % (Kontrolle) und 11 % (500 kg N ha<sup>-1</sup>) (Tab. 1, Frühsommer 1997). Verglichen mit den Ergebnissen aus dem Vorjahr wurden an den Fertigmischerstreifen keine höheren, sondern eher geringere Fraßaktivitäten festgestellt, und es trat keine Verkürzung der Expositions-dauer ein. Im Unterschied zum Vorjahr (1997) wurde jedoch ein entgegengesetztes Tiefenprofil dokumentiert (nicht dargestellt). Während im ersten Jahr die Fraßaktivität in den oberen Zentimetern geringer als in den unteren Zentimetern war, konnten im folgenden Jahr demgegenüber in den oberen Zentimetern höhere Fraßaktivitäten festgestellt werden. Hier zeigen die tiefenspezifischen Fraßaktivitäten das aus vielen Untersuchungen und auch auf anderen Kippenstandorten (Dageförde et al. 1997, Keplin et al. 1999) ermittelte Tiefenprofil. Das „umgekehrte Tiefenprofil“ im ersten Jahr (1997) wird auf die oberflächliche Einarbeitung der Dünger (Hartmann et al. 1999b) zurückgeführt, da auf der Kontrolle kein ausgeprägter Tiefengradient in der Fraßaktivität auftrat; der Oberboden der Kontrolle aber ebenfalls oberflächlich (0-20 cm) gelockert wurde. Diese Maßnahme führte einerseits zu verbesserten bodenphysikalischen Bedingungen, hatte zum anderen aber eine stärkere Austrocknung in den oberen Zentimetern des Kippreinsandes zur Folge. Zwei Jahre nach der Melioration scheint dieser Effekt der Bodenlockerung bereits von dem Eintrag organischer Substanz durch die sich entwickelnde Bodenvegetation überlagert zu werden. Allerdings konnten keine Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten festgestellt werden, wohl aber ein Düngungseffekt (Tab. 1, Frühsommer 1998).

In der dritten Untersuchung im Herbst 1998 wurde der Köderstreifen-Test mit insgesamt vier Ködermischungen (Standardmischung, Fertigmischerstreifen, Phytomasse und Wurzelmasse) durchgeführt. Zum einen sollte geklärt werden, ob die Fraßaktivität weiterhin eine leichte Abnahmetendenz aufzeigt - und sich eventuell Rückschlüsse hinsichtlich der Düngerlöslichkeit ziehen lassen - und/oder ob die Fraßaktivität im wesentlichen von der Zusammensetzung der angebotenen Ködermischung abhängt. Bei allen verwendeten Ködermischungen konnte im Vergleich zu den beiden vorherigen Durchgängen nur eine relativ geringe Fraßaktivität gemessen werden (Tab. 1, Herbst 1998), wobei an den Fertigmischerstreifen meist die höchste und an denen mit der Wurzel-mischung keine oder nur eine sehr geringe Fraßaktivität festzustellen war. Diese Reihenfolge konnte aufgrund der C/N-Analysen der Ködermischungen weitgehend erwartet werden (Tab. 2). Die Fertigmischerstreifen weisen aufgrund des höheren Mengenanteils an Weizenkleie (27 %) mit einem Gehalt von 2,9 % N ein we-

sentlich engeres C/N-Verhältnis (C/N 62) auf als die Standardmischung (C/N 123) und die beiden autochthonen Mischungen „Phytomasse“ (C/N 198) und „Wurzelmasse“ (C/N 220).

Im einzelnen wurden mit den Fertiggöderstreifen auf allen gedüngten Parzellen signifikant höhere Fraßaktivitäten gemessen als mit den drei anderen Mischungen. Lediglich bei höchster N-Düngergabe konnte kein Unterschied zur Ködermischung aus autochthoner Phytomasse festgestellt werden. Vergleiche zwischen der Standard- und Phytomassenmischung ergaben keine signifikanten Unterschiede ( $p > 0,05$ , U-Test). Statistisch gesicherte höhere Fraßaktivitäten an der Phytomassenmischung im Vergleich zur Wurzelmischung konnten nur auf den N-gedüngten Varianten festgestellt werden ( $p < 0,01$ , U-Test). Die Standardmischung wies lediglich auf der 500 kg N ha<sup>-1</sup>-Variante eine signifikant höhere Fraßaktivität auf als die Wurzelmischung ( $p < 0,05$ , U-Test). Auch dieses Ergebnis konnte durchaus erwartet werden, da sich die drei Mischungen „Standard“, „Phytomasse“ und „Wurzelmasse“ lediglich in einer Komponente (Weizenkleie, Phytomasse bzw. Wurzelmasse) unterscheiden. Daß sich nicht deutlichere Unterschiede zwischen der Standardmischung mit einem zwar wesentlich engeren, aber immer noch sehr weiten C/N-Verhältnis und den beiden autochthonen Ködermischungen ergaben, läßt den Schluß zu, daß die Standardmischung - zumindest zwei Jahre nach Versuchsanlage - nicht mehr wesentlich attraktiver für Bodenorganismen ist als autochthone Ködermasse. In den beiden Untersuchungsjahren wurden nur zu Beginn (1997, Tab. 1) recht hohe Fraßaktivitäten festgestellt. Diese werden auf die anfängliche Bodenbearbeitung und eine beginnende langsame Nährelement-Freisetzung aus dem mit und ohne N-angereichertem Gesteinsmehl (vgl. auch Hartmann et al. 1999a, dieser Band) sowie eine allmähliche Tiefenverlagerung der Nährstoffe zurückgeführt. Untersuchungen zum Celluloseabbau im Tiefenprofil (0-26 cm) mittels Minicontainer-Test ergaben für die 500 kg N ha<sup>-1</sup>-Variante im Vergleich zur Kontrolle unterhalb der Meliorationstiefe von 15-20 cm eine um das Doppelte höhere Abbaurrate ( $p < 0,01$ , U-Test) und scheinen diese Annahme zu bestätigen.

Die einzelnen Ködermischungen zeigten im Variantenvergleich für die Standard-, Phyto- und Wurzelmasse keine signifikanten Unterschiede zur Kontrolle. Die mit der Standardmischung hergestellten Köderstreifen wiesen lediglich auf der höchsten N-Variante im Vergleich zur Kontrolle eine signifikant höhere Fraßaktivität auf. Signifikant höhere Fraßaktivitäten konnten lediglich mit den Fertiggöderstreifen zwischen den N-gedüngten Varianten im Vergleich zur Kontrolle festgestellt werden (Tab. 1, Herbst 1998).

**Tab. 1:** Gesamtfraßaktivitäten [%] verschiedener Ködermischungen 1997-1998. Eingeklammerte Werte: Fraßaktivität [%] 10 d<sup>-1</sup>. Kleinbuchstaben in einer Spalte kennzeichnen signifikante Unterschiede zur Kontrolle ( $p < 0,05$ , U-Test). Signifikante Unterschiede ( $p < 0,05$ , U-Test) auf einer Variante sind nur zwischen den Fertiggöderstreifen im Vergleich zu den drei anderen Ködermischungen durch Großbuchstaben gekennzeichnet; Angaben zu signifikanten Unterschieden zwischen anderen Ködermischungen erfolgen im Text. [\* Gast 1998]

Zeitraum	07.05.-11.06.97*	19.05.-30.06.98	16.09.-26.10.98			
Expositionsdauer [d]	35	42	42	42	42	42
Ködermischung	Standard	Fertiggöder	Standard	Fertiggöder	Phytomasse	Wurzelmasse
Variante	Gesamtfraßaktivität [%]					
Kontrolle	23,6 (7) <sup>a</sup>	0,5 (0) <sup>a</sup>	0,5 (0) <sup>aA</sup>	2,7 (1) <sup>aA</sup>	3,4 (1) <sup>aA</sup>	0,4 (0) <sup>A</sup>
N-frei	27,1 (8) <sup>a</sup>	12,9 (3) <sup>b</sup>	0 (0) <sup>ab</sup>	3,9 (1) <sup>aA</sup>	0,1 (0) <sup>ab</sup>	0 (0) <sup>B</sup>
150 kg N ha <sup>-1</sup>	37,9 (11) <sup>b</sup>	18,5 (4) <sup>b</sup>	2,1 (1) <sup>ab</sup>	18,6 (6) <sup>aA</sup>	4,3 (1) <sup>ab</sup>	0,9 (0) <sup>B</sup>
500 kg ha <sup>-1</sup>	56,5 (16) <sup>b</sup>	44,1 (11) <sup>b</sup>	3,1 (1) <sup>bb</sup>	10,9 (4) <sup>aA</sup>	7,0 (2) <sup>aA</sup>	1,4 (0) <sup>B</sup>

**Tab. 2:** C<sub>t</sub>, N<sub>t</sub> und C/N-Verhältnis der Ködermischungen

	Fertiggödermischung	Standardmischung	Phytomassenmischung	Wurzelmassenmischung	Weizenkleie	Phytomasse	Wurzelmasse
C <sub>t</sub> [%]	43,05	39,32	37,03	37,29	41,88	33,54	36,01
N <sub>t</sub> [%]	0,70	0,32	0,19	0,17	2,9	1,03	0,85
C/N	61,5	122,9	197,5	219,7	14,4	32,6	42,3

## Schlussfolgerungen

- Mit allmählicher Nährstofffreisetzung aus den applizierten Düngern und einer damit einhergehenden Verlagerung in den unmeliorierten Unterboden ändern sich auch die Lebensbedingungen für die Bodenorganismen. Im Initialstadium der Bodenentwicklung scheint für Bodenorganismen jede Art von Ködermischungen als Nahrung attraktiver zu sein als das Kippsubstrat selbst. Mit der allmählichen Etablierung bodenbildender Prozesse, insbesondere durch den Eintrag von organischer Substanz über ober- und unterirdische Streu der Bodenvegetation, verbessern sich die Lebensbedingungen für die Bodenorganismen. Ködermischungen, als künstlich eingebrachte organische Substanz, sind nur dann als Nahrungsquelle attraktiver als das Kippsubstrat, wenn sie wenigstens eine Komponente enthalten, die im Boden limitiert vorhanden ist. Auf dem untersuchten Kippenstandort scheint dies für Stickstoff im Oberboden bereits zwei Jahre nach Düngerapplikation zuzutreffen. Die mit dem Köderstreifen abgedeckte Tiefe bis 8 cm ist demnach unter den realen Standortbedingungen als biologisch wenig aktiv zu bezeichnen.
- Bei einer durch die Düngung mit N-angereichertem Gesteinsmehl induzierten Entwicklung einer Bodenvegetation und dem damit verbundenen Eintrag von organischer Substanz (ober- und unterirdisch) scheint die Standardmischung am ehesten die standortspezifischen Bedingungen widerzuspiegeln. Sie sollte daher in Untersuchungen und bei Fragestellungen, in denen diese klimatischen und pedogenen Standortbedingungen im Vordergrund stehen, den Fertiggöderstreifen vorgezogen werden, sofern nicht autochthone Ködermischungen hergestellt werden können.
- Für die untersuchten Kippenstandorte scheinen Fertiggöderstreifen bislang besser geeignet, um eine deutliche Fraßaktivität als Folge einer mit der Gesteinsmehlapplikation verbundenen N-Zufuhr auch zwei Jahre nach Melioration noch nachweisen zu können. Hierbei handelt es sich aber wohl eher um eine hohe Fraßaktivität infolge der großen Köderwirkung der Ködermasse aufgrund ihres hohen Stickstoffgehaltes als um eine Widerspiegelung der spezifischen Standortbedingungen. Auf diesen Kippenstandorten wird die Fraßaktivität gemessen mit Fertiggöderstreifen überschätzt. Die bodenbiologische Aktivität dieser jungen Kippenstandorte sollte daher nicht ausschließlich mittels Fertiggöderstreifen eingeschätzt werden.
- In weiteren Untersuchungen wäre es wünschenswert, mehrere verschiedene Ködermischungen oder zumindest die Standard- und die Fertiggöderstreifen vergleichend einzusetzen, um die potentielle (Fertiggöderstreifen) und die aktuelle (Standard- bzw. autochthone Mischung) Fraßaktivität zu ermitteln und damit einen Beitrag zur Abschätzung der biologischen Aktivität frisch geschütteter Kippenböden zu leisten.

## Danksagung

Wir danken der DFG und Kemira Agro Oy (Finnland) für die Finanzierung unserer Untersuchungen.

## Literatur

- Dageförde, A., Keplin, B. & R.F. Hüttl (1997):** Streufall und -abbau durch Bodenorganismen in einem 30-Jahre alten Kiefernforst auf Kippsubstrat. Mitt. DBG 83: 137-140. **Gast, C. (1998):** Untersuchungen zur bodenbiologischen Aktivität eines forstlich rekultivierten Kippenstandortes unter dem Einfluß verschiedener Düngungsmaßnahmen. Unveröff. Dipl.-Arb. BTU Cottbus. **Hartmann, R.:** Untersuchungen zum Einsatz von Gesteinsmehlen in der forstlichen Rekultivierung sandiger kohlefreier Kippböden unter Berücksichtigung eines potentiellen Nährstoffaustrages und einer nachhaltigen Bestandesernährung von *Pinus sylvestris* L. Diss. (in Vorb.). **Hartmann, R., Schneider, B.U. & R.F. Hüttl (1997):** Einsatz von stickstoffhaltigen Gesteinsmehldüngern zur forstlichen Rekultivierung quartärer Kippsubstrate und ihre Wirkung auf den Bodenchemismus und die Mineralstoffernährung von *Pinus sylvestris* L. Mitt. DBG 85, II: 905-908. **Hartmann, R., Schneider, B.U. & R.F. Hüttl (1999a):** Untersuchung zur N-Verfügbarkeit aus NH<sub>2</sub>-angereichertem Gesteinsmehl in einem kohlefreien Kippsubstrat im Gefäßversuch. Mitt. DBG, dieser Band. **Hartmann, R., Schneider, B.U., Gast, C., Keplin, B. & R.F. Hüttl (1999b):** Effects of N-enriched rock powder on soil chemistry, organic matter formation and plant nutrition in lignite-poor sandy mine spoil in the forest reclamation practice. Plant and Soil, im Druck. **Keplin, B., Dageförde, A. & C. Düker (1999):** Untersuchungen zum Abbau von organischer Substanz und zur Bodenbiozönose auf forstlich rekultivierten Kippstandorten. In: Hüttl, R.F., Klem, D. & E. Weber (Eds.): Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften. Das Beispiel des Lausitzer Braunkohlereviere. De Gruyter Verlag, Berlin: 73-87. **Keplin, B. & R.F. Hüttl (in Vorb.):** Bestimmung der biologischen Aktivität von rekultivierten Kippböden mit dem Köderstreifen-Test. AFZ/Der Wald. **Larink, O. & W. Kratz (1994):** Köderstreifen-Workshop in Braunschweig – ein Resümee – . Braunschw. Naturkd. Schr. 4: 647-651.

# **Einfluß organischer und mineralischer Düngung auf die mikrobielle Aktivität in Abhängigkeit vom C<sub>org</sub>-Gehalt des Bodens im „Statischen Düngungsversuch“ Bad Lauchstädt**

von

**Klimanek, Eva-Maria**

## **Einleitung**

Die Wirkung unterschiedlicher organischer und mineralischer Düngung auf die mikrobielle Aktivität von Böden ist vielfach untersucht worden und hinlänglich bekannt. Weniger bekannt ist der Zeitraum, in dem langjährige Düngungsänderungen die mikrobielle Aktivität eines Bodens in Abhängigkeit vom C<sub>org</sub>-Gehalt deutlich beeinflussen. Zur Untersuchung dieser Frage bot sich der „Statische Düngungsversuch“ in Bad Lauchstädt an. Er liegt auf dem Schwarzerdegebiet Sachsen-Anhalts am Rande der Querfurter Platte. Der Statische Düngungsversuch wurde 1902 von Gröbler und Schneidewind angelegt und besteht aus vier Schlägen, die in 3 Großteilstücke unterteilt sind, auf denen die Wirkung organischer Düngung in Kombination mit mineralischer (300 dt Stalldung/ ha; 200 dt Stalldung/ ha jedes 2. Jahr zur Hackfrucht; ohne organische Düngung) auf Ertrag und fruchtbarkeitsbestimmende Bodeneigenschaften geprüft werden (Körschens, 1990; 1994). Der Versuch trägt die Fruchtfolge Zuckerrübe, Sommergerste, Kartoffeln, Winterweizen.

1978 wurde die ursprünglichen Versuchsfrage des Statischen Versuchs auf zwei Schlaghälften erweitert. Es sollte geprüft werden, in welchem Zeitraum auf Mangelparzellen durch Düngungsmaßnahmen wieder das ursprüngliche Niveau der Bodeneigenschaften zu erreichen ist und auf organisch-mineralisch gut versorgten Böden bei unterlassener Düngung eine Verarmung des Bodens einsetzt. Dafür wurde auf allen Parzellen der Schlaghälfte 4 die organische Düngung eingestellt und auf der Schlaghälfte 5 alle Parzellen jedes zweite Jahr mit 300 dt Stalldung/ha zur Hackfrucht versorgt. Auf die einzelnen Blöcke wurde eine in 5 Stufen gestaffelte N-Düngung gelegt. Die N-Höhe richtete sich nach der Fruchtart. 20 Jahre nach der Umstellung der Schlaghälften erfolgte auf ausgewählten Prüfgliedern auch die Erfassung mikrobielle Parameter.

## **Material und Methoden**

Der Boden des „Statischen Versuches“ ist eine Löß-Schwarzerde (Haplic Chernozem) mit einem Ton-Gehalt von 22 %. Der Grundwasserstand liegt bei 11,49 m. Die mittlere Jahresniederschlags-summe (1896-1995) betrug 483,8 mm, die mittlere Jahrestemperatur 8,7 °C (Körschens und Pfefferkorn, 1998). Nach Umstellung der Düngung 1978 wurde den Null- und PK-Mangelparzellen eine ausgleichende P- und K-Düngung verabreicht. Auf den Stalldung -Varianten erfolgt die P-Düngung nur noch zu den Hackfrüchten, dabei wird der Phosphor aus der organischen Düngung berücksichtigt. Von den Schlägen 4 und 5 wurden jeweils 6 Extremvarianten untersucht.

An mikrobiellen Parametern erfolgte die Bestimmung der mikrobielle Biomasse (SIR), der Enzymaktivitäten Protease,  $\beta$ -Glucosidase, alkalische Phosphatase und der Mineralisierungsleistung mit Hilfe der Langzeitinkubation bei 25 °C und 60 % der WK<sub>max</sub>. Die C<sub>org</sub> - Bestimmung erfolgte nach Ströhlein, N<sub>i</sub> nach Kjeldahl und der heißwasserlösliche Kohlenstoff (C<sub>hw</sub>) nach Schulz (1990).

## Ergebnisse

Die über Jahrzehnte durchgeführte, differenzierte Düngung hat zu Veränderungen chemischer, aber auch mikrobieller Parameter geführt, wie die Ergebnisse in Tab. 1 für ausgewählte Parzellen des Statischen Versuches nach einer Versuchsdauer von 96 Jahren zeigen.

**Tab. 1:** Einfluß einer differenzierten Düngung auf die mikrobielle Biomasse, die mikrobielle Aktivität und chemische Kriterien von Löß-Schwarzerde nach einer Versuchsdauer von 96 Jahren

org. Düngung min. Düngung	300 dt Stalldung NPK	300 dt Stalldung ohne	ohne NPK	ohne ohne
Corg %	2,30	2,33	1,70	1,43
Nt %	0,210	0,200	0,155	0,139
C/N	11,0	11,7	11,0	10,3
Chwl (mg/ 100g Boden)	55,43	48,84	27,52	23,88
Nhwl (mg/ 100g Boden)	8,78	6,99	4,27	4,36
Mikr. Biom. (µg Cmik/ gTS)	260	227	158	123
Basalatmg. (µg CO <sub>2</sub> -C/g TS/h)	1,00	1,16	1,10	1,23
qCO <sub>2</sub> (ng C/µg Cmik)	3,90	5,13	6,97	10,03
Cmik/Corg	1,25	1,19	0,93	0,85
AP (µg p-NP/ g TS/ h)	2419	2268	646	1021
β-Glu (µg Saligenin/ g TS/3h)	86	65	46	37
Prot (µg Tyrosin/ g TS/ 2h)	164	176	122	97
DMSO-Red. (ng DMS/g TS/h)	1062	940	656	586

Die Zufuhr organischer Düngung und der Einsatz von mineralischem Stickstoff bewirkte nach einer Versuchsdauer von 20 Jahren bei unterversorgten Prüfgliedern einen Anstieg, die unterlassene organische Düngung auf ehemals gut versorgten Prüfgliedern ein Absinken des Kohlenstoffgehaltes. An das Vorhandensein organischer Substanz ist die mikrobielle Aktivität und Leistungsfähigkeit eines Bodens gebunden. Die Ergebnisse einer Langzeitinkubation über 35 Tage zeigen (Abb. 1), daß auf den ehemals mit Stalldung optimal versorgten Prüfgliedern die Mineralisierungsleistung, ausgedrückt in der CO<sub>2</sub>-Freisetzung, bei unterlassener Düngung nach 20 Jahren deutlich zurückgegangen ist, wobei sich schon die fehlende, zusätzliche Mineraldüngung auswirkt.

Auf den ehemaligen NPK-Varianten führte die Stalldunggabe zu einem Anstieg der CO<sub>2</sub>-Freisetzung um 39 % gegenüber dem Vergleichs-Prüfglied ohne Düngungsänderung. Bei unterlassener mineralischer Düngung ist kaum eine Veränderung in der Bodenatmung zu erkennen. Die 75 Jahre absolut ungedüngte Variante zeigte nach 20 Jahren Versorgung mit 300 dt Stalldung einen deutlichen Anstieg des C<sub>org</sub>, die Mineralisierungsaktivität erhöhte sich aber nur um 16 %. Zwischen dem Gehalt an organischem Kohlenstoff, der CO<sub>2</sub>-Freisetzung, dem C<sub>hw</sub> und der mikrobiellen Biomasse bestehen gesicherte Korrelationen mit einem Korrelationskoeffizienten > 0,7. Die stärksten Beziehungen der Prüfglieder bestehen zum C<sub>hw</sub>.

Die Unterlassung der organischen, aber auch der NPK-Düngung hat auf dem ehemaligen Stalldungblock und auf der ehemaligen NPK-Parzelle zu einem Rückgang der mikrobiellen Biomasse bis zu 31 % geführt, wie die Ergebnisse in Tab. 2 erkennen lassen. Das Niveau der 96 Jahre ungedüngten Parzelle wird in dem Zeitraum von 20 Jahren jedoch noch nicht erreicht. Die Zufuhr von 300 dt Stalldung in jedem zweiten Jahr zur Hackfrucht bewirkte eine Anhebung sowohl des organischen Kohlenstoffes, als auch der mikrobiellen Biomasse, die aber die Höhe der ursprünglichen Volldüngungsvariante ebenfalls noch nicht erreicht hat.

Bei den Enzymen zeigte die β-Glucosidase auf dem ehemals mit Stalldung versehenen Block ähnliche Veränderungen wie die mikrobielle Biomasse. Die Zufuhr des Stalldung auf ungedüngten Prüfgliedern führte im Verhältnis zur Biomasse zu einem wesentlich höheren Anstieg der Aktivität. Auch auf

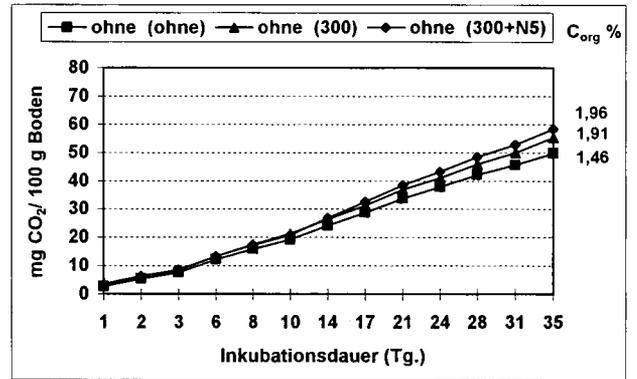
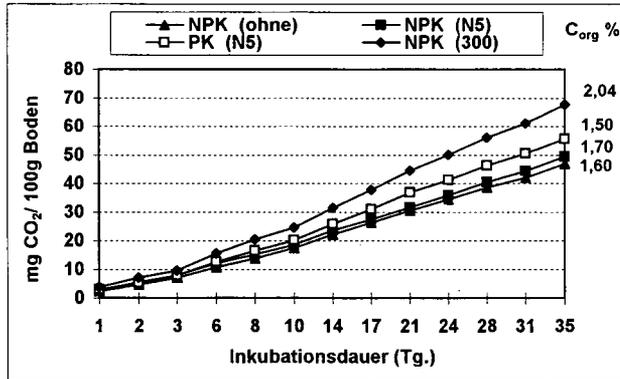
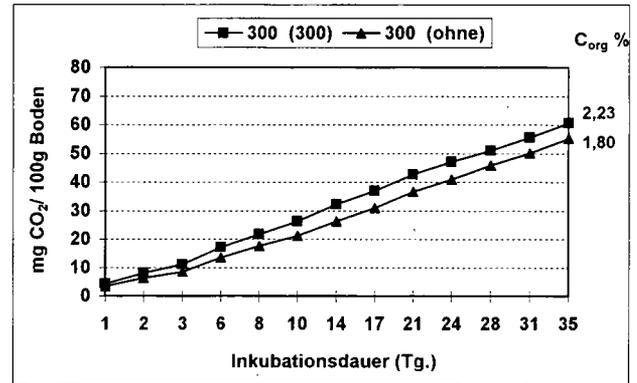
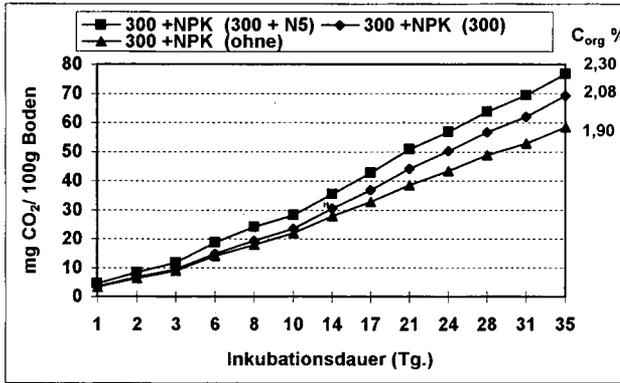


Abb. 1: Mineralisierungsleistung von Schwarzerde in Abhängigkeit von der Düngung unter Laborbedingungen bei 25 °C und 60 % WK<sub>max</sub> (Düngung nach 1978 in Klammern)

der ehemaligen NPK-Variante war bei Zufuhr von Stalldung eine deutlichen Erhöhung der  $\beta$ -Glucosidaseaktivität zu verzeichnen.

Das Enzym Protease wies auf den ehemaligen Voldüngungspartellen bei unterlassener Düngung keinen so starken Rückgang der Aktivität wie die  $\beta$ -Glucosidase auf, während auf den nur mit Stalldung versehenen Prüfgliedern nach 20 Jahren ein Rückgang der Aktivität zu verzeichnen war. Der Boden der NPK-Variante reagierte nach Stalldungzufuhr mit einer starken Erhöhung der Proteaseaktivität, die fehlende mineralische Düngung beeinflusste die Aktivität kaum. Sowohl reine organische Düngung als auch organisch-mineralische Düngung führten auf den Mangelpartellen zu einem Anstieg der Proteaseaktivität um 25 bzw. 39 %.

Die Unterlassung der organischen Düngung hatte bei der alkalischen Phosphatase nur eine geringfügige Verminderung der Aktivität zur Folge. Hier kann eine Nachwirkung der hohen P-Versorgung über die organische Düngung über 75 Jahre hinweg eine Rolle spielen. Die geringste Aktivität war auf den ehemals NPK-gedüngten Varianten nachzuweisen. Sie lag unter der der Mangelvariante und ist sicher in der negativen Korrelation des Enzymes mit dem Vorhandensein von mineralischem Phosphor begründet. Die Zufuhr organischer Substanz führte auf ehemals NPK-gedüngten und den bis 1977 ungedüngten Prüfgliedern zu einer Erhöhung der Phosphataseaktivität bis zu 58 %. Die Phosphatase erreicht aber noch nicht die Aktivität der Voldüngungspartelle.

Tab. 2: Prozentuale Veränderungen mikrobieller Parameter bei differenzierter Düngung nach der Düngungsänderung in Abhängigkeit vom  $C_{org}$ -Gehalt des Bodens

Düngung		$C_{org}$ %	Mik. Biom.	$\beta$ -Glucos.	Protease	alkal. Phosph.	C-Mineral.
bis 1977	ab 1978						
300 + NPK	300 + N5	2,30	100	100	100	100	100
300 + NPK	300	2,08	- 13	- 9	- 4	- 3	- 10
300 + NPK	ohne	1,90	- 31	- 32	- 10	- 6	- 25
300	N5	2,23	100	100	100	100	100
300	ohne	1,80	- 22	- 32	- 27	- 16	- 10
NPK	N5	1,70	100	100	100	100	100
NPK	ohne	1,62	- 15	- 7	- 2	+ 30	- 4
NPK	300	2,04	+ 2	+ 39	+ 13	+ 46	+ 39
ohne	ohne	1,46	100	100	100	100	100
ohne	300	1,91	+ 31	+ 62	+ 25	+ 11	+ 10
ohne	300 + N5	1,96	+ 39	+ 130	+ 39	+ 58	+ 16

Die Ergebnisse lassen erkennen, daß nach 20 Jahren organischer bzw. fehlender Düngung das Ausgangsniveau der mikrobiellen Aktivität der Vergleichsprüfglieder noch nicht erreicht worden ist. Langjährige organische Düngung hat bei Unterlassung noch über einen längeren Zeitraum eine nachhaltige Wirkung auf die mikrobielle Aktivität von Löß-Schwarzerde. Die Voldüngungsvariante wies nach 20 Jahren unterlassener Düngung noch 47 % mikrobielle Biomasse mehr als die 0-Variante auf. Nach Versorgung des 75 Jahre ungedüngten Prüfgliedes mit 300 dt Stalldung/ha jedes zweite Jahr wurden erst 66 % der Voldüngungsvariante erzielt. Das zeigt, daß trotz optimaler Düngung zur Erreichung eines „Fließgleichgewichtes“ auch in der mikrobiellen Biozönose des Bodens längere Zeiträume erforderlich sind.

**Literatur**

Körschens, M.: Dauerfeldversuche - Übersicht, Entwicklung und Ergebnisse von Feldversuchen mit mehr als 20 Jahren Versuchsdauer. Berlin Akademie der Landwirtschaftswissenschaften 1990  
 Körschens, M.: Der Statische Düngungsversuch Bad Lauchstädt nach 90 Jahren. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart-Leipzig 1994  
 Körschens, M., Pfefferkorn, A.: Der statische Düngungsversuch und andere Feldversuche. UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH 1998

## **Arylsulfatase activity of microbial biomass in soils as affected by cropping systems**

S. Klose\*, J. M. Moore\*\* and M.A. Tabatabai\*\*

### **Introduction**

Sustainable management in agriculture, including cropping systems, has received considerable attention to minimize degradation of soil resources. Soil biological and biochemical parameters are considered to hold potential as early indicators of environmental stress. Among these parameters, soil enzyme activities are considered indicative of specific biochemical reactions of the entire microbial community in soils. Crop management practices significantly affect microbial biomass and enzyme activities, with microbial parameters being influenced by soil organic matter contents (Jordan et al. 1995). Enzyme activities are associated with active microorganisms because the microbial biomass is considered the primary source of enzymes in soils. Nevertheless, there is no direct correlation between the size of the microbial biomass and its metabolic state. The differentiation between the intra- and extracellular enzyme activities in soils holds potential for (i) the assessment of the metabolic state of the microbial community and (ii) the use of enzyme activities of the microbial biomass as indexes of nutrient cycling in agricultural ecosystems.

The impacts of crop rotations and N fertilization on the dynamics of S transformation in soils are still largely unknown. S occurs in soils in organic and inorganic forms, with > 95% of the total S being organic in nature in the humid and semihumid regions (Tabatabai 1996). Arylsulfatase (EC 3.1.6.1) is believed to be responsible for S cycling in soils as it catalyzes the hydrolysis of sulfate esters, an organic S form that occurs in high concentrations in surface soils (Tabatabai 1996). The objectives of this work were: (1) to study the effect of crop rotations and N fertilization on different pools of arylsulfatase activity in soils, and (2) to assess the percentages of the total activity in soils associated with the microbial biomass.

---

S. Klose, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, Technische Universität Dresden, 01735 Tharandt, PF 10

J.M. Moore, M.A. Tabatabai, Department of Agronomy, Iowa State University, Ames, IA 50011-1010, USA

## Materials and Methods

**Soils:** Surface soil samples (0–15 cm) were collected from two long-term cropping systems in 1996 and 1997 at the Northeast Research Center (NERC) in Nashua and at the Clarion-Webster Research Center (CWRC) in Kanawha, Iowa. Both experiments are described in detail by Robinson et al. (1996). The crop rotations at NERC site were continuous corn (*Zea mays* L.) (CCCC), corn-soybean (*Glycine max* (L.) Merr.) (CSbCSbCSb), corn-corn-oats (*Avena sativa* L.) -meadow (alfalfa) (*Medicago sativa* L.) (CCOM), and continuous soybean (SbSbSbSb). The crop rotations at CWRC site were continuous corn, corn-soybean, corn-corn-oat-meadow, and corn-oat-meadow-meadow (COMM). All plots received an annual application of 20 kg P and 56 kg K ha<sup>-1</sup> and 0 or 180 kg N ha<sup>-1</sup> before corn. **Microbial biomass C** was estimated by the chloroform fumigation extraction method (Vance et al. 1987). **Arylsulfatase activity** was assayed in field-moist chloroform-fumigated soil samples (within 1 h after removing the chloroform fumes by evacuation), and their nonfumigated counterparts in the presence and absence of toluene by a standard method (Tabatabai 1994). The total arylsulfatase activity is that obtained in the chloroform-fumigated sample in the absence of toluene. The extracellular activity is that obtained in the nonfumigated sample in the absence of toluene. The arylsulfatase activity of the microbial biomass is the difference between total and extracellular activity (Klose and Tabatabai 1999a). The specific activity was calculated from the intracellular activity values divided by C<sub>mic</sub> values, i.e., arylsulfatase activity of the microbial biomass expressed per mg C<sub>mic</sub>.

## Results and Discussion

The total, intracellular, and extracellular arylsulfatase activities in soils were significantly affected by crop rotations and plant cover at sampling time, but not by N fertilization. At the NERC site the highest total arylsulfatase activity values were found in soils under cereal-meadow rotations (CCOM), taken in meadow or oats. The lowest activity was obtained in soils under continuous cropping systems (CCCC, SbSbSbSb), followed by corn-soybean rotation (Fig. 1). A similar trend was found at the CWRC site, with highest arylsulfatase activities in soils under CCOM and COMM rotations and lowest activity values in continuous corn (CCCC) systems (Fig. 2). The results also indicate that the crop rotations studied have little importance on the state of arylsulfatase activity, because the intracellular and extracellular activities increased proportionately. The higher total arylsulfatase activity in soils under cereal-meadow rotation compared to continuous corn or soybean systems may have been due to positive effects of diversified crop rotations, improved soil structure, nearly year-round rhizosphere and plant cover, stabilized microclimate, and higher root density (Friedel et al. 1996; Deng and Tabatabai 1997). In addition, decomposition rates and amounts of easily decomposable organic C fractions are higher for alfalfa residues than for corn and soybean

residues (Ajwa and Tabatabai 1994). Because of the primarily C limitation of microbial populations in soils, this may explain in part the higher arylsulfatase activities in rotations containing alfalfa meadow compared with continuous corn and soybean or corn-soybean systems.

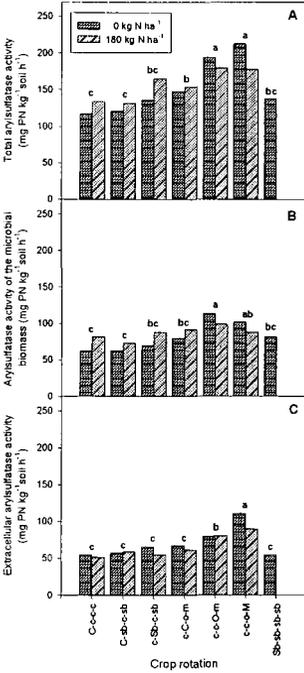


Fig. 1 Effect of crop rotations on total (A), microbial biomass (B), and extracellular (C) arylsulfatase activity in the soils at the NERC site in 1996. Different letters indicate significantly different means at  $P < 0.05$  according to the LSD test. For crop rotations, capital letter indicates crop in which samples were taken. PN p-nitrophenol.

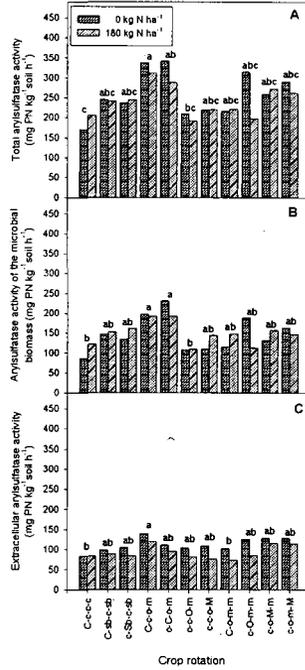


Fig. 2 Effect of crop rotations on total (A), microbial biomass (B), and extracellular (C) arylsulfatase activity in the soils at the CWRC site in 1996. Different letters indicate significantly different means at  $P < 0.05$  according to the LSD test. For crop rotations, capital letter indicates crop in which samples were taken. PN p-nitrophenol.

The variations in arylsulfatase activity between the two field experiments can be attributed to differences in soil pH, organic C, and total N contents, resulting in higher microbial biomass and enzyme activity values in soils at the CWRC site. These results support the hypothesis that

enzymes in soils are bound to clay and humic colloids and that the association with humic substances is a effective form of protection of enzymes in the soil environment (McLaren 1975).

Extracellular and microbial biomass arylsulfatase activities, expressed as percentages of total activity, and specific activity were significantly affected by crop rotation at both sites and years of sampling (not shown). The values of the specific activities varied from 315  $\mu\text{g PN mg C}_{\text{mic}}^{-1} \text{h}^{-1}$  in 1997 at the CWRC site to 407  $\mu\text{g PN mg C}_{\text{mic}}^{-1} \text{h}^{-1}$  in 1996 at the NERC site. In general, about 45% of the total arylsulfatase activity was extracellular and 55% was associated with the microbial biomass, supporting the hypothesis that intracellular enzymes in microorganisms are the most important contributors to the overall activity in soils (Tabatabai 1994). The arylsulfatase activity values obtained after chloroform fumigation are perhaps underestimated because the enzyme protein of the lysed microbial cells could be inhibited by soil constituents, degraded by proteases in soils, and/or partially denatured by the fumigant (Klose and Tabatabai 1999a, b ).

*Acknowledgements*—S. Klose thanks the German Academy of Sciences „Leopoldina“ and the German Research Foundation for the support of a fellowship while she was at Iowa State University.

## References

- Ajwa HA, Tabatabai MA (1994) Decomposition of different organic materials in soils. *Biol Fertil Soils* 18:175-182
- Deng SP, Tabatabai MA (1997) Effect of tillage and residue management on enzyme activities in soils: III. Phosphatases and arylsulfatase. *Biol Fertil Soils* 24:141-146
- Friedel JK, Munch JC, Fischer WR (1996) Soil microbial properties and the assessment of available soil organic matter in a haplic luvisol after several years of different cultivation and crop rotation. *Soil Biol Biochem* 28:479-488
- Jordan D, Kremer RJ, Bergfield WA, Kim KY, Cacio VN (1995) Evaluation of microbial methods as potential indicators of soil quality in historical agricultural fields. *Biol Fertil Soils* 19:297-302
- Klose S, Tabatabai MA (1999a) Arylsulfatase activity of microbial biomass in soils. *Soil Sci Soc Am J* 63, 569-574
- Klose S, Tabatabai MA (1999b) Effect of chloroform fumigation on enzyme activities in soils. *Mitteilgn Dtsch Bodenkl Gesellsch* 89:261-264
- McLaren AD (1975) Soil as a system of humus and clay immobilized enzymes. *Chem Scr* 8:97-99
- Robinson CA, Cruse RM, Ghaffarzadeh M. (1996) Cropping systems and nitrogen effects on Mollisol organic carbon. *Soil Sci Soc Am J* 60:264-269
- Tabatabai MA (1994) Soil enzymes. In: Weaver RW, Angel GS, Bottomley PS (eds) *Methods of soil analysis, Part 2, Microbiological and biochemical properties*, SSSA Book Series no 5, Soil Sci Soc Am, Madison, WI, pp 775-833
- Tabatabai MA (1996) Sulfur. In: Sparks DL (ed) *Methods of soil analysis. Part 3, Chemical methods*, SSSA Book Series no 5, Soil Sci Soc Am, Madison, WI, pp 921-960
- Vance ED, Brookes PC, Jenkinson DS (1987) An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol Biochem* 19:703-707

**Der Beitrag des Köderstreifentests  
bei der Entwicklung von  
bodenbiologischen  
Bodengüteklassen  
nach dem  
Bundes-Bodenschutzgesetz**

KRATZ, W., PIEPER, S.

**Einleitung**

Der Boden ist nicht nur der Lebensraum für Menschen, höhere Tiere und Pflanzen, sondern auch Lebensraum für Bodenorganismen. Die Bodenorganismen haben durch ihre Stoffumsatz-Aktivität maßgeblichen Anteil an den pedogenen und geogenen Umsetzungsprozessen. Eine dieser Leistungskomponenten der Bodentiere ist die Zersetzung von komplexer organischer Substanz (Dekomposition). Diese wird mit dem Köderstreifen-Test annähernd simuliert, indem Naturstoffe (u.a. Cellulose, Stärke, Glucose, Proteine) im Boden zum Frass bzw. Abbau angeboten werden. Nach einer Expositionszeit werden die Frass- resp. Abbauverluste an dem Ködermaterial bonitiert. Ganz allgemein kann man den Ködermatrixverlust mit den Abbau von natürlicher toter organischer Substanz vergleichen (Kratz 1998).

Im Rahmen eines UBA FuE-Verbundvorhabens mit dem Titel **Bodenbiologischen Bodengüte-Klassen** wurde das Köderstreifen-Testverfahren neben den bodenzoologischen Analysen eingesetzt. Das Projekt hat die Erarbeitung eines Konzepts zur Bewertung der im BbschG (1998) aufgeführten natürlichen Bodenfunktion „Lebensgrundlage u. Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen u. Bodenorganismen“ zum Ziel. Auf folgenden Annahmen baut das Projekt auf:

**Annahme 1:**

- die Qualität eines Bodens hinsichtlich seiner Besiedlung mit Organismen lässt sich nur konkret anhand biologischer Parameter standortspezifisch bewerten, d.h. die Bewertung der Lebensraumfunktion für Bodenorganismen anhand bodenkundlicher Daten ist nicht möglich.

**Annahme 2:**

- Bei Schutz der Struktur der Zönose wird zugleich auch deren Funktion sichergestellt. Ausgehend von der Heterogenität der Böden wird ein Konzept von regionalspezifische zu differenzierten Bodengüteklassen notwendig.

### Versuchsdurchführung

Im Herbst 1998 wurden an 15 repräsentativen Versuchsfeldern (Acker, Buchenwald, Eichenmischland, Kieferwald, Brache und Grünland) das Köderstreifen-Testverfahren eingesetzt. Pro Standort wurden 48 Köderstreifen mit jeweils 16 Ködern (= 768) Ködern exponiert.

Dabei wurden standortspezifische Fraßaktivitäten und Fraßaktivitätsprofile innerhalb von definierten Zeiträumen (1 - 3 Wochen) erhoben. Tiefenprofile an Grünlandstandorten weisen meist in den obersten Zentimetern eine annähernd 100%ige Fraßrate an den Ködern auf. Die Frassprofile der Wälder sind dagegen mehr über das 8cm tiefe Profil ausgeprägt. Das Fraßprofil am Ackerstandort weist eine mäßige Staffelung der prozentual gefressenen Ködern vom obersten Horizont bis in 8 cm Tiefe, mit nicht mehr als 20% Unterschied, auf.

In Abb. 1 sind beispielhaft die Fraßaktivitäten im Boden von zwei der untersuchten Buchenwälder dargestellt.

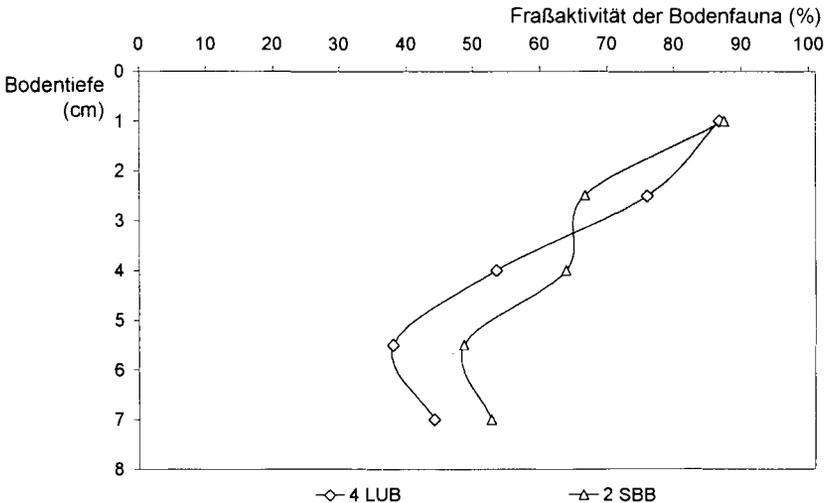


Abb.1: Fraßprofile an zwei Buchenstandorten. Dargestellt ist die prozentuale Verteilung der Fraßaktivität im Profil. Jeder Punkt stellt den Mittelwert dreier baits dar.

Obwohl die absoluten Fraßraten -im Gegensatz zu den Ergebnissen anderer Standorte- hier sehr ähnlich ausfallen, wurde eine zusätzliche Darstellungsweise gewählt, die auch den Vergleich von Fraßaktivitätsprofilen unterschiedlicher Standorte zu unterschiedlichen Jahreszeiten ermöglichen soll.

Wird die Gesamtfraßaktivität im Profil auf 100% gesetzt und prozentual hierzu aufgezeichnet, in welcher Tiefe anteilig die Köder gefressen wurden, so betrachten wir nur den Verlauf des Tiefenprofils, unabhängig von der absoluten Fraßrate am Standort (Abb. 2).

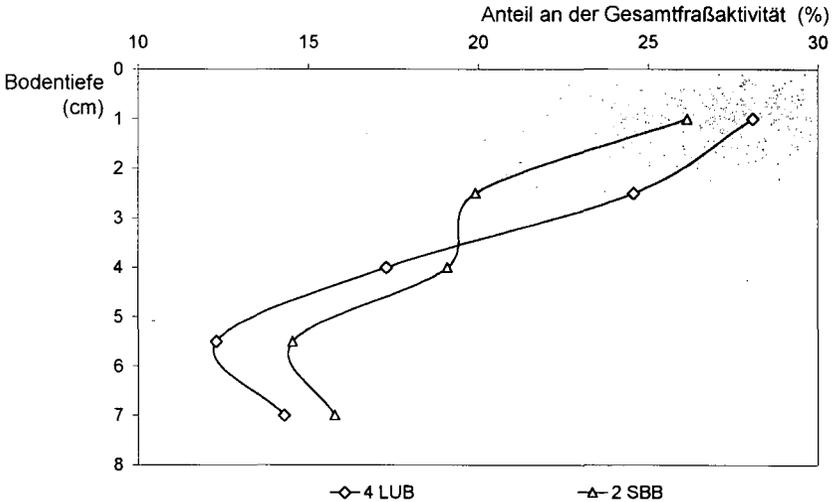


Abb. 2: Fraßprofile an zwei Buchenstandorten. Dargestellt sind die Anteile an der Gesamtfraßaktivität (= 100%) und ihre Verteilung im Profil. Jeder Punkt stellt die Summe dreier baits dar.

### Diskussion

Mit dem Köderstreifen-Testverfahren können z.Z. für die einzelnen Standorte noch keine Erwartungswerte abgeleitet werden. Das Köderstreifen-Testverfahren, als bodenökologischer Funktionstest, benötigt eine standorttypische Vorlaufphase für die Einschätzung der jeweiligen Frassraten. Allgemein kann allerdings an jedem Standort bei gegebener bodenbiologischer Aktivität von einer entsprechenden Fraßrate im Gesamtprofil bzw. von einem der Bodenbearbeitung entsprechenden Fraßprofil ausgegangen werden.

Frassraten sind jedoch ein Ausdruck für die bodenbiologische Abbauaktivität und unterliegen saisonalen Schwankungen wie alle Bodenprozesse (Enzymaktivitäten, Streuabbauraten, etc.) in Abhängigkeit vom Aktivitätsstatus der Bodenorganismen und dem Optima deren ökologischer Faktoren (Klima, Konkurrenten, Nahrungsressourcen, etc.), die in einem bestimmten Amplitudbereich oszillieren.

Artenzahlen von Bodenorganismen sind hier mehr statisch, liefern jedoch keine Informationen zu den jeweiligen Beiträgen der Organismen an den ökosystemaren Leistungen.

In der Gesamtbewertungsphilosophie zum Status der Standorttypen laut BBoSchG bietet das Köderstreifen-Testverfahren dennoch ein wertvolles Instrument zur Messung der zootischen Freilandfrassaktivität in Ergänzung zu den faunistischen Arterhebungen. Für den nachhaltigen Bodenschutz ist gerade die Stoffumsetzungsfunktion in den Böden von großer Bedeutung (s.a. BBoSchG § 2 (2)). Das Köderstreifen-Testverfahren zielt als einziger Versuchsansatz im FuE-Vorhaben auf die Aktivität der Bodenfauna ab.

Das Köderstreifen-Testverfahren kann in jedem Fall für die Auswertung der faunistischen Untersuchungen Interpretations- bzw. Bewertungshilfe bieten:

Bei geringen Störungen der faunistischen Parametern (z.B. geringe Soll-Wert Abweichung bei der Artenzahl) aber keiner Auffälligkeit bei den Frassraten der Köderstreifen ist zu schliessen, dass man sich bei dem Standort noch im „Vorsorgebereich“ befindet, d.h. größere Wirkungen auf Dekompositionsprozesse im Gesamtsystem sind noch nicht zu befürchten.

Bei Störungen der faunistischen Parametern und den Frassraten an den Köderstreifen ist zu schliessen, dass man den „Vorsorgebereich“ am jeweiligen Standort bereits verlassen hat und größere Wirkungen auf das strukturelle biotische System sowie auf wichtige bodenökologische Prozesse schon auftreten können. Es ist dringender Nachuntersuchungsbedarf anzumelden.

Durch dieses Bewertungsinstrumentarium unter Einbindung von sowohl struktureller als auch funktioneller Parameter hat man eine Methodenbatterie zur Verfügung, die potentielle Störungen im bodenbiologischen Aktionsgeschehen eindeutig indiziert.

**KRATZ, W.** (1998): The bait-lamina-test - general aspects, applications and perspectives. Environ. Sci. Pollut. Res. 5, 94-96.

# Räumliche Variabilität bodenchemischer und bodenenzymatischer Parameter in einer lößbürtigen Schwarzerde bei variiertem Bearbeitungstiefe

von

Thomas Krösche, Marcus Langmaack & Stefan Schrader

## **Einleitung und Zielsetzung:**

Da auch die Landwirtschaft in den vergangenen Jahren der Notwendigkeit wirtschaftlicher Effizienz unterworfen war, rückten Bodenerosionen und Unterbodenverdichtungen als Folgeerscheinungen einer verstärkten Technisierung bodenbearbeitender Maßnahmen in den Blickpunkt agrarökologischen Interesses. Dieses gilt insbesondere für die Anwendung der konventionellen Lockerbodenwirtschaft (LBW), im Rahmen derer der Einsatz des Pfluges der Bodenlockerung für eine bessere Durchwurzelung, der Beseitigung von Ackerunkräutern und Vorfrüchten, sowie der Einarbeitung von Ernterückständen dient.

Unter Einbeziehung bodenchemischer und -enzymatischer Parameter wurde in dieser Freilandstudie untersucht, welchen Beitrag eine reduzierte Bodenbearbeitungstiefe vor dem Hintergrund einer nachhaltigen Bodennutzung leisten kann.

## **Untersuchungsfläche:**

Die Untersuchungsfläche, eine lößbeeinflusste Schwarzerde über Keuperton mit mittelschluffigem Ton (Tu3), ist eine Versuchsfläche der in Jena ansässigen Thüringischen Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL), etwa 6,5 km nördlich von Weimar. Mit einer Temperatur von 8,2°C und einem Niederschlag von 550 mm (langjährige Mittelwerte) ist das im Thüringer Becken gelegene Areal kontinental geprägt. Mit dem Verfahren der konventionellen Lockerbodenwirtschaft (LBW) in den Varianten LBW-tief (25 cm Eingriffstiefe) und LBW-flach (12 cm Eingriffstiefe) wurde der Boden der Untersuchungsfläche mit der auch heute noch in den neuen Bundesländern üblichen Spatenmaschine bearbeitet.

## **Methodik:**

Im Frühjahr 1997 wurden unter Einbeziehung beider Bearbeitungsvarianten und einem regelmäßigen Beprobungsraster folgend (6 m Meßpunktabstand) 144 Bodenproben bis in eine Tiefe von jeweils 10 cm entnommen. Neben dem gravimetrischen Wassergehalt erfolgte anhand dieser Proben die Bestimmung bodenchemischer Parameter wie pH-Wert,  $C_{org}$  (Leco CHN-1000-Autoanalyzer) und Carbonatgehalt (gasvolumetrisch nach SCHEIBLER aus SCHLICHTING et al. 1995). Darüberhinaus wurden zur Bestimmung der mikrobiellen Aktivität die Dehydrogenaseaktivität (TTC-Methode nach MALKOMES 1993) sowie die Aktivität sauren Phosphatase (TABATABAI & BREMNER 1969) als bodenenzymatische Parameter determiniert.

---

\* Zoologisches Institut, AG Bodenzöologie, TU Braunschweig, Spielmannstraße 8, D-38092 Braunschweig

Unter Anwendung geostatistischer Methoden wurden räumlich korrelierte Datensätze anhand von Variogrammen modelliert, durch die Algorithmen des Block-Kriging interpoliert und durch Verteilungskarten zweidimensional visualisiert (TRANGMAR et al. 1985, ROSSI et al. 1995). Die Datensätze der ermittelten Parameter wurden dazu auf Normalverteilung überprüft und gegebenenfalls logarithmisch transformiert, nach dem Kriging entsprechend entlogarithmiert (AKIN & SIEMES 1988, ISSAKS & SRIVASTAVA 1989). Zusätzlich wurden zum Vergleich die Unterschiede zwischen den Datensätzen mit dem nichtparametrischen Mann-Whitney-U-Test auf Signifikanz überprüft.

### Ergebnisse:

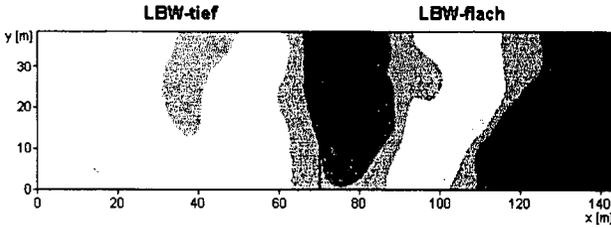
Die flächenbezogene Verteilung der in Abb. 1 dargestellten  $C_{org}$ -Konzentrationen verdeutlicht zwei fleckenhafte Bereiche erhöhter Werte in der flachbearbeiteten Variante. Obwohl sich die Unterschiede der  $C_{org}$ -Gehalte zwischen den beiden Bearbeitungsvarianten statistisch nicht signifikant unterscheiden (Tab. 1), treten sie mit dem für diese Freilandstudie gewählten geostatistischen Ansatz recht deutlich hervor. Die höheren  $C_{org}$ -Anreicherungen in LBW-flach (Abb. 1) werden auf die bearbeitungsbedingte, oberflächennahe Akkumulation von Pflanzen-Residuen in dieser Variante zurückgeführt.

Die in Abb. 2 wiedergegebene Verteilung der Aktivität der sauren Phosphatase visualisiert zum einen Bereiche erhöhter Aktivität, die mit Bereichen hoher  $C_{org}$ -Konzentrationen (Abb. 1) in der flachbearbeiteten Variante übereinstimmen, zum anderen geringste Aktivität dort, wo die niedrigsten pH-Werte (Abb. 4) in der tiefbearbeiteten Variante nachzuweisen sind. Auch die Betrachtung der flächenbezogenen Dehydrogenaseaktivität (Abb. 3) läßt auf eine generell erhöhte mikrobielle Aktivität in der flachbearbeiteten Variante schließen. Darüberhinaus können die Aktivitätsunterschiede der sauren Phosphatase sowie der Dehydrogenase als statistisch mindestens signifikant abgesichert werden (Tab. 1).

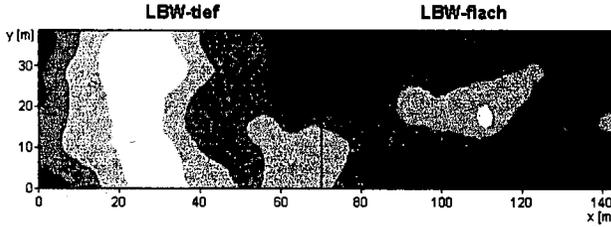
Der prozentuale Carbonatgehalt (Abb. 5) ist durch ein dem pH-Wert gegenüber proportionales Verteilungsmuster gekennzeichnet und verdeutlicht einen unmittelbaren gegenseitigen Einfluß dieser beiden Parameter. Die puffernde Wirkung höherer Carbonatgehalte in LBW-flach erzeugt dort eine durchweg über dem Neutralpunkt gelegene Bodenreaktion (Abb. 4). In seiner flächenhaften Darstellung erscheint der prozentuale Wassergehalt (Abb. 6) als einziger Parameter unabhängig von den beiden unterschiedlichen Bearbeitungstiefen.

Parameter	LBW-tief	LBW-flach	p
$C_{org}$ -Gehalt [%]	1,62 ( $\pm$ 0,10)	1,60 ( $\pm$ 0,08)	n.s.
Aktivität der sauren Phosphatase [ $\mu$ g NP g <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> ]	157,76 ( $\pm$ 26,46)	169,74 ( $\pm$ 29,17)	*
Aktivität der Dehydrogenase [ $\mu$ g TPF g <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> ]	247,19 ( $\pm$ 59,95)	321,35 ( $\pm$ 66,48)	***
pH	6,95 ( $\pm$ 0,24)	7,29 ( $\pm$ 0,09)	***
Carbonatgehalt [%]	0,11 ( $\pm$ 0,13)	0,52 ( $\pm$ 0,24)	***
Wassergehalt [%]	18,13 ( $\pm$ 1,12)	18,47 ( $\pm$ 1,04)	n.s.

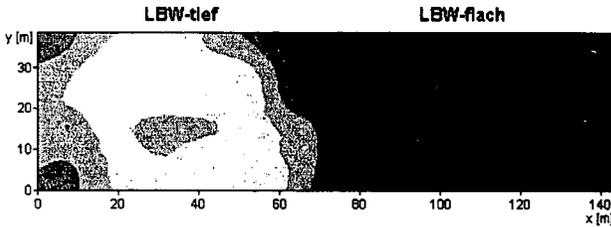
**Tabelle 1:** Arithmetische Mittel und Standardabweichungen der Bodenparameter in den Bearbeitungsvarianten LBW-tief und LBW-flach. Unterschiede wurden anhand des Mann-Whitney-U-Tests auf Signifikanz überprüft: n.s. = nicht signifikant; \* =  $p \leq 0,05$ ; \*\*\* =  $p \leq 0,001$ .



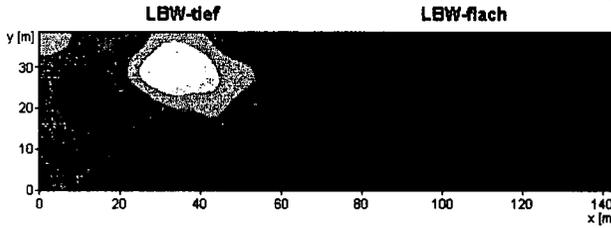
**Abb. 1:**  
Verteilung des  
 $C_{org}$ -Gehaltes [%]  
auf dem Versuchsfeld



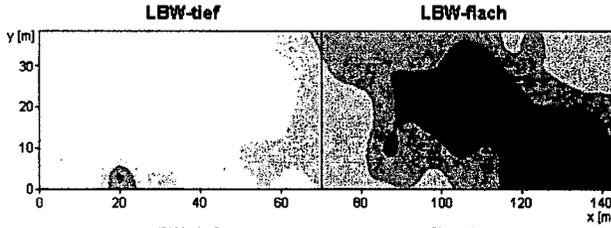
**Abb. 2:**  
Verteilung der Aktivität  
der sauren Phosphatase  
[ $\mu\text{g NP g}^{-1} \text{h}^{-1}$ ] auf dem  
Versuchsfeld



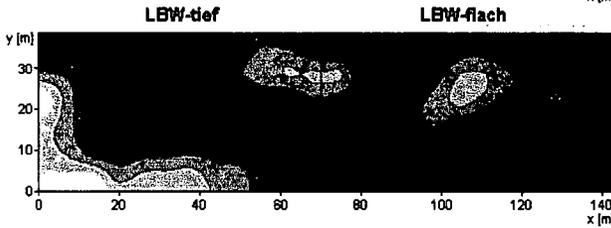
**Abb. 3:**  
Verteilung der  
Dehydrogenaseaktivität  
[ $\mu\text{g TPF g}^{-1} \text{d}^{-1}$ ] auf  
dem Versuchsfeld



**Abb. 4:**  
Verteilung des  
pH-Wertes auf dem  
Versuchsfeld



**Abb. 5:**  
Verteilung des  
Carbonatgehaltes [%]  
auf dem Versuchsfeld



**Abb. 6:**  
Verteilung des  
Wassergehaltes [%]  
auf dem Versuchsfeld

### **Schlußbetrachtung:**

Gegenüber der deskriptiven Statistik (Tab. 1) verdeutlichen die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung die Vorzüge geostatistischer Methoden. Mit einer deutlich differenzierten Interpretierbarkeit dokumentieren die geostatistisch erzeugten Verteilungskarten (Abb. 1-6) eine Begünstigung der für diese Freilandstudie erhobenen bodenchemischen und -enzymatischen Parameter unter den Bedingungen einer mechanisch reduzierten Bodendenbearbeitung. Dieses gilt insbesondere für die Bodenparameter Dehydrogenaseaktivität, pH-Wert und Carbonatgehalt. In etwas abgeschwächter Form spiegeln aber auch der  $C_{org}$ -Gehalt und die Aktivität der sauren Phosphatase die unterschiedlichen Bearbeitungstiefen in ihren zweidimensionalen Verteilungsmustern wider. Durch die oberflächennahe Einarbeitung und Anreicherung von organischem Material wird eine Begünstigung mikrobieller Mineralisationsprozesse erreicht (siehe auch DOMSCH & ANDERSON 1989), die besonders unter dem Aspekt einer ertragsfördernden Nährstofffreisetzung weiterhin zu überprüfen wäre.

### **Danksagung:**

Wir danken Herrn Prof. Dr. Otto Larink für die fachliche Unterstützung und Meike Kondermann für die technische Assistenz. Ohne finanzielle Mittel der DFG wäre diese Untersuchung nicht möglich gewesen.

### **Literatur:**

- AKIN, H., SIEMES, H., 1988:** Praktische Geostatistik. Eine Einführung für den Bergbau und die Geowissenschaften, Springer Verlag
- ANDERSON, T. H., DOMSCH, K. H., 1989:** Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils, *Soil Biol. Biochem.*, 21, 471-479
- ISAAKS, E. H., SRIVASTAVA, R. M., 1989:** Applied Geostatistics, Oxford University Press
- MALKOMES, H. P., 1993:** Eine modifizierte Methode zur Erfassung der Dehydrogenaseaktivität (TTC-Reduktion) im Boden nach Herbizidanwendung, *Narichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* 45, 180-185
- ROSSI, J. P., LAVELLE, P., TONDOH, J. E., 1995:** Statistical tool for soil biology X. Geostatistical analyses. *Eur. J. Soil Biol.*, 31, 173-181
- SCHLICHTING, E., BLUME, H. P., STAHR, K., 1995:** Bodenkundliches Praktikum. Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte, und für Geowissenschaftler, Blackwell Wissenschafts-Verlag
- TABATABAI, M. A., BREMNER, J. M., 1969:** Use of p-nitrophenyl-phosphate for assay of soil phosphatase activity, *Soil Biol. Biochem.*, 1, 301-307
- TRANGMAR, B. B., YOST, R. S., UEHARA, G., 1985:** Application of geostatistics to spatial studies of soil properties. *Advances in agronomy*, 38, 45-94

## Langzeiteinfluß von Emissionen aus der Phosphat-Düngemittelproduktion auf bodenmikrobielle Aktivitäten in Queckenrasen auf Muschelkalk

Langer, U.

### Einleitung

Von 1970 bis 1990 wurden bei der Phosphat-Düngemittelproduktion in Steudnitz/Ostthüringen Cd-, F-, P-, Ca- und Na-haltige Stäube in einer Größenordnung von 1,2 g/m<sup>2</sup> Tag emittiert. Die Artenvielfalt der Vegetation ging drastisch zurück, wobei besonders die Ausbildung ausgedehnter Queckenrasen eine Monotonisierung der Flora in der Werks Umgebung bewirkten.

Auf *Agropyron repens*-Standorten wurde 8 Jahre nach der Werksstilllegung der Langzeiteinfluß von alkalischen Stäuben aus der Düngemittelproduktion auf die metabolischen Aktivitäten der Bodenmikroflora untersucht.

### Untersuchungsgebiet und Methoden

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Mittleren Saaletal zwischen Jena und Camburg. Es gehört zum Wuchsbezirk der Ilm-Saale-Kalkplatte mit dem Übergang zur Unteren Unstrutplatte. Die Geologie ist durch die Trias geprägt. Die Bodentypen wurden als frische, sommertrockene Braunerden aus Lößlehm über Muschelkalkhangschutt auf Unterem Muschelkalk angesprochen.

Während zweijähriger Feld- und Gewächshausversuche wurden entlang eines Entfernungsgradienten auf werksnahen Flächen (1 bis 3) und Referenzflächen (4 und 5) Proben entnommen.

Neben der Aufnahme verschiedener Bodenparameter erfolgten in Anlehnung an das BBodSchG die chemischen Analysen der Elementgehalte von Mischproben (Bodentiefe 0-10 cm) durch Königswasseraufschluß und NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-Extraktion, alkalische Extraktion mit NaOH und Aqua dest. für F. Die mikrobielle Biomasse wurde mittels Fumigation-Extraktion bestimmt. Untersuchungen zur Funktion und Struktur der mikrobiellen Gemeinschaft beinhalteten als funktionelle Parameter die Enzymaktivitäten (INT-Dehydrogenase, Arylsulfatase, alkalischen Phosphatase, Xylanase) und die Biolog GN-Substratverwertungsspektren sowie als strukturellen Aspekt Phospholipid-Fettsäurenanalysen.

### Ergebnisse

Acht Jahre nach dem Ende der Emissionen waren auf den werksnahen Flächen 1 bis 3 erhöhte organische Auflagen aus Queckenstreu zu finden (Tab. 1). Die hohen Sandgehalte in Werksnähe sind

Tab. 1: Ausgewählte Bodenparameter im Entfernungsgradienten.

Boden	Sand (%)	Schluff (%)	Ton (%)	WHK <sub>max</sub> (%)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	KAK <sub>eff</sub> (cmol <sup>+</sup> kg <sup>-1</sup> )	C <sub>org</sub> (%)	N <sub>tot</sub> (%)	Org. Auflage (cm)
1	58	37	5	160,8	7,7	33,0	6,9	0,65	4,1
2	76	23	2	143,9	7,4	25,3	5,2	0,50	5,6
3	28	60	12	108,4	7,3	25,8	6,6	0,48	3,0
4	17	54	29	54,3	7,1	34,8	4,5	0,46	0,1
5	37	50	13	71,1	7,2	34,8	6,3	0,61	0,1

z.T. auf die Depositionen von Quarz-Sanden aus dem Produktionsprozeß zurückzuführen. Die  $KAK_{er}$  der Böden 1 bis 3 fiel im Vergleich zu den Referenzflächen bei einem leicht erhöhten pH-Wert etwas geringer aus. Der Anstieg der  $WHK_{max}$  auf den werksnahen Flächen war auf den hohen Gehalt an organischer Substanz zurückzuführen.

Die Böden 1 bis 3 wiesen im Vergleich mit den Referenzflächen 4 und 5 immer noch stark erhöhte Gesamtgehalte der Hauptbestandteile der Staubemissionen (Cadmium, Fluorid, Phosphor, Calcium, Natrium) auf; das Kontaminationsniveau des Bodens 2 war besonders hoch (Tab. 2). Die mobilen Anteile von Cd lagen in allen Böden unter  $0,02 \text{ mg kg}^{-1}$  BoTS und waren im Boden 1 am höchsten (Tab. 3). Dieser Standort wies ebenfalls die höchsten Konzentrationen an mobilem P, Ca und Na auf, wohingegen im Boden 2 die höchsten mobilen F-Gehalte gemessen wurden. Die Referenzflächen zeigten nur für F und Boden 4 für Na deutlich geringere mobile Gehalte.

Tab. 2: Gesamtgehalte ( $\text{mg kg}^{-1}$  BoTS).

Boden	Cd	F	P	Ca	Na
1	18,50	1500	60000	154000	9290
2	15,00	3200	120000	309000	10800
3	3,97	840	26000	74500	1620
4	0,32	155	2000	98000	179
5	0,48	200	5900	58500	4220

Tab. 3: Mobile Gehalte ( $\text{mg kg}^{-1}$  BoTS).

Boden	Cd	F	P	Ca	Na
1	0,019	8,23	3561	643	1090
2	0,008	27,79	825	170	340
3	0,010	2,40	432	230	240
4	0,011	1,35	380	390	18
5	0,013	1,54	172	214	810

Zur Überprüfung statistisch signifikanter Unterschiede wurden die Mittelwerte der mikrobiellen Biomassen und Aktivitäten mit einer einfaktoriellem Varianzanalyse (ANOVA) getestet. Signifikante Differenzen ( $\alpha = 0,01$ ) zwischen den Böden sind in den Diagrammen mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet (Abb. 1-3). Da der Bezug der mikrobiellen Aktivitäten auf die mikrobielle Biomasse und die  $C_{mic}/C_{org}$ -Verhältnisse im Vergleich zur Bodentrockensubstanz zu einer deutlicheren Trennung der Proben führte, wurde er für die Auswertung als Bezugsgröße beibehalten. Die ANOVA der  $C_{mic}/C_{org}$ -Verhältnisse ergab eine signifikante Trennung der werksnahen Böden 1 und 2 von den beiden Referenzböden 4 und 5 (Abb. 1). Boden 3 nahm eine indifferente Zwischenstellung ein. Der metabolische Quotient des Bodens 2 war besonders hoch (Abb. 2). Die Referenzböden 4 und 5 wiesen den niedrigsten  $qCO_2$  auf. Die ANOVA zeigte signifikante Unterschiede zwischen den fünf Böden.

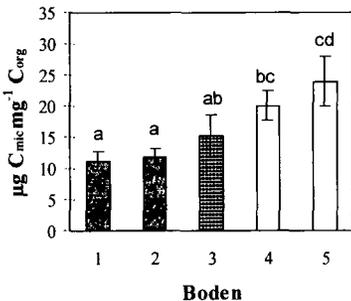


Abb. 1: Verhältnis von  $C_{mic}/C_{org}$ .

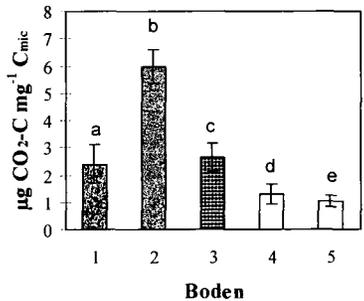


Abb. 2: Metabolischer Quotient ( $qCO_2$ ).

Die vier untersuchten Enzymaktivitäten der Böden 1-3 waren höher als die der Referenzstandorte, wobei sich der stark belastete Boden 2 signifikant von den restlichen Flächen unterschied (Abb. 3a-d). Die Böden 1 und 3 waren statistisch nicht voneinander zu differenzieren, wiesen aber eine signifikante Trennung von den beiden Referenzböden auf. Lediglich bei der Arylsulfatase war keine signifikante Separierung in Referenzflächen und belastete Standorte möglich (Abb. 3b).

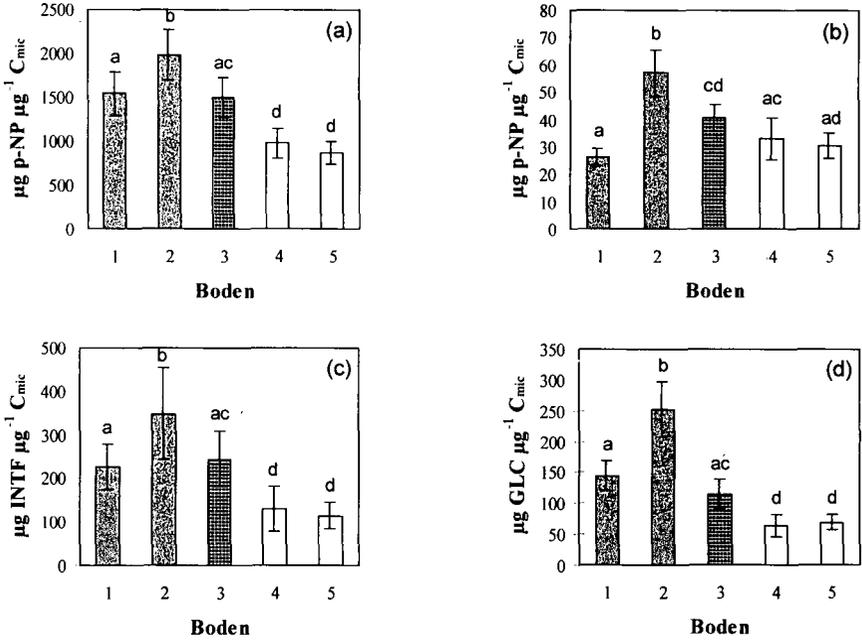


Abb. 3: Enzymaktivitäten pro C<sub>mic</sub>: (a) Alkalische Phosphatase, (b) Arylsulfatase, (c) INT-Dehydrogenase und (d) Xylanase.

Untersuchungen zur Substratverwertung (Abb. 4) und Zusammensetzung der Phospholipid-Fettsäuren (Abb. 5) zeigten eine deutliche Trennung des Bodens 2 von den übrigen Flächen.

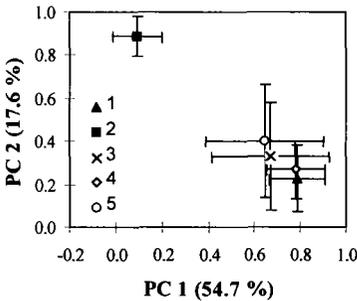


Abb. 4: Ordinationsplot der Biolog GN-Substratverwertung.

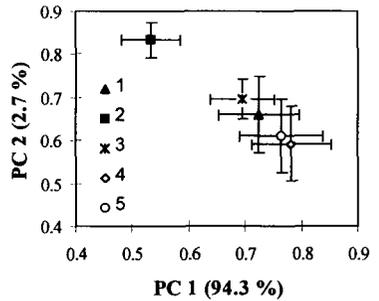


Abb. 5: Ordinationsplot der Phospholipid-Fettsäurenanalyse.

In einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) wurden sechs mikrobiologische Parameter getestet (Tab. 4), welche die Variablen einer kleineren Anzahl von unabhängigen Hauptkomponenten (PCs) zuordnet und nach Erklärungswerten gewichtet. Die PCA der  $C_{mic}/C_{org}$ -Verhältnisse und der mikrobiellen Aktivitäten pro  $C_{mic}$  ergab für die PC 1 hohe Faktorladungen von über  $\pm 0,800$  und einen Erklärungswert von 86,5 % an der Gesamtvarianz. Die PC 2 mit einem Erklärungswert von 12 % wurde durch die hohe Faktorladung der Arylsulfatase/ $C_{mic}$  (0,971) dominiert. Die beiden PCs erklärten zusammen 98,5 % der Gesamtvarianz. Auf der Basis dieser Daten wurde ein Ordinationsplot erstellt, der die fünf Böden in drei Gruppen auftrennt (Abb. 5).

In einer Korrelationsanalyse waren die mikrobiellen Aktivitäten mit Ausnahme der Arylsulfatase signifikant bis höchst signifikant linear mit den Gesamtgehalten von Cd, F und P sowie den mobilen F-Anteilen korreliert (nicht dargestellt).

Tab. 4: Faktorladungen der Hauptkomponentenanalyse der mikrobiellen Aktivitäten pro  $C_{mic}$  und des  $C_{mic}/C_{org}$ -Verhältnisses.

Parameter	Faktorladungen	
	PC 1	PC 2
$C_{mic}/C_{org}$	<b>-0,993</b>	0,067
$qCO_2-C$	<b>0,808</b>	0,589
Phosphatase/ $C_{mic}$	<b>0,910</b>	0,407
Arylsulfatase/ $C_{mic}$	0,234	<b>0,971</b>
DHA/ $C_{mic}$	<b>0,869</b>	0,483
Xylanase/ $C_{mic}$	<b>0,873</b>	0,445

Erklärungswert:	<u>86,5 %</u>	<u>12,0 %</u>
Summe:	<b>98,5 %</b>	

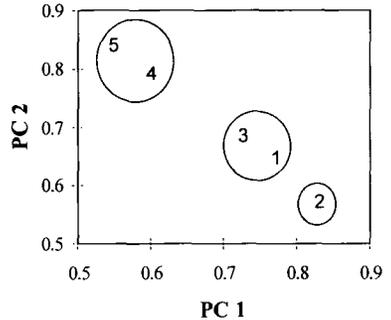


Abb. 6: Ordinationsplot der Böden auf der Basis von Tab. 4.

### Zusammenfassung

- Acht Jahre nach dem Ende der Emissionen durch die Phosphat-Düngemittelproduktion konnte entlang eines Entfernungsgradienten in Bodenproben der ersten 10 cm eine Abnahme der mobilen Anteile der Hauptkontaminanten Cd, F, P, Ca, Na von den werksnahen Flächen 1 bis 3 zu den Referenzböden 4 und 5 nachgewiesen werden.
- Im Unterschied dazu wiesen die Gesamtgehalte Boden 2 als besonders kontaminiert aus.
- Die Analyse der Langzeiteinflüsse auf die metabolischen Aktivitäten der Bodenorganismen zeigte folgendes Ergebnis: Sinkende  $C_{mic}/C_{org}$ -Werte und ansteigende metabolische Quotienten von Boden 1 nach Boden 5 indizierten eine Belastungssituation der werksnahen Flächen.
- Die Überprüfung der funktionellen Diversität, die anhand von vier Enzymaktivitäten und Biolog GN-Substraverwertungsspektren untersucht wurde, wies den Boden 2 als besonders aktiv aus.
- Die Analyse der strukturellen Diversität (PLFA) bestätigte die Sonderstellung von Boden 2.
- Der Bezug der mikrobiellen Aktivitäten auf die mikrobiellen Biomassen und die  $C_{mic}/C_{org}$ -Verhältnisse erwies sich im Vergleich zu der in der Literatur gängigen Bezugsgröße der Bodentrockensubstanz als geeigneteres Maß für die Belastungsindikatoren. Mit Ausnahme der Arylsulfatase bestand eine signifikante bis höchst signifikante Korrelation zwischen den mikrobiologischen Parameter und den Gesamtgehalten von Cd, F und P sowie dem mobilen F.

### Danksagung

Die vorliegende Untersuchung wurde im Rahmen des durch die DFG geförderten Graduiertenkollegs „Funktions- und Regenerationsanalyse belasteter Ökosysteme“ der Universität Jena durchgeführt. Ich danke der AUA-Jena für die Durchführung der chemischen Bodenanalysen und Herrn Dr. T. Günther vom Institut für Mikrobiologie der FSU Jena für die Überlassung der Ergebnisse der Phospholipid-Fettsäureanalysen.

# Kohlenstoffgehalte in Korngrößenfraktionen unterschiedlich lang ackergenutzter Plinthustalfs (Südafrika)

Ingo Lobe<sup>1</sup>, Wulf Amelung<sup>1</sup> und C. C. du Preez<sup>2</sup>

## Einleitung

Langzeitackernutzung geht mit Verlusten an organischer Bodensubstanz (OBS) und Bodenfruchtbarkeit einher (Paustian et al., 1997). Ackernutzung von 5 bis 90 Jahren in semiariden südafrikanischen Ackerböden führte zu einer Reduzierung der C-Gehalte von 10 bis 73 % relativ zur nativen Savanne (DuToit et al., 1994). In welcher Zeit der OBS-Schwund in subtropischen Klimaten auftritt und welche C-Pools davon betroffen sind, ist bisher nur vereinzelt erforscht (Dalal und Mayer, 1986b).

## Material und Methoden

In jedem der drei Agrarökosysteme (Orange Free State, RSA) wurden Äcker mit unterschiedlich langer Nutzungsdauer und benachbarte Dauergrünlandflächen beprobt (0-20 cm). Die gesiebten Proben (< 2 mm, Tabelle 1) wurden nach der Methode von Amelung und Zech (1999) in die Partikelgrößen-Fractionen Grobsand (250-2000  $\mu\text{m}$ ), Feinsand (20-250  $\mu\text{m}$ ), Schluff (2-20  $\mu\text{m}$ ) und Ton (< 2  $\mu\text{m}$ ) getrennt. Die Böden wurden als Typic Plinthustalfs klassifiziert. Die C-Gehalte wurden mittels Trockenveraschung analysiert.

## Abbaumodelle

Wir verwendeten ein exponentielles Modell, um die Reaktion von C auf die Nutzungsdauer zu beschreiben (Dalal und Mayer, 1986a), unter der Annahme, daß die organische Bodensubstanz einen Gleichgewichtsgehalt erreicht:

$$C_t = C_e + (C_0 - C_e) \exp(-kt)$$

$C_t$  = C-Gehalt zum Nutzungszeitpunkt t, im Gleichgewicht e oder anfänglich ( $t = 0$ ); k = Abbaurate ( $\text{Jahr}^{-1}$ ).

Die OBS setzt sich aus verschiedenen Pools zusammen (Jenkinson und Rayner, 1977; Parton, 1987). Unter der Annahme eines labilen und eines stabilen Pools fitteten wir auch ein biexponentielles Modell (Gregorich et al., 1996):

<sup>1</sup> Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth, BRD

<sup>2</sup> Department of Soil Science, University of the Orange Free State, 339 Bloemfontein 9300, RSA

$$C_t = C_1 \exp(-k_1 t) + C_2 \exp(-k_2 t)$$

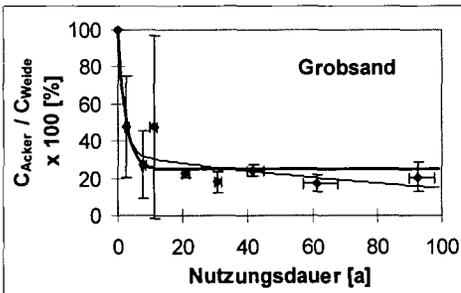
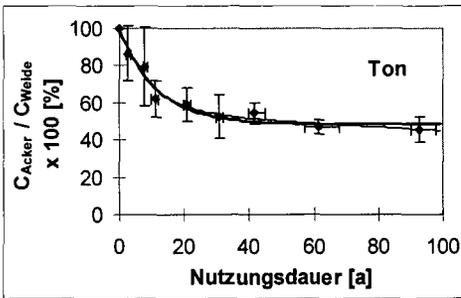
$C_t$  = C-Gehalt des labilen Pools,  $C_2 = C_0 - C_1$  = C-Gehalt des stabilen Pools,  $k_1, k_2$  = Abbauraten des labilen bzw. stabilen Pools (Jahr<sup>-1</sup>).

Tabelle 1: Ausgewählte Klimadaten und Bodeneigenschaften der beprobten Agrarökosysteme.

Agraröko-System	Ton [%]	MND [Jahre]	MJT [°C]	MJN [mm]	AI	PH (H <sub>2</sub> O)	KAK [mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> ]
Harrismith	13-19	90	13.8	625	0.36	4.56-5.72	27-55
Kroonstad	10-15	98	16.6	563	0.24	5.24-6.82	20-31
Tweespruit	10-16	90	16.0	516	0.33	5.35-6.30	25-45

MND = max. Nutzungsdauer, MJT = mittlere Jahrestemperatur, MJN = mittlerer Jahresniederschlag, AI = Ariditätsindex = MJN/ET<sub>pot</sub> mit ET<sub>pot</sub> = potentielle Evapotranspiration, KAK = potentielle Kationenaustauschkapazität

### Ergebnisse und Diskussion



Mit zunehmender Nutzungsdauer nahmen die C-Gehalte der Ton-, Schluff- und Feinsandfraktionen ungefähr auf die Hälfte der Gehalte in der Weide ab. Diese Abnahme war noch ausgeprägter für die Grobsandfraktion (Abb. 1). Die Zeit bis zum Erreichen eines konstanten C-Gehalts (Abnahme < 1%, exponentielles Modell) verkürzte sich in der Reihenfolge Ton (55 a) > Schluff (53 a) > Feinsand (47 a) > Gesamtboden (33 a) > Grobsand (14 a).

Abb.1: Mittlere C-Verluste der Korngrößenfraktionen. Dicke Line: Exponentielles Modell, dünne Line: Biexponentielles Modell.

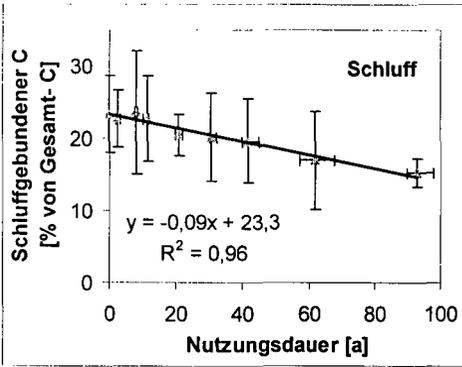


Abb. 2: Mittlere Änderungen des schluffgebundenen C der drei Agrarökosysteme.

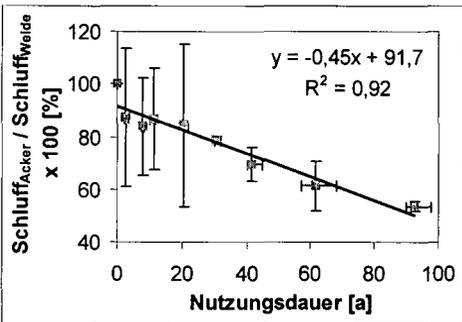


Abb. 3: Mittlere Abnahme des Schluffgehaltes der drei Agrarökosysteme.

Der Anteil der OBS im labilen Pool und die Abbaurate des labilen Pools ( $C_1$ , biexponentielles Modell) waren für die verschiedenen Korngrößenfraktionen unterschiedlich. Sie waren maximal im Grobsand (65 % von Gesamt-C;  $k_1 = 0.60 \text{ a}^{-1}$ ) und minimal in der Tonfraktion (44 % von Gesamt-C,  $k_1 = 0.11 \text{ a}^{-1}$ ). Dem gleichen Trend folgten  $C_2$  und  $k_2$  (Daten nicht dargestellt). Dies bestätigte frühere Befunde, die zeigten, daß die OBS der feineren

Korngrößenfraktionen Pools mit langsameren Umsatzzeiten umfaßt (Dalal und Mayer, 1986b).

Obwohl die OBS in allen Korngrößenfraktionen mit zunehmender Nutzungsdauer exponentiell abnahm, reagierten die C-Anteile der verschiedenen Korngrößenfraktionen am Gesamt-C unterschiedlich. Ungefähr zwei Drittel des C im Boden war mit der Tonfraktion assoziiert und auch die Schlufffraktion enthielt mehr C (12-24 % des Gesamt-C) als die zwei Sandfraktionen zusammen (Abb. 2).

Mit zunehmender Nutzungsdauer schienen sich die Anteile der gesamten OBS in der Tonfraktion zu erhöhen, während zunehmend weniger OBS mit Schluffpartikeln assoziiert war (Fig. 2). Dies könnte auf eine Verlagerung von OBS von der Schluff- zur Tonfraktion hindeuten, wie dies von Zhang et al. (1988) berichtet wurde. Es könnte jedoch auch Verluste durch Erosion widerspiegeln, da abnehmende Schluffgehalte mit zunehmender Nutzungsdauer gefunden wurden (Abb. 3). Da Schluff die dominierende Komponente in Winderosionsstaub ist (Stahr et al., 1996), nehmen wir an, dass die C-Verluste in der Schlufffraktion auf Winderosion zurückzuführen sind.

### **Schlußfolgerungen**

Ackernutzung von Plinthustalfts im semiariden Südafrika führte zu einer schnellen Abnahme der C-Gehalte. Die Abbauraten nahmen mit abnehmendem Durchmesser der Korngrößenfraktionen ab. Trotzdem scheint ein Gleichgewichtszustand selbst nach 90 Jahren Ackernutzung noch nicht erreicht worden zu sein, da Winderosion zu kontinuierlichen C-Verlusten der Schlufffraktion führt.

### **Dank**

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung (Am 134/1-1). Dank auch Sonja Brodowski für ihre Hilfe bei der Probenahme.

### **Literatur**

- Amelung, W. und W. Zech (1999). *Geoderma* 92: 73-85.
- Dalal, R.C. und R.J. Mayer (1986a). *Aust. J. Soil Res.* 24: 281-292.
- Dalal, R.C. und R.J. Mayer (1986b). *Aust. J. Soil Res.* 24: 293-300.
- DuToit et al. (1994). *S. Afr. J. Plant Soil* 11: 71-79.
- Gregorich et al. (1996). *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60: 472-476.
- Jenkinson und Rayner (1977). *Soil Science* 123: 298-305.
- Parton et al. (1987). *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51: 1173-1179.
- Paustian et al. (1997). *Soil organic matter in temperate agroecosystems*. E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliott und C.V. Cole (eds.) 15-49.
- Stahr et al. (1996). *Wind erosion in Niger*. B. Buerkert, B.E. Allison und M. von Oppen (eds.) 45-65.
- Zhang et al. (1988). *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 216-222.

## Mikrobielle Biomasse und Aktivität in Waldböden nach länger zurückliegender Kalkung – Standortseinfluß und Bewertung

<sup>1,2</sup> Lorenz, K.; <sup>1,3</sup> Raspe, S.; <sup>1,2</sup> Feger, K.H.

### Einleitung

Die Bodenkalkung hat in der forstlichen Praxis bereits eine lange Tradition (vgl. GUSSONE, 1983). Während früher die Melioration nutzungsbedingt degradierter Oberböden im Vordergrund stand, erfolgen demgegenüber seit etwa 1980 großflächige Maßnahmen (Kompensations- bzw. Bodenschutzkalkung) mit meist geringeren Aufwandmengen und dem Ziel einer Kompensation saurer Einträge und gleichzeitigen Mg-Düngung (vgl. BEESE u. MEIWES, 1995; FEGER, 1996). Aufgrund der langsamen Lösungskinetik kommt längerfristigen Untersuchungen von Kalkungsversuchen eine große Bedeutung für die Beurteilung solcher Maßnahmen in der Praxis zu. Hinsichtlich der Auswirkungen auf Bodenmikroorganismen und N-Umsatz gibt es häufig recht widersprüchliche Aussagen (vgl. WOLTERS *et al.*, 1995). Meist basieren diese lediglich auf der Beobachtung kurzfristiger Phänomene unmittelbar nach Ausbringung („Initialeffekte“). Vor diesem Hintergrund wurden an mehreren Fichtenstandorten in Süddeutschland die längerfristigen Auswirkungen jüngerer Kompensationskalkungen auf mikrobielle Biomasse und Aktivität vergleichend untersucht.

### Material und Methoden

Im Herbst 1997 wurden auf mehreren mit dolomitischem Kalk behandelten Versuchsflächen (Kontroll- und Kalkungspartellen) in Süddeutschland (Tab. 1) Proben aus Auflage (Of/Oh) und Mineralboden (0 – 10 cm) mittels Kammerbohrer gewonnen. Pro Fläche und Tiefenstufe wurden hierbei 10 Einzelproben entnommen. Nach Aufbereitung wurden die Proben für die mikrobiologischen Untersuchungen auf 60%  $W_{k_{max}}$  eingestellt. Die Untersuchungen umfaßten die Messung von Basalatmung (Methode n. Isermeyer), Katalaseaktivität (Methode n. Beck), Proteaseaktivität (Methode n. Ladd und Butler), N-Netto-Mineralisation (Brutversuch n. Zöttl) sowie die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse (Fumigations-Extraktions-Methode n. Vance).

### Ergebnisse

Da sich die untersuchten Standorte deutlich im  $C_{org}$ -Gehalt der Oberböden unterschieden und die Bodenmikroorganismen vorwiegend an die organische Substanz gebunden sind, werden zum Standortvergleich im Folgenden die mikrobiologischen Parameter auf den  $C_{org}$ -Gehalt bezogen.

In Abb. 1 ist die mikrobielle Aktivität dargestellt. Für die Basalatmung, einem Maß für die aktuelle potentielle Aktivität der Mikroorganismen, deutet sich nur in der Auflage in Idar-Oberstein eine kalkungsbedingte Förderung der mikrobiellen Aktivität an. Für die Katalase, einem über einen längeren Zeitraum integrierenden Aktivitätsmaß, ist jedoch auch in den gekalkten Auflagen der Standorte Adenau und Höglwald tendenziell eine Förderung mikrobieller Aktivität erkennbar. Im Mineralboden (0 – 10 cm) waren die Unterschiede nach Kalkung gering.

---

<sup>1</sup> Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität, 79085 Freiburg i.Br.

<sup>2</sup> *jetzt*: Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, 70599 Stuttgart

<sup>3</sup> *jetzt*: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 85354 Freising

Tab. 1: Beschreibung der Standorte und Versuchsflächen

Standort Bezeichnung	Adenau A	Höglwald H	Idar-Oberstein I	Schluchsee S
Lage	Östliche Hocheifel	Oberbayer. Tertiärhügelland	Hunsrück	Zentraler Hochschwarzwald
Höhenlage m ü. NN	580 – 630	540	540 - 550	1150 – 1250
Klima	830 mm a <sup>-1</sup> 6,6 °C	850 mm a <sup>-1</sup> 7,6 °C	1000 mm a <sup>-1</sup> 6,5 °C	1900 mm a <sup>-1</sup> 5,5 °C
Ausgangssubstrat	Decklehm/Schiefer	Lößlehm/Molasse-sandstein	Decklehm/Quarzit	Granitgrus
Bodentyp	Podsol-Braunerde	Parabraunerde	Braunerde	Eisenhumuspodsol
Humusform	Moder - Rohhumus	Moder	Moder	F-Mull – Rohhumus
Fichtenbestände	62 j.	90 j.	98 j.	54 j.
Dolomit-Ausbringung	3 t ha <sup>-1</sup> 1988 5 t ha <sup>-1</sup> 1988	4 t ha <sup>-1</sup> 1984	3 t ha <sup>-1</sup> 1988	4 t ha <sup>-1</sup> 1990

In den Auflageproben aus Idar-Oberstein wurden auf der Kalkungsfläche im Herbst 1997 höhere  $C_{mik}$ -Gehalte im Vergleich zur Kontrolle gemessen (Abb. 2). An den anderen Standorten waren die Unterschiede gering. In 0 – 10 cm Tiefe deutet sich für den Standort Höglwald ebenfalls eine kalkungsbedingte Förderung des mikrobiellen Wachstums an. An den anderen Standorten waren die Unterschiede in dieser Tiefe wiederum gering.

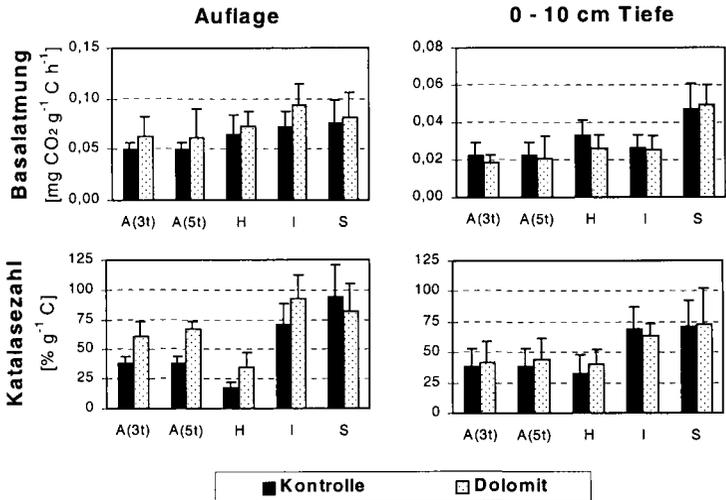
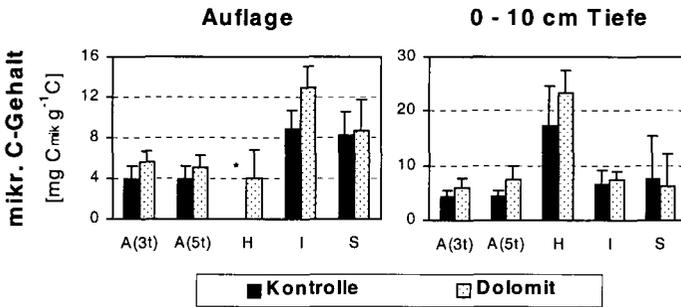
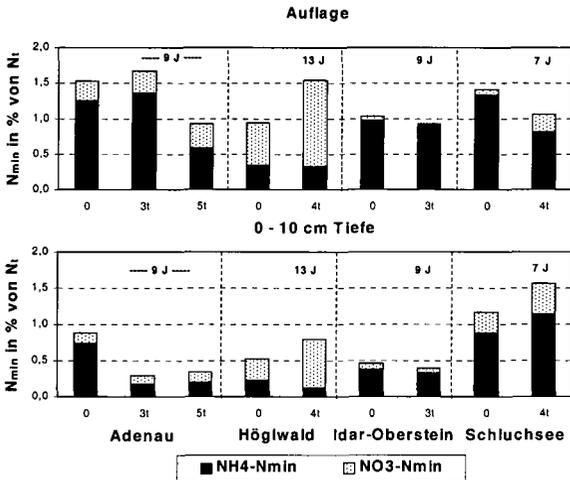


Abb. 1: Basalrespiration und Katalaseaktivität auf den Kontroll- und Dolomitkalkungsflächen (die Balken geben die Standardabweichung an)



**Abb. 2:** Mikrobielle Biomasse ( $C_{mik}$ ) auf den Kontroll- und Dolomitkalkungsflächen (die Balken geben die Standardabweichung an; \*: nicht bestimmt)

Die N-Netto-Mineralisation wurde am Standort Höglwald durch Kalkung in beiden untersuchten Tiefen gefördert, wobei v.a. der Nitrifikationsgrad deutlich anstieg (Abb. 3): In Idar-Oberstein waren die Veränderungen in beiden Tiefen gering. Die N-Netto-Mineralisation in der Auflage in Schluchsee war kalkungsbedingt gehemmt. In der Auflage in Adenau waren die Veränderungen nach Kalkung uneinheitlich. Die N-Netto-Mineralisation war in 0 – 10 cm Tiefe in Schluchsee erhöht und auf beiden Kalkungsflächen in Adenau gehemmt.



**Abb. 3:** N-Netto-Mineralisation auf den Kontroll- und Dolomitkalkungsflächen.

### Diskussion und Schlußfolgerungen

Im Vergleich zur „Initialphase“ waren die längerfristigen bodenmikrobiologischen Effekte von Kompensationskalkungen gering. So waren z.B. die in den ersten Jahren nach Ausbringung beobachtete Förderung der Basalatmung an den Standorten Höglwald (ANDERSON, 1998) und Schluchsee (WÖLFELSCHNEIDER, 1994) nicht mehr festzustellen. Lediglich in der Auflage aus Idar-Oberstein scheint die C-Verfügbarkeit für die Bodenmikroorganismen nach Kalkung noch erhöht zu sein (vgl. WOLTERS *et al.*, 1995) und eine höhere Basalatmung zu begünstigen. Möglicherweise ist jedoch in der Auflage der meisten Standorte nach Kalkung der mikrobielle Grund-

umsatz erhöht, wodurch es zu einer höheren Katalaseaktivität kommt. In der Regel beschränkten sich die längerfristigen Aktivitätsänderungen nach Kalkung auf die Auflage. Die Auswirkungen einer Kompensationskalkung auf das Wachstum der mikrobiellen Biomasse waren insgesamt stark standortsabhängig. Vor allem bei besseren Humusformen (vgl. Tab. 1) waren die  $C_{\text{mik}}$ -Gehalte nach Kalkung in der Auflage (Idar-Oberstein) bzw. in 0 – 10 cm Tiefe (Höglwald) erhöht. Standortsabhängige Wachstumsreaktionen der Mikroorganismen wurden auch in anderen Untersuchungen beobachtet (u.a. BAATH u. ARNEBRANT, 1994; PRIHA u. SMOLANDER, 1994). Auch die N-Netto-Mineralisation nach dolomitischer Kalkung zeigte sich stark standortsabhängig. Am Standort Höglwald kam es bei hoher N-Verfügbarkeit und gleichzeitig hohem N-Eintragsniveau in der Auflage und 0 – 10 cm Bodentiefe zu einer dauerhaften Förderung der N-Netto-Mineralisation, wobei v.a. der Nitrifikationsgrad stark anstieg (vgl. MAKESCHIN u. RODENKIRCHEN, 1994). Der anfänglich nach Kalkung beobachtete hohe Nitrifikationsgrad in Schluchsee (WÖLFEL-SCHNEIDER, 1994) war wegen der nachlassenden Pufferwirkung des Dolomits wieder deutlich zurückgegangen. Nahezu unverändert blieb die  $N_{\text{min}}$ -Nachlieferungsrate in der Auflage in Adenau und in beiden untersuchten Tiefen am Standort Idar-Oberstein. Reduziert war sie in 0 – 10 cm Tiefe in Adenau, möglicherweise wegen erhöhter N-Festlegung in der mikrobiellen Biomasse.

Insgesamt wird deutlich, daß eine Verallgemeinerung der vorliegenden Ergebnisse problematisch ist. Bewertungen auf der Grundlage einmaliger Probenahmen können wegen saisonaler Schwankungen (z.B. der C- und N-Verfügbarkeit) kalkungsbedingte Langzeiteffekte auf die Bodenmikroflora und deren Umsatzleistungen nur bedingt widerspiegeln. Für gesicherte Aussagen ist eine breitere Datenbasis erforderlich. Für die Interpretation der bodenmikrobiologischen Befunde ist zudem die Kenntnis des Stoffumsatzes auf Ökosystemebene hilfreich. Trotz dieser Bewertungsprobleme sollten bei der Planung von Kalkungsmaßnahmen künftig auch mikrobiologische Kenngrößen stärker berücksichtigt werden. Dies dient v.a. der Abschätzung etwaiger Risiken wie verstärkte Nitrifikation und Humusabbau (vgl. FEGER, 1996; ROSENBERG, 1999) sowie möglicherweise sogar Hemmung des Streuabbaus wegen des Verlustes an Diversität der mikrobiellen Zersetzergemeinschaft (vgl. RASPE u. HORLACHER, 1998).

## Literatur

- ANDERSON, T.H. (1998): The influence of acid irrigation and liming on the soil microbial biomass in a Norway spruce (*Picea abies* [L.]Karst) stand. - *Plant and Soil* **199**, 117-122.
- BAATH, E., ARNEBRANT, K. (1994): Growth rate and response of bacterial communities to pH in limed and ash treated forest soils. - *Soil Biology and Biochemistry* **26**, 995-1001.
- FEGER, K.H. (1996): Schutz vor Säuren (7.6.2). - In: H.P. Blume, W. Fischer, H.G. Frede, R. Horn, P. Felix-Henningsen und K. Stahr (Hrsg.): *Handbuch der Bodenkunde*, 1. Erg. Lfg. 12/96, Ecomed-Verlag, Landsberg, 24 S.
- BEESE, F.; MEIWES, K.J. (1995): 10 Jahre Waldkalkung – Stand und Perspektiven. - *Allg. Forstz.* **50**, 946-949.
- GUSSONE, H.A. (1983): Die Praxis der Kalkung im Walde der Bundesrepublik Deutschland. *Forst u. Holz* **38**, 63-71.
- MAKESCHIN, F., RODENKIRCHEN, H. (1994): Saure Beregnung und Kalkung: Auswirkungen auf Bodenbiologie und Bodenvegetation. - *Allg. Forstz.* **49**, 759-764.
- PRIHA, O., SMOLANDER, A. (1994): Fumigation-extraction and substrate-induced respiration derived microbial biomass C, and respiration rate in limed soil of Scots pine sapling stand. - *Biology and Fertility of Soils* **17**, 301-308.
- RASPE, S., HORLACHER, A. (1998): Streuabbau und Mineralisation. In: Raspe, S., Feger, K.H., Zöttl, H.W. (Hrsg.) *Ökosystemforschung im Schwarzwald – Auswirkungen von atmosphären Einträgen und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern; Verbundprojekt ARINUS. Umweltforschung in Baden-Württemberg*, Ecomed-Verlag, 239 – 250.
- ROSENBERG, W. (1999): Auswirkungen einer Dolomit-Kalkung auf den Humus eines Fichtenwaldes (Höglwald-Projekt). – Dissertation Forstwiss. Fakultät, Ludwig-Maximilians-Universität München, 189 S.
- WÖLFEL-SCHNEIDER, A. (1994): Einflußgrößen der Stickstoff- und Schwefel-Mineralisierung auf unterschiedlich behandelten Fichtenstandorten im Südschwarzwald. - *Freiburger Bodenkundl. Abh.* **34**, 191 S.
- WOLTERS, V.; EKSCHMITT, K.; SCHOLLE, G. (1995): 10 Jahre Waldkalkung - Wirkungen auf Bodenorganismen und biologische Umsetzungsprozesse. - *Allg. Forstz.* **50**, 936-941.

Das Forschungsprojekt „Mittel- bis langfristige Auswirkungen von Kompensations- bzw. Bodenschutzkalkungen auf die Pedo- und Hydrosphäre“ wurde aus Mitteln des Landes Baden-Württemberg gefördert (PEF-FZ Karlsruhe Nr. 1 96 003). Die Probenahme wurde unterstützt durch die FVA Rheinland-Pfalz (Dr. G. Schüler) und den Lehrstuhl für Bodenkunde der LMU München (Prof. Dr. K. Kreutzer).

## Microbial Biomass and Microbial Communities of Mine Spoil Materials in Initial Stages of Soil Development

von

Machulla, G.\*, M. A. Bruns\*\*, E. Kandeler\*\*\*

### Introduction

In the past, pitcoal covered more than 70% of Germany's primary energy consumption. The open coal mining industry has produced until 1996 about 159 thousands ha of devastated land (Pflug, 1998). This land can be returned through reclamation to a state in which some use of it may be made. However, in the states of Saxony-Anhalt and Saxony in former East Germany land reclamation has covered so far only 52% of the disturbed area.

Revegetation efforts, including mulching with straw and sowing native grasses, can protect mine spoil banks against erosion. Such efforts also enhance soil formation, especially through the activation of biological soil-forming processes. Because particularly microbiological parameters reflect what effect reclamation programs have on repairing ecosystem damage (Harris et al., 1996), microbial activity can be considered as an index of soil genesis on opencast lignite mine spoils.

In this context the objectives of the present study were: the dynamics of the microbial biomass C in young soils developed on spoil banks of different geological material, the microbial biomass C and its activity distribution through soil profile, and the diversity of the microbial communities in the various young soils.

### Materials and Methods

The three restored field areas sampled were from the Geiseltal opencast coal mining site situated near Merseburg and from Goitsche, near Bitterfeld. All samples were collected in November 1996, October 1997, and April 1998, from three depths: 0-1 cm, 1-5 cm and 5-10 cm. One typical native soil was included for comparison the diversity of the microbial communities.

Standard soil physical and chemical parameters were estimated according to Schlichting et al. (1995). The microbial parameters estimated in this study were: microbial biomass (CFE-Method), xylanase and dehydrogenase activity, soil aggregate stability, and CO<sub>2</sub> production. These assays are given in Schinner et al. (1993). Activity of cellulose decomposition was estimated by using the method of Unger (Fiedler, 1973). The diversity of microbial communities was determined by PCR-amplification of 16S/23S ribosomal spacer region from soil DNA extracts and by comparison the gel fingerprints from PCR-products (Zhou et al., 1996).

- 
- \* Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle, Weidenplan 14, 06108 Halle
- \*\* Department of Land, Air and Water Resources, University of California, Davis, One Shields Avenue, CA 95616
- \*\*\* Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Emil-Wolf-Str. 27, 70599 Stuttgart

## Results

The geological origin as well as the physical and chemical properties of the three young soils on spoil banks were clearly different (Table 1). Particle size distribution varied greatly among sites. Soils were classed as loamy sand and sandy or sandy clay loam, with clay contents between 8 and 24 %.

The sites showed considerably different soil reactions ranging from 4.6 to 7.6. At Geiseltal-B site, a high amount of coal was found, which was reflected in the highest organic C content throughout the profile. Total N content, extractable P and K in the spoil banks were present in low concentrations.

Table 1. Selected physical and chemical data of soils developed in different geological materials

Site/ geological material	Depth cm	Sand %	Silt %	Clay %	pH CaCl <sub>2</sub>	C <sub>org</sub>	N <sub>t</sub>	C/N	P mg/100 g	K mg/100 g
						+ lignite %	%			
Geiseltal-A	0-10	67	24	9	7.6	2.1	0.8	26	0.2	6.4
Glacial till	30-40	69	23	8	6.8	1.6	0.5	32	0.2	4.5
Geiseltal-B	0-10	55	20	25	5.2	7.9	1.0	79	0.3	7.7
cover layer	30-40	59	19	22	5.7	4.3	0.4	96	0.5	7.4
Goitsche-C	0-10	82	8	10	4.7	0.3	0.2	15	0.7	4.9
tertiary sand+clay	30-40	83	8	9	4.6	0.4	0.3	13	0.4	2.1

Microbial biomass had some, but not significant fluctuations during the study period (Table 2). The mean biomass calculated for three sampling dates and for the whole depth of 0 to 10 cm was highest at the Geiseltal-A site. The low amount on organic C and total N in the soil at the Goitsche-C site are accompanied by rather low microbial biomass. The maximum content of microbial biomass C at all sites was observed in the 0-1 cm soil layer. It was 2 to 3 times higher than in the 5-10 cm layer.

Table 2. Development of microbial biomass

Site	Depth cm	November 1996		October 1997		April 1998		Ø 1996 - 1998	
		µg C <sub>mic</sub> /g	sd*	µg C <sub>mic</sub> /g	sd	µg C <sub>mic</sub> /g	sd	µg C <sub>mic</sub> /g	sd
Geiseltal-A	0 - 1	497 a**	167	315 a	95	364 a	117	392	126
	-5	208 b	59	101 b	28	167 b	48	159	45
	-10	197 b	55	88 b	20	102 b	21	130	32
	Ø 0 - 10							168	
Geiseltal-B	0 - 1	229 a	64	227 a	67	163 a	32	207	55
	-5	225 a	56	123 b	34	84 b	57	144	49
	-10	185 a	44	108 b	55	94 b	34	130	45
	Ø 0 - 10							143	
Goitsche-C	0 - 1	148 a	70	168 a	124	147 a	120	155	105
	-5	89 b	49	89 ac	76	62 ac	61	80	62
	-10	81 b	36	50 bc	31	38 bc	40	57	36
	Ø 0 - 10							76	

\* sd - standard deviation

\*\* a, b, c - significant differences between depth ( $P < 0.05$ , Nemenyi-test)

Significant correlation for the whole data set was found between microbial biomass C and extractable ( $K_2SO_4$ ) C<sub>org</sub>. The strongest relationship between pH and microbial C was observed in the samples from the Goitsche-C site (Table 3). Neither soil moisture, nor C<sub>org</sub> was significantly correlated with C<sub>mic</sub> if all sites were considered.

Table 3. Regression equations for the relationship between  $C_{mic}$  and selected soil parameters

Site \ Parameter	pH	r	soil moisture	r
Geiselal-A (n = 36)	$y = 2242.41e^{-0.36x}$	0.42	$y = 109.83 + 15.92x$	0.36
Geiselal-B (n = 41)	$y = 81.71 + 15.34x$	0.10	$y = 272.60 - 40.52\ln(x)$	0.20
Goitsche-C (n = 54)	$y = 44.53x - 121.61$	0.72*	$y = 20.32x^{1.11}$	0.70
Site \ Parameter	$C_{org}$	r	$C_{org} (K_2SO_4)$	r
Geiselal-A (n = 36)	$y = 111.82e^{0.31x}$	0.35	$y = 13.51x^{0.66}$	0.66
Geiselal-B (n = 41)	$y = 98.83\ln(x) - 58.70$	0.30	$y = 32.41x^{0.40}$	0.66
Goitsche-C (n = 54)	$y = 33.62 + 97.15x$	0.80*	$y = 2.01x^{1.01}$	0.64

Microbial activity indices (xylanase activity and cellulose decomposition) at all sites were detected only in the 0-1 cm layer (Figure 1). The amount of water stable aggregates did not correspond with these parameters.

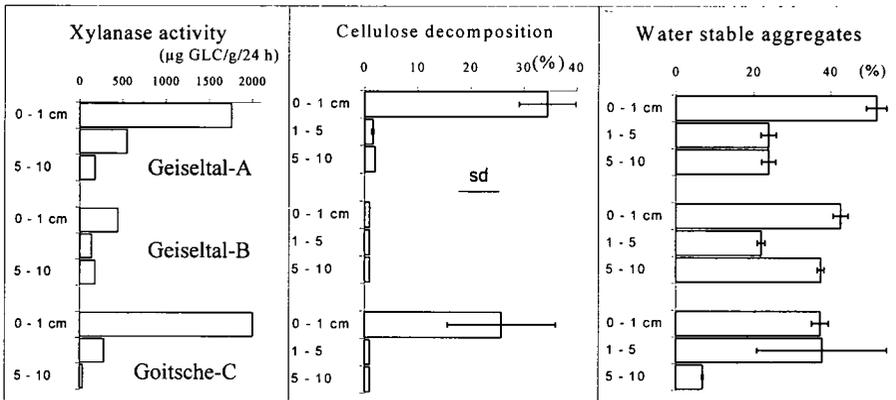


Figure 1. Selected microbial activities as a function of depth (Data from 1996)

Except for the 0-1 cm layer at site Geiselal-A, the initial dehydrogenase activity of 9 to 60  $\mu\text{g TPF/g TS}$  was low and stayed at this level during the entire period of observation. The metabolic quotient  $qCO_2$  (data are not presented here) varied strongly between the sites and sampling dates. This parameter, with a value up to 52  $\text{mg CO}_2\text{-C/g } C_{mic}/\text{h}$  was remarkably high in spoil banks that had an acid soil reaction (Goitsche-C site).

Figure 5 shows a number of ITS bands of different bacterial species in the soils under study. However, only a few species appeared in all samples. Some bands appear to be depth-specific, whereas others show variations in intensity. The highest similarity (79-82%) for ITS fingerprints from both moist and dry soil was found at the Geiselal-B site. Fingerprints of samples from Geiselal-A (moist and dry), Goitsche-C (moist) and Zoeberitz (moist and dry) were distinctly dissimilar. The difference in community structure of prokaryotes in dry and moist samples possibly is induced by the release of nutrients during the hydration of the dry soil.

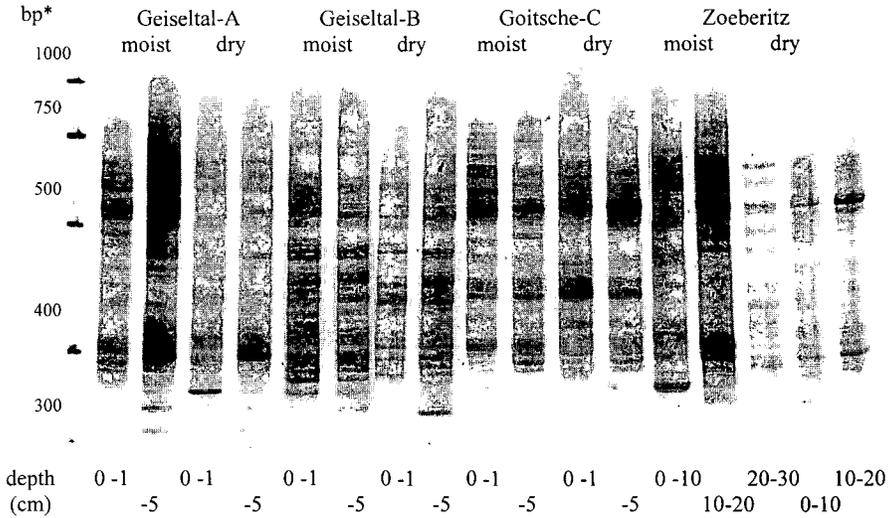


Figure 2. Electrophoresis of PCR products obtained with universal primers (forward primer #9202 was 16S 1406f, reverse primer #8882 was 23S 115r) surrounding the ribosomal intergenic transcribed spacers (ITSs)

\*bp – base pairs

This situation resembles natural conditions in dry soil at rainfall. Surprisingly enough, no similarities were found in the bands from samples of young soils developed on spoil banks as compared to those from the Mollisol at Zoerberitz in the Chernozem region north of Halle/Saale.

**Conclusions**

- 1. Microbial biomass and microbial activity were highest in the upper 0-5 cm.
- 2. Enzymatic activity and cellulose decomposition appear to be suitable parameters for comparing sites of different anthropogenic influence.
- 3. The relationship between microbial biomass, microbial activity, and aggregate stability needs to be tested further.
- 4. Intergenic Transcribed Spacers (ITSs) data can be used to examine heterogeneity of bacterial communities. Their composition in young soils at different sites was dissimilar.

**References**

Fiedler, H.J. 1973. Methoden der Bodenanalyse, Band 2. Theodor Steinkopff Verlag, Dresden. 172 S.  
Harris, J.A., P. Birch and J.P. Palmer. 1996. Land restoration and reclamation: Principles and practice. Harlow, Longman. 230 S.  
Pflug, W. (ed). 1998. Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Landschaftsökologie - Folgenutzung - Naturschutz. Springer Verlag. Berlin, Heidelberg, New York.  
Schinner, F., R. Ölinger, E. Kandeler and R. Margesin. 1993. Bodenbiologische Arbeitsmethoden. Springer, Berlin, New York, Hong Kong. 389 S.  
Schlichting, E., H.-P. Blume und K. Stahr 1995. Bodenkundliches Praktikum. Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte und für Geowissenschaftler. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, Wien. 295 S.  
Zhou, J., M.A. Bruns and J. M. Tiedje. 1996. DNA recovery from soils of diverse composition. Applied and Environmental Microbiology 62: 316-322.

## Metabolismus der mikrobiellen Biomasse in Ackerböden mit unterschiedlicher Bewirtschaftung

von

Astrid Menzel und Oliver Dilly

Kulturmaßnahmen wie organische und mineralische Düngung, Fruchtfolge und Bodenbearbeitung greifen in den Lebensraum der Organismen ein und beeinflussen das Bodenleben. Die Mikroorganismen müssen sich infolge der periodisch auftretenden Eingriffe immer wieder an veränderte Lebensbedingungen anpassen, so daß die Menge und Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaften und ihre Aktivitäten unter dem Einfluß der Bewirtschaftung variieren. Um diese Effekte zu analysieren, wurden der Gehalt an mikrobieller Biomasse und ihre C- und N-Mineralisationsleistung in schleswig-holsteinische Ackerböden mit integrierter, konventioneller und organisch-biologischer Landbewirtschaftung untersucht. Die Bewirtschaftungssysteme unterschieden sich in Form und Intensität des N-Inputs sowie dem Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel. Aus Quotienten der mikrobiellen Kenngrößen zueinander (Anderson & Domsch, 1990; Dilly, 1997; Dilly & Munch, 1998; Ahl et al., 1999; Dilly et al., 1999) wurden Aussagen zur Strategie der mikrobiellen Gemeinschaften abgeleitet. Im Mittelpunkt steht die Reaktion gängiger und bislang selten verwendeter, metabolischer Quotienten auf die variierende Bodennutzung.

Die Untersuchungen erfolgten im Rahmen eines Modellversuchs der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein zur Nachhaltigkeit verschiedener Bewirtschaftungsweisen orientiert an der Agenda 21. Verglichen wurden Böden, die i) nach den Grundsätzen des integrierten Pflanzenbaus mit reduziertem Produktionsmitteleinsatz [iL], ii) konventionell bei hohem Düngungsniveau unter Weizen-Monokultur [kL] sowie iii) organisch-biologisch ohne den Einsatz mineralischer Dünger und chemischer Pflanzenschutzmittel [oL] bewirtschaftet werden. Bei den Flächen unter integrierter Bewirtschaftung wurde zusätzlich ein Vergleich zwischen Mineralböden und Moorstandorten sowie zwischen Gülledüngung und rein mineralisch gedüngter Kontrolle durchgeführt. Um die verschiedenen Bewirtschaftungsweisen hinsichtlich der bodenmikrobiologischen Parameter vergleichen zu können, wurden Böden in enger räumlicher Entfernung und mit ähnlichen Eigenschaften ausgewählt (Tab. 1). Alle drei Betriebe lagen im Naturraum Ost-Holstein zu beiden Seiten des Nord-Ostsee-Kanals in einer Luftlinienentfernung von maximal 20 km. Die Probenahme erfolgte im Mai 1999. Beprobte wurden die oberen 30 cm der A-Horizonte. Um räumliche Variabilitäten zu berücksichtigen, wurden von jeder Versuchsfläche drei unabhängige Bodenproben aus jeweils 20 Einstichen genommen und diese getrennt voneinander analysiert. Das Bodenmaterial wurde zu den Analysen auf 2 mm gesiebt. Der Gehalt an mikrobieller Biomasse wurde mittels der Fumigations-Extraktions-Methode bestimmt [Cmic<sub>x</sub>]. Als Aktivitätsparameter wurden folgende Versuche durchgeführt: (a) Kurzzeitexperiment [K]: Zur Bestimmung der C- und N-Mineralisationsleistung der Mikroorganismen wurde die CO<sub>2</sub>-Produktion und O<sub>2</sub>-Aufnahme ohne (BAS<sub>K</sub>; 24 h) und mit Zugabe (SIR<sub>K</sub>; 4 h) von Glucose sowie die Argininammonifikation quantifiziert. (b) Langzeitexperiment [L]: In einem weiteren Versuchsansatz wurden die Stickstoffmineralisation [N<sub>min</sub>] und CO<sub>2</sub>-Produktion nach 10tägiger Inkubation (BAS [L]) parallel zueinander erfaßt, danach den Böden Glucose zugegeben und die SIR (SIR [L]) nach 4 h bestimmt und die Böden für weitere 9 Tage bebrütet. Zum Ende des Langzeitversuches wurde der Gehalt an mikrobieller Biomasse nochmals mittels der Fumigations-Extraktions-Methode quantifiziert [Cmic<sub>L</sub>]. Ergänzend zu den mikrobiellen Kenngrößen wurden der Gehalt an kaliumsulfatlöslichen, organischen Kohlenstoffverbindungen und anorganischen Stickstoffverbindungen bestimmt und als leicht verfügbare Nährstoffquellen der Mikroorganismen gewertet.

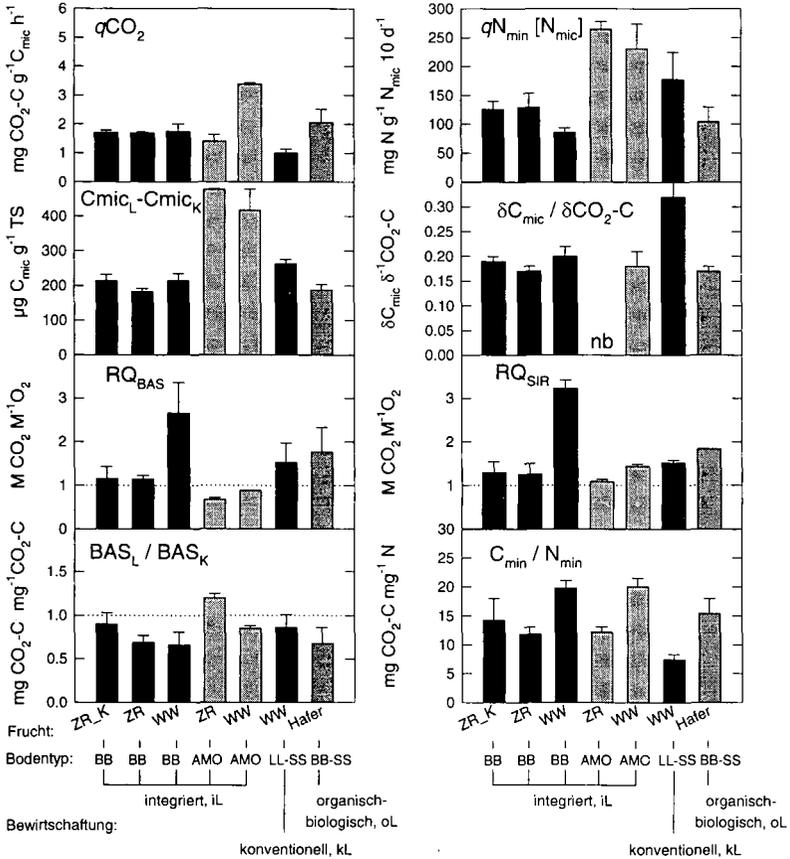
**Tab. 1** Bewirtschaftung und Bodeneigenschaften der beprobten Schläge (Cramer pers. Mitt. 1999)

Bewirtschaftung	Fruchtfolge	Fruchtart	Bodentyp	Textur	pH [CaCl <sub>2</sub> ]	Humus [mg g <sup>-1</sup> ]	C/N
iL (Rade), Kontrolle	Zuckerrübe -	ZR	Braunerde (BB)	sL	6.8	22	9
iL (Rade)	Winterweizen -	ZR	Braunerde (BB)	sL	6.6	25	10
iL (Rade)	Winterraps -						
	Winterweizen -	WW	Braunerde (BB)	sL	6.6	23	11
	Wintergerste						
iL (Rade)		ZR	Anmoor (AMO)	sHsL	6.0	214	22
iL (Rade)		WW	Anmoor (AMO)	sHsL	5.1	160	19
kL (Bredenbek)	Weizen-Monokultur	WW	Parabraunerde-Pseudogley (LL-SS)	tU	6.0	27	11
oL (Rosenkrantz)	Klee gras-WWeizen- Hafer-SWeizen	Hafer	Braunerde-Pseudogley (BB-SS)	tU	6.6	23	10

Der metabolische Quotient,  $q\text{CO}_2$ , wurde entscheidend von der C-Versorgung der mikrobiellen Gemeinschaften beeinflusst. Die hohe C-Effizienz der mikrobiellen Biomasse der konventionell bewirtschafteten Fläche (kL\_WW\_BB; Abb. 1) korrelierte mit einer geringen Verfügbarkeit an löslichen, organischen Kohlenstoffverbindungen. Der niedrige  $q\text{CO}_2$  dieses Bodens kann als eine notwendige Effizienz der Mikroflora infolge der schlechteren C-Versorgung interpretiert werden. Dagegen ließ der hohe  $q\text{CO}_2$  bei iL\_WW\_AMO eine gute Versorgung der Mikroorganismen durch eine höheren Menge und bessere Qualität der organischen Substanz vermuten und erklärte die weniger effiziente Verwertung der Kohlenstoffverbindungen an diesem Standort. Eine 'Streßsituation' der Organismen, zurückzuführen auf die hohe Protonenkonzentration in diesem Boden, kann jedoch als Ursache des erhöhten  $q\text{CO}_2$  nicht vollkommen ausgeschlossen werden. Im Vergleich zu iL\_WW\_AMO wies der Moorboden iL\_ZR\_AMO einen 2,4fach geringeren  $q\text{CO}_2$  auf. Die geringere Basalatmung und der niedrige respiratorische Quotient (RQ) deuteten auf eine schlechtere Substratverwertbarkeit bei iL\_ZR\_AMO hin (s. unten). Die dadurch eingeschränkte C-Mineralisationsleistung kann den niedrigen  $q\text{CO}_2$  im Vergleich zu iL\_WW\_AMO erklären.

Entsprechend der höheren C-Effizienz nahm die mikrobielle Biomasse nach 19tägiger Inkubation bei 22°C und Glucosezugabe am 10ten Tag bei kL\_WW\_LL-SS stärker als bei iL\_WW\_BB, diese stärker als bei oL\_Hafer\_BB-SS zu (Abb. 1,  $\text{Cmic}_L$ - $\text{Cmic}_K$  und  $\delta\text{Cmic} \delta^{13}\text{CO}_2\text{-C}$ ). Eine hohe N-Versorgung begünstigte das mikrobielle Wachstum und die N-Mineralisationsleistung der Mikroorganismen, was das enge  $\text{C}_{\text{min}}/\text{N}_{\text{min}}$ -Verhältnis bei einer hohen Verfügbarkeit an anorganischen Stickstoffverbindungen zeigt. Schlechter versorgte Mikroorganismen nutzten hingegen den im Laufe der Mineralisation freigesetzten Stickstoff deutlich effizienter zum Biomasseaufbau ( $q\text{N}_{\text{min}} [\text{N}_{\text{mic}}]$ ). Unter integrierter Bewirtschaftung (iL\_WW\_BB) wurde trotz einer höheren N-Effizienz, angezeigt durch eine niedrigen  $q\text{N}_{\text{min}} [\text{N}_{\text{mic}}]$ , der geringste Stickstoffgehalt in der mikrobiellen Biomasse ermittelt, was auf eine deutlich geringere N-Versorgung der Mikroorganismen im Vergleich zur konventionell und organisch-biologisch bewirtschafteten Fläche zurückzuführen war. Die Mikroorganismen in den Moorböden zeigten eine deutlich geringe N-Effizienz als die in den Mineralböden. In Verbindung mit dem weiteren  $\text{Cmic}/\text{Nmic}$ -Verhältnis der mikrobiellen Biomasse ließ der hohe  $q\text{N}_{\text{min}}$  eine andere Zusammensetzung der mikrobiellen

Gemeinschaften im Vergleich zu den Mineralböden vermuten, da in Abhängigkeit des Bakterien/Pilz-Verhältnisses und der Strategie der Mikroorganismen unterschiedliche Mengen an Stickstoff zum Biomasseaufbau benötigt und immobilisiert werden dürften.



**Abb. 1** Ökophysiologie der mikrobiellen Biomasse. a) Nährstoffeffizienz: C-Effizienz ( $qCO_2$ ) und N-Effizienz ( $qN_{min}$  [N<sub>mic</sub>]), b) Zuwachs der mikrobiellen Biomasse nach Glucosezugabe ( $C_{micL} / C_{micK}$  und  $\delta C_{mic} / \delta CO_2-C$ ), c) Substratveratmung:  $RQ_{BAS}$  und  $RQ_{SIR}$ , d) Aktivitätszustand:  $BAS_L / BAS_K$  und  $C_{mineralisation} / N_{mineralisation}$ . 'K' bezeichnet ein Kurzzeitexperiment, 'L' bezeichnet den Langzeitversuch. Die Balken zeigen Mittelwerte und Standardabweichung

Der niedrige RQ der Moorstandorte deutete darauf hin, daß in diesen Böden vorwiegend O-arme Verbindungen, etwa schwer abbaubare Fette und Wachse, Lignin oder Humusstoffe, veratmet werden und somit verstärkt Sauerstoff für die Oxidationsprozesse aus der Umgebung aufgenommen werden mußte. Anaerobe Bedingungen konnten in den durch Grund- und Stauwasser geprägten Moorböden nicht nachgewiesen werden. Der niedrige RQ widerlegte die Annahme einer

mangelnden Durchlüftung und einer damit verbundenen geringen Sauerstoffverfügbarkeit infolge der zeitweiligen Vernässung, da unter anaeroben Prozessen und insbesondere in der Gegenwart alternativer Elektronenakzeptoren, wie  $\text{NO}_3$  und Metalloxiden, RQ-Werte  $> 1$  zu erwarten sind. Die tendenziell höheren RQ-Werte in den Pseudogleyen unter konventioneller und organisch-biologischer Bewirtschaftung im Vergleich zu den anderen Braunerden stehen dagegen möglicherweise in Zusammenhang mit dem dort vorhandenen Stauwassereinfluß und dem dadurch induzierten zeitweiligen Luftmangel. Der auffällig hohe respiratorische Quotient bei iL\_WW\_BB konnte nicht auf anaerobe Prozesse infolge spezieller bodenphysikalischer Eigenschaften dieses Bodens zurückgeführt werden. Vielmehr wies der hohe Quotient darauf hin, daß auf diesem Standort verstärkt sauerstoffreiche Verbindungen, wie organische Säuren aus Wurzelexsudation, veratmet und damit wenig  $\text{O}_2$  aus der Umgebung aufgenommen wurde. Zudem erklärte die niedrige Stickstoffmineralisation bei iL\_WW\_BB den geringeren Sauerstoffverbrauch in diesem Standort. Nach Zugabe von Glucose stieg der respiratorische Quotient ( $\text{RQ}_{\text{SIR}}$ ) vor allem bei den Moorböden deutlich an und lag dann bei allen Versuchsvarianten  $> 1$ . Die verstärkte Veratmung von Kohlenhydraten läßt einen Atmungsquotienten um 1 erwarten, da zur Oxidation dieser Kohlenstoffverbindungen gemäß der Bruttogleichung  $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 6\text{O}_2 = 6\text{CO}_2 + 6\text{H}_2\text{O}$  infolge des ausgeglichenen C/O-Verhältnisses weniger  $\text{O}_2$  aus der Umgebung aufgenommen werden muß als bei der Veratmung sauerstoffarmer Verbindungen. Die Werte deutlich  $> 1$  deuten dagegen auf anaerobe Prozesse infolge der starken Aktivitätssteigerung nach Glucosezugabe und dem damit verbundenen hohen Sauerstoffverbrauch bei geringer  $\text{O}_2$ -Nachlieferungsrate hin.

Langfristig zeigte der Moorstandort unter Zuckerrübe (iL\_ZR\_AMO) eine deutlich stabilere mikrobielle Aktivität ( $\text{BAS}_1/\text{BAS}_K$ ) sowie eine geringere Abnahme der mikrobiellen Biomasse ( $\text{SIR}_1/\text{SIR}_K$ , nicht dargestellt) im Vergleich zu den anderen Standorten. Erklärt werden kann dies durch das hohe Nährstoffreservoir (lösliche C-Verbindungen, Humusgehalt), einen größeren Anteil schwerer abbaubarer C-Verbindungen und einer damit verbundenen langsameren Nährstoffaufzehrung. Bei reiner Mineraldüngung (iL\_ZR\_BB\_K) waren mikrobielle Biomasse und Aktivität konstanter als bei den gedüngten Böden (iL\_ZR\_WW\_BB). Die Gölledüngung schien infolge des Eintrages einer leicht verfügbaren, organischen Kohlenstoffquelle eine höhere Empfindlichkeit der Organismen in Bezug auf Veränderungen der Nährstoffversorgung hervorzurufen.

*Wir bedanken uns herzlich bei Dr. N. Cramer, Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein, und der Stiftung Schleswig-Holsteinische Landschaft für die Anregung und finanzielle Förderung dieser Untersuchungen.*

- Ahl C., Joergensen R.G., Kandeler E., Meyer B., Woehler V. (1999) Microbial biomass and activity in silt and sand loams after long-term shallow tillage in central Germany. *Soil Tillage Research* 49, 93-104
- Anderson T.-H., Domsch K.-H. (1990) Application of eco-physiological quotients ( $q\text{CO}_2$ ) and  $q\text{D}$ ) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biology and Biochemistry* 22, 251-255
- Dilly O. (1997) Ammonification of amino acids in field, grassland and forest soils. In: Insam, H. & A. Rangger (Eds.) *Microbial communities. Functional versus structural approaches*. Springer, Berlin, pp. 248-260
- Dilly O., Munch J.-C. (1998) Ratios between estimates of microbial biomass content and microbial activity in soils. *Biology and Fertility of Soils* 27, 374-379
- Dilly O., Sollmann J., Bölter M., Hüttmann S., Kutsch W.L. (1999) Ökophysiologie der mikrobiellen Gemeinschaft in Böden unter Acker, Grünland, Wald und Mineralölkontamination. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 89, 217-220

# Untersuchung zur Remobilisierung von humifizierten $^{14}\text{C}$ -PAK-Rückständen durch Regenwürmer (Lumbricidae) in Altlastböden

von

<sup>1</sup>Mescher, H., <sup>1,2</sup>Eschenbach, A., <sup>3</sup>Wienberg, R., <sup>1</sup>Mahro, B.

## 1. Zielsetzung

Im Rahmen der biologischen Altlastensanierung wird u.a. die Immobilisierung von Schadstoffen im Boden als sogenannte kontrollierte Humifizierung forciert. Dabei ist zu prüfen, ob die so festgelegten Schadstoffe auch immobilisiert bleiben und nicht nach längeren Zeiträumen im Grundwasser oder in Pflanzen wieder zum Vorschein kommen. Deshalb wird die Stabilität dieser festgelegten nicht-extrahierbaren Rückstände in Remobilisierungsversuchen untersucht. Verschiedene mikrobiologische, chemische sowie physikalische Remobilisierungsversuche wie z.B. Einsatz humuszehrender Mikroorganismen, Zugabe oxidativer Enzyme, Zugabe radikalerzeugender Agenzien, Zugabe von Kationen-komplexierenden Substanzen (EDTA), schnelle Temperaturwechsel und mechanische Zerstörung der Aggregatstruktur, wurden bereits mit nicht-extrahierbaren  $^{14}\text{C}$ -markierten PAK-Rückständen von ESCHENBACH *et al.* (1998) durchgeführt.

Remobilisierungsversuche mit Makroinvertebraten sind noch nicht durchgeführt worden. Speziell Regenwürmer haben bei der Umsetzung organischer Substanz im Boden eine wichtige Aufgabe als streuzersetzende Organismen. SCHEU (1987) schätzte, daß eine Population von *A. caliginosa* in einem Buchenwald in Deutschland bis zu  $6 \text{ kg/m}^2$  Streu jährlich konsumiert. Es besteht die Möglichkeit, daß Regenwürmern humifizierte Schadstoffrückstände mit mineralischer Substanz ingestieren, die dadurch aus der Bodenmatrix wieder freigesetzt werden können. Aufgrund der Tatsache, daß *Eisenia fetida* in der Lage ist große Mengen organischer Substanz umzusetzen und *Aporrectodea caliginosa* im Gegensatz dazu größere Mengen mineralischer Substanz ingestiert, wurden diese beide Arten in den Remobilisationsversuche miteinander verglichen und deren Einfluß auf nicht-extrahierbare Rückstände aus  $^{14}\text{C}$ -markierten PAK in Altlastböden untersucht. Dabei wurde der Fragestellung nachgegangen, ob Regenwürmer durch das Ingestieren der PAK-Rückstände mit dem Bodenmaterial, oder durch das Ausscheiden von abbaufördernden Substanzen die nicht-extrahierbaren humifizierten PAK-Rückständen remobilisieren. Es wurde weiterhin untersucht, ob die Anwesenheit der Regenwürmer die Mineralisation der PAK-Rückstände beschleunigt oder den Verbleib der nicht-extrahierbaren Rückstände beeinflusst.

## 2. Material und Methoden

Zwei verschiedene Bodenmaterialien mit nicht-extrahierbaren Rückständen aus  $^{14}\text{C}$ -markierten PAK ( $^{14}\text{C}$ -Benzo(a)pyren,  $^{14}\text{C}$ -Pyren,  $^{14}\text{C}$ -Anthracen) wurden sechs Wochen lang in Kleinreaktoren mit *Aporrectodea caliginosa* oder *Eisenia fetida* inkubiert. Das entstandene  $^{14}\text{C}$ - $\text{CO}_2$  wurde in NaOH sorbiert und wöchentlich  $\beta$ -szintillometrisch vermessen. Um die extrahierbaren und nicht-extrahierbaren PAK-Anteile zu bestimmen, wurde ein sequentielles, dreistufiges Extraktionsverfahren (Methanol/Wasser, Aceton, alkalische Hydrolyse) angewendet. Anschließend wurde eine Huminstofffraktionierung durchgeführt, um den nicht-extrahierbaren PAK-Anteil in Humine, Huminsäuren und Fulvosäuren zu differenzieren.

<sup>1</sup> Institut für Technischen Umweltschutz, Hochschule Bremen, Neustadtswall 30, 28199 Bremen

<sup>2</sup> GKSS-Forschungszentrum GmbH, Max-Planck-Str., 21502 Geesthacht

<sup>3</sup> Umwelttechnisches Büro und Labor Dr. Reinhard Wienberg, Gotenstr. 4, 20097 Hamburg

### 3. Ergebnis

Die Anwesenheit der Regenwurmarten *Aporrectodea caliginosa* und *Eisenia fetida* führte im Vergleich zu den Kontrollversuchen nicht zu einer wesentlichen Steigerung der Mineralisationsrate. Entsprechend der Wasserlöslichkeit der originären PAK-Verbindungen, wurde eine abgestufte Mineralisation beobachtet ( $^{14}\text{C}$ -Pyren >  $^{14}\text{C}$ -Anthracen >  $^{14}\text{C}$ -Benzo(a)pyren). Eine Remobilisierung der nicht-extrahierbaren humifizierten PAK-Rückstände durch den Einfluß von Regenwürmern konnte mit Hilfe des dreistufigen Extraktionsverfahren ausgeschlossen werden. Ein wesentlicher Unterschied der  $^{14}\text{C}$ -Aktivität wurde in den verschiedenen extrahierbaren Fraktionen (Methanol/Wasser, Aceton, alkalische Hydrolyse) im Vergleich zur Eingangsprobe und zur unsupplementierten Kontrolle nicht festgestellt. Auch konnte in den Regenwurm-supplementierten Versuchsansätzen keine neue humifizierende Wirkung auf extrahierbare PAK beobachtet werden. In Abb. 1 ist exemplarisch die  $^{14}\text{C}$ -Aktivitätsverteilung für die unterschiedlichen extrahierbaren Fraktionen und die nicht-extrahierbaren Rückstände für ein Bodenmaterial mit nicht-extrahierbaren Rückständen aus  $^{14}\text{C}$ -Pyren dargestellt. Es wurden die Werte vor der Inkubation und nach der Inkubation mit *A. caliginosa* bzw. *E. fetida*, sowie ohne Zugabe von Lumbriciden (Kontrolle), dargestellt.

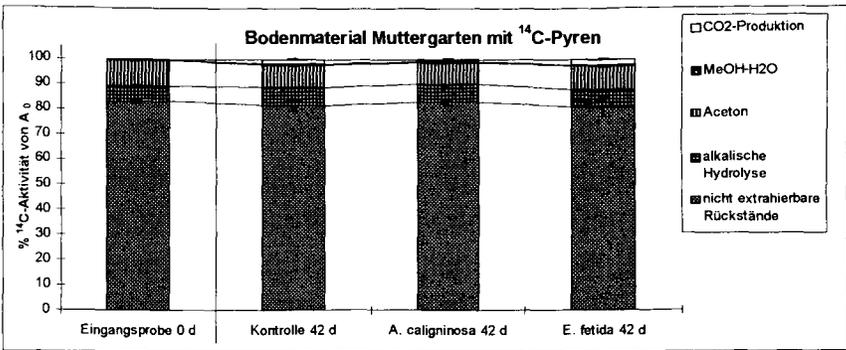


Abb. 1  $^{14}\text{C}$ -Aktivitätsverteilung in der extrahierbaren und nicht-extrahierbaren Fraktion der Versuchsansätze mit dem Bodenmaterial „Muttergarten“ mit  $^{14}\text{C}$ -Pyren, vor und nach 42tägiger Inkubation mit *A. caliginosa* bzw. mit *E. fetida* sowie ohne Lumbriciden

Auch in den unterschiedlichen Fraktionen der Huminstoffextraktion (Fulvosäuren, Huminsäuren und Humine) konnten keine wesentlichen Verschiebungen der  $^{14}\text{C}$ -Aktivität festgestellt werden. Es kann somit davon ausgegangen werden, daß Regenwürmer durch die Ingestion von Bodenmaterial mit nicht-extrahierbaren PAK-Rückständen oder durch das Ausscheiden von abbaufördernden Substanzen nicht in der Lage sind, humifizierte nicht-extrahierbare PAK-Rückstände in biologisch sanierten Altlastböden zu remobilisieren. Die Bioakkumulationsfaktoren variierten zwischen 0,05 und 1,16, somit ließ sich nach 42tägiger Exposition keine gesteigerte Akkumulation von  $^{14}\text{C}$ -PAK-Rückständen im Gewebe der Regenwürmer erkennen. Die Ergebnisse zeigen, daß die Aktivität der Regenwürmer im Boden die kontrollierte Humifizierung als Immobilisierungsmethode in der biologischen Altlastensanierung nicht negativ beeinflusst.

### 4. Literatur

ESCHENBACH, A.; WIENBERG, R.; MAHRO, B. (1998): Fate and stability of nonextractable residues of [ $^{14}\text{C}$ ]PAH in contaminated soils under environmental stress conditions.- *Environ. Sci. Technol.*, 32, S. 2585-2590

SCHEU, S. (1987): The role of substrate feeding earthworms (Lumbricidae) for bioturbation in a beechwood soil.- *Oecologia*, 72, S. 192-196

## **Mögliche Ursachen erhöhter Kohlenstoffumsetzungen nach Überstauung eines degradierten Niedermooses**

Knut Meyer\* & Heinrich Höper\*\*

## Einleitung

Die Wiedervernässung langjährig entwässerter Niedermoore ist Grundvoraussetzung für die Etablierung niedermootypischer, torfbildender Pflanzengesellschaften und das Unterbinden des aeroben Torfabbaus. Als Folge der dauerhaften Überstauung wird bei Anstieg der CH<sub>4</sub>-Freisetzung mit einem deutlichen Rückgang der CO<sub>2</sub>-Emission gerechnet. Im Gegensatz zu den Erwartungen wurde in einem Feldversuch mit unterschiedlicher Vernässungsintensität eine erhöhte C-Freisetzung (CO<sub>2</sub> + CH<sub>4</sub>) einer seit zweieinhalb Jahren permanent überstauten Parzelle gegenüber einer nicht vernässten Parzelle festgestellt (MEYER, 1999).

## Material und Methoden

- flaches Mulm- (Norm) Niedermoor (Verlandungs-/Überflutungsmoor) am Dümmer nördlich von Osnabrück (Tab.1)
- 'closed chamber'-Methode zur Ermittlung der Spurengasemission (Grundfläche 0,22 m<sup>2</sup>, n=6); Analyse: GC-FID / WLD / ECD
- bewachsene und bewuchsfreie Meßplätze zur Ermittlung der Netto-CO<sub>2</sub>-Freisetzung aus der Torfmineralisation

**Tab. 1:** Chemische und physikalische Kenndaten des Bodens

Horizont (Tiefe) [cm]	C <sub>org</sub> [%]	CN	Asche [%]	pH [CaCl <sub>2</sub> ]	LD [g L <sup>-1</sup> ]
nHm (0-13)	24,8	14,0	52,7	5,2	830
nHa (14-28)	37,1	16,3	33,9	4,5	524
nHt (29-55)	39,3	17,9	31,2	5,3	250
Fhl (56-70)	31,8	14,3	24,1	4,0	159
Fmk (71-85)	11,9	12,3	77,2	6,6	429

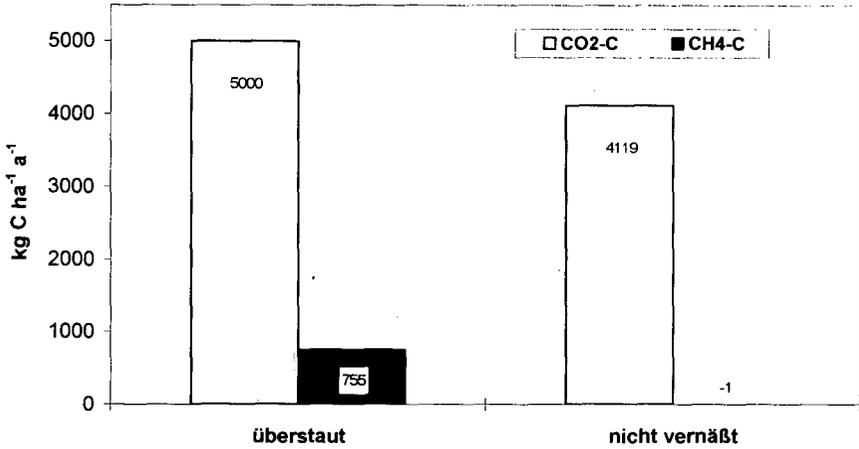
## Ergebnisse und Diskussion

- ↳ Die C-Freisetzung nach Überstauung lag in beiden Untersuchungsjahren deutlich höher als in der nicht vernässten Variante (Abb. 1).
- ↳ Jährliche N-Netto-Mineralisationsraten zwischen 400 und 600 kg NH<sub>4</sub>-N ha<sup>-1</sup> belegen die Ergebnisse der Spurengasmessungen dahingehend, daß bei einem C/N-Verhältnis des Oberbodens von 14 zwischen 5600 und 8400 kg C hätten freigesetzt werden müssen.

\* Gerles Ingenieure GmbH, Weender Str.87, 37073 Göttingen; e-mail: meyer@genes.de

\*\* NLFb-Bodentechnologisches Institut Bremen; Friedrich-Mißler-Str. 46/50, 28211 Bremen; e-mail: heinrich.hoeper@nlfb.de

- ↳ Mittlere  $\text{CO}_2/\text{CH}_4$ -Verhältnisse der C-Freisetzung nach Überstauung zwischen 2,2 und 4,2 entsprechen nicht dem nach stöchiometrischen Gesichtspunkten zu erwartendem Verhältnis von eins.
- ↳ Die Abnahme mikrobiell gebundenen Kohlenstoffs um  $670 \text{ kg C}_{\text{mik}} \text{ ha}^{-1}$  nach zweijähriger Überstauung ist ein klares Indiz für die Veränderung der mikrobiellen Populationsstruktur, die erhöhte C-Freisetzung kann aber nur zu einem sehr geringen Teil durch die anaerobe Veratmung abgestorbener Biomasse erklärt werden.



**Abb.1:** Mittlere kumulierte  $\text{CH}_4$ - und  $\text{CO}_2$ -Flußraten überstauter und nicht vernäbter Niedermoorflächen (Untersuchungsjahre 1996 und 1997)

### Schlußfolgerungen

- ↳ Durch permanenten Überstau eines langjährig entwässerten Niedermoores wird die C-Mineralisation zumindest kurzfristig nicht gemindert.
- ↳ Die weiten  $\text{CO}_2/\text{CH}_4$ -Verhältnisse deuten auf eine hohe Verfügbarkeit alternativer Elektronenakzeptoren hin. Hier sind vor allem Sulfat und das während der langjährigen Entwässerung akkumulierte Eisen (III) in Betracht zu ziehen. Des weiteren ist die Bedeutung von Huminsäuren als Elektronenakzeptoren innerhalb der anaeroben mikrobiellen Respiration unklar.
- ↳ Zur Klärung der Ursachen erhöhter  $\text{CO}_2$ -Freisetzung unmittelbar nach Überstauung langjährig entwässerter Niedermoores besteht erheblicher Forschungsbedarf auf Prozeßebene. Insbesondere die Relevanz alternativer Elektronenakzeptoren innerhalb der anaeroben Oxidation organischer Substanz ist bisher nicht ausreichend untersucht worden.

### Literatur:

Meyer, K. (1999): Die Flüsse der klimarelevanten Gase  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  und  $\text{N}_2\text{O}$  eines nordwestdeutschen Niedermoores unter dem Einfluß der Wiedervernässung. Göttinger Bodenkundliche Berichte 111. S. 1-134.

## Charakterisierung kupferbelasteter Hopfenflächen mittels struktureller und funktioneller bodenbiologischer Parameter

K. Mölter<sup>1,2</sup>, E. Kandeler, E.<sup>2</sup>, J.K. Friedel<sup>3</sup>, A. Hartmann<sup>1</sup> und J.C. Munch<sup>1</sup>

### 1. Einleitung:

Schwermetalle haben sich in agrarökologischen und umweltpolitischen Diskussionen zu einem Dauerthema entwickelt. Nach zahlreichen bodenmikrobiologischen Arbeiten zum Einfluß von Schadstoffen auf funktionelle Parameter richtet sich nun zunehmend das Interesse auch auf strukturelle Parameter. Zu deren Erfassung stehen genetische und physiologische Methoden zur Verfügung. Bei der Methodik der Phospholipidfettsäurebestimmung ist es möglich, anhand einzelner Fettsäuren und Fettsäuregruppen eine taxonomische Charakterisierung der Bodenmikroorganismenpopulationen durchzuführen.

In der hier vorgestellten Arbeit sollte der Einfluß von Kupfer auf Veränderungen struktureller und funktioneller Parameter der mikrobiellen Bodenbiomasse untersucht werden. Als Untersuchungsflächen wurden Hopfenäcker ausgewählt, die aufgrund langjähriger kupferhaltiger Fungizidbehandlungen z.T. sehr hohe Konzentrationen an diesem Schwermetall aufweisen.

### 2. Material und Methoden:

Die Bodenprobenahme erfolgte im November 1995 auf 7 Hopfen- (Nr. 1-7) und 2 Ackerflächen (Nr. 8-9) in der Hallertau nördlich von München. Bei den Standorten handelte es sich um Parabraunerden aus Löß über oberer Süßwassermolasse. Je Fläche wurden drei Mischproben aus 0-10 cm Tiefe entnommen. Die Kupfergehalte der untersuchten Bodenproben lagen zwischen 15 ppm und 397 ppm Kupfer im Aqua Regia-Auszug (Tabelle 1).

Die Phospholipidfettsäure (PLFA)-Zusammensetzung wurde nach der Methode von *Zelles und Bai* (1993) bestimmt. Zur funktionellen Charakterisierung wurden verschiedene enzymatische Umsatzleistungen nach *Schinner et al.* (1993) erfaßt, die Gehalte an Adenin-Nukleotiden nach *Friedel* (1995) ermittelt.

---

1 GSF - Institut für Bodenökologie, Ingolstädter Landstr. 1, D- 85764 Neuherberg

2 Universität für Bodenkultur, Institut für ökologischen Landbau, Gregor-Mendel-Str. 33, A-1180 Wien

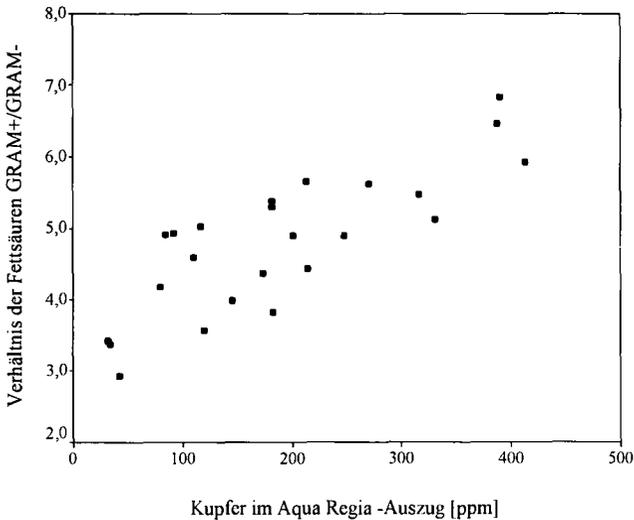
3 Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Emil-Wolff-Str. 27, D- 70593 Stuttgart

**Tabelle 1:** Bodenart, pH-Wert, C<sub>org</sub>-Gehalt und Kupfergehalt der beprobten Flächen

Fläche Nr.	Bodenart	pH-Wert	C <sub>org</sub> [%]	Cu Aqua Regia [ppm]
1	LS	6,5	1,36	85
2	sL	6,5	1,68	179
3	sL	6,2	1,58	177
4	sL	7,1	2,86	116
5	sL	6,4	1,97	226
6	sL	6,0	2,55	397
7	uS	7,1	2,02	36
8	IU	5,8	1,12	15
9	IS	6,2	1,70	306

### 3. Ergebnisse und Diskussion:

Schrittweise multiple Regressionsberechnungen zeigen, daß das Verhältnis der charakteristischen Phospholipidfettsäuren für Gram-positive zu Gram-negativen Mikroorganismen (Abbildung 1) mit zunehmenden Bodenkupfergehalten ( $r^2 = 0,814$ ) signifikant ansteigt.

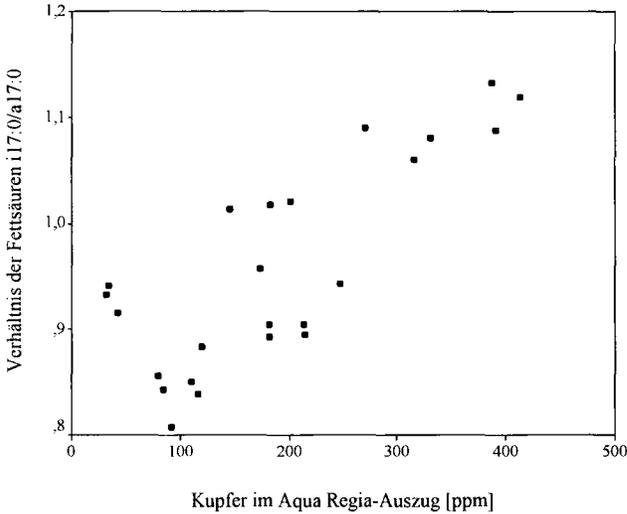


**Abbildung 1:** Verhältnis der Fettsäuren GRAM+/GRAM- in Bezug zum Kupfergehalt

D.h. der Anteil an Gram-positiven Organismen, zu denen beispielsweise *Arthrobacter*, *Bacillus* oder *Streptomyces* Spezies gehören, nimmt bei erhöhter Kupferbelastung zu. Eine Beziehung zwischen Kupfergehalt und dem Anteil an typischen Fettsäuren für Pilze bzw. Pflanzen, Protozoen oder Actinomyceten wurde nicht ermittelt. Im Gegensatz dazu stellten *Pennanen et al. (1996)* in kupferbelasteten Humusaufgaben von Nadelwäldern in der Nähe eines Metallverhüttungswerkes beispielsweise eine deutliche Verringerung des Anteils an der für pilzliche Biomasse charakteristischen Fettsäu-

re 18:2(9c,12c) fest. Berücksichtigt werden muß jedoch, daß hier wesentlich höhere Bodenkupfergehalte (bis zu 10000 ppm) vorlagen als in den Hopfenflächen der Hallertau und das Spektrum an verschiedenen Pilz-Spezies in Waldböden weitaus diverser ist als in Ackerböden.

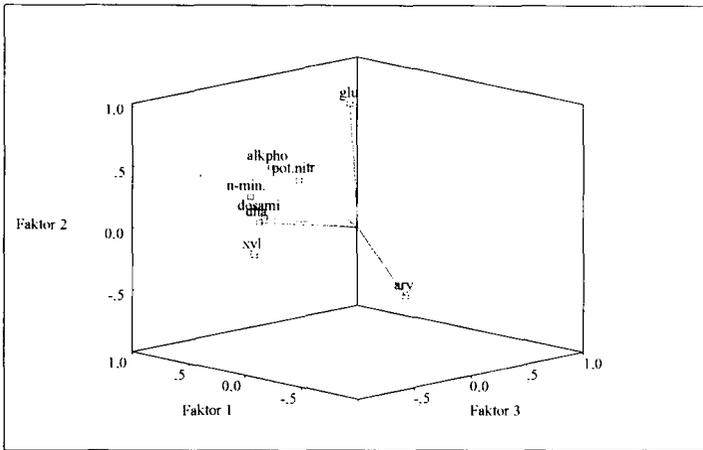
Plasmamembranen können generell je nach ihrer Fettsäurezusammensetzung unterschiedliche Viskositäten besitzen. Fettsäuren mit Methylgruppen in anteiso-Position verursachen beispielsweise eine größere „Störung der Anordnung von Fettsäureketten“ in einer Membran als ihre entsprechenden Isomere mit Verzweigung in iso-Position.



**Abbildung 2:** Verhältnis der Fettsäuren i17:0/a17:0 in Bezug zum Kupfergehalt

Das Verhältnis der Anteile der iso-Form zu ihrer anteiso-Form der Fettsäure 17:0 (Abbildung 2) erhöht sich mit steigenden Kupfergehalten signifikant ( $r^2 = 0,610$ ). Beide Fettsäuren sind typisch für Gram-positive Mikroorganismen. Das Ergebnis deutet darauf hin, daß die „Stabilität der Membranstrukturen“ Gram-positiver Mikroorganismen bei steigender Kupferbelastung zunimmt.

Abbildung 3 stellt das Ergebnis einer rotierten Faktorenanalyse dar, in welche alle bodenenzymatischen Parameter miteinbezogen wurden. Faktor 1 erklärt 50,1%, Faktor 2 21,0% und Faktor 3 14,0% der Varianz. Deutlich wird, daß die Arylsulfatase eine Sonderstellung einnimmt. Sie korreliert am höchsten und signifikant negativ ( $r^2 = 0,509$ ) mit den Bodenkupfergehalten, was z.B. auch Schwermetallstudien von *Kandeler et al.* (1996) zeigten. Alle anderen enzymatischen Umsatzleistungen wurden auf den hier untersuchten Flächen weitaus stärker von anderen Bodeneigenschaften beeinflusst.



**Abbildung 3:** Rotierte Darstellung der Faktorenanalyse für alle bodenzymatischen Parameter (glu =  $\beta$ -Glukosidase, ary = Arylsulfatase, alkpho = alkalische Phosphatase, pot.nitr. = potentielle Denitrifikation, n-min = N-Mineralisation, dha = Dehydrogenase, xyl = Xylanase, desami = Arginin-Desaminierung)

#### 4. Zusammenfassung:

Die bodenbiologische Untersuchung von Hopfenflächen zeigte, daß innerhalb der erfaßten enzymatischen Parameter, die Arylsulfataseaktivität den stärksten Bezug zum Kupfergehalt aufwies. Die Adenylatgehalte und der aus ihnen abgeleitete AEC wurden hier hauptsächlich durch andere Bodenfaktoren beeinflusst. Die ermittelten PLFA-Daten deuten darauf hin, daß der Anteil an Grampositiven Mikroorganismen innerhalb der Bakterien mit zunehmender Kupferbelastung ansteigt, wohingegen keine Beziehung zu den Anteilen an charakteristischen Fettsäuren für Pilze und Pflanzen, Protozoen oder die Gruppe der Aktinomyceten beobachtet wurde. Steigende Kupfergehalten hatten zudem eine relative Zunahme von Fettsäuren, die eine stabile Membranstruktur bedingen, zur Folge.

#### 5. Literatur:

- Friedel, J.K. (1995): Erfassung von Bodenbearbeitungs- und Fruchtfolgeworkungen auf Bodenmikroorganismen durch Bestimmung von Adenylatgehalten. Mitt. Dt. Bodenk. Gesell. 75, 75-78.
- Kandeler, E., Kampichler, C., Horak, O. (1996): Influence of heavy metals on the functional diversity of soil microbial communities. Biology and Fertility of Soils 23, 299-306.
- Pennanen, T., Frostegård, A., Fritze, H., Bååth, E. (1996): Phospholipid fatty acid composition and heavy metal tolerance of soil microbial communities along two heavy metal-polluted gradients in coniferous forests. Applied and Environmental Microbiology, 62-2, 420-428.
- Schimner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E., Margesin, R. (1993): Bodenbiologische Arbeitsmethoden. Springer-Verlag, Berlin.
- Zelles, L., Bai, Q.Y. (1993) Fractionation of fatty acids derived from soil lipids by solid phase extraction and their quantitative analysis by GC/MS. Soil Biology and Biochemistry 25-4, 495-507.

# Ableitungsstrategien für bodenbiologisch begründete Vorsorge- und Prüfwerte

Pieper, S.; Kratz, W.

In diesem Beitrag werden die Prinzipien und Methoden der Risikobewertung von chemischer Belastungen auf Bodenorganismen erläutert. Die Darstellung orientiert sich an den Anforderungen und Diskussionspunkten, die durch die Verabschiedung des Bundes-Bodenschutz-Gesetzes (Deutscher Bundestag 1998) an die wissenschaftliche Fachwelt herangetragen worden sind. Hierbei handelt es sich insbesondere um die Definition des Schutzgutes Boden und seiner Eigenschaften, um tolerierbare Risikohöhen bei möglichen Kontaminationen und um geeignete Methoden zur Ableitung von Grenzkonzentrationen für ökosystemrelevante Schadstoffe aus Ökotoxizitätstests.

## Prinzipien der Bewertung von Schadstoffwirkungen

Böden sind das Ergebnis einer jahrhunderte- bis jahrtausendelangen Entwicklung, an der sowohl geogene als auch biogene Prozesse beteiligt sind. Sie erfüllen als Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen viele natürliche Funktionen. Als wichtiger Bestandteil des Naturhaushalts dienen sie beispielsweise als Regler in Nährstoffkreisläufen, als Senke und Quelle für Schadstoffe und sind wichtiger Filter für das Grundwasser. Die Belastungen der Böden sind heute so vielfältig wie nie zuvor. Zunehmende Überbauung, Versiegelung und Verdichtung und der übermäßige Eintrag von Nähr- bzw. Schadstoffen verändern die physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften des Bodens: Eine Beeinträchtigung der natürlichen Bodenfunktionen ist die Folge. Mit dem Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) vom März 1998 wird nach der Luft und den Gewässern auch der Boden einem besonderen bundesrechtlichen Schutz unterstellt (Deutscher Bundestag 1998). Das Gesetz legt bundesweit einheitliche Anforderungen für einen wirksamen Schutz des Bodens fest, mit dem Ziel, die Leistungsfähigkeit und die Multifunktionalität der Böden nachhaltig zu sichern oder wiederherzustellen.

Im Bereich des stofflichen Bodenschutzes, der die Auswirkungen von Boden-Kontaminationen durch chemische Substanzen umfasst, sind im Gesetz gestaffelte Grenzwerte für Einzelstoffe festgelegt worden, die Bereiche wachsender Besorgnis um das Auftreten schädlicher Bodenveränderungen bei steigenden Konzentrationen markieren. So wird zwischen "praktisch sicheren" Konzentrationen, unterhalb derer nach dem heutigen Stand der Forschung schützenswerte Bodenfunktionen in ihrer natürlichen Ausprägung erhalten bleiben (Vorsorgewerte), und deutlich höheren Konzentrationen differenziert, die die Grenzen der Belastbarkeit eines Bodenökosystems darstellen (Prüfwerte). Beim Erreichen der Prüfwertkonzentrationen muß befürchtet werden, daß wichtige Regelkreisläufe durch Schadstoffeinträge bereits gestört sind und daß die Besorgnis des Auftretens eines Schadens einer akuten Gefahr weicht. Ist ein solcher unerwünschter Risikobereich erreicht, werden in der Gesetzesanordnung Handlungsanweisungen z.B. in Form von gezielten Untersuchungen veranlaßt. Die Abschätzung der möglichen Gefahren, die Festlegung von Grenzkonzentrationen und die Bestimmung der einzuleitenden Maßnahmen sind alle aufeinanderfolgende Stufen eines Prozesses, der zur Abfassung des Bodenschutzgesetzes durchlaufen wurde und in der internationalen Gesetzgebung als *risk management* bezeichnet wird.

- 1 Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie und Biologie, FG Bodenkunde, Salzufer 12, D-10587 Berlin. e-mail: silvia.pieper@gmx.de
- 2 Martin Luther Universität Halle-Wittenberg, Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, AG Bodenbiologie und Bodenökologie, Weidenplan 14, D-06108 Halle (Saale).

Die Entscheidungen, welche Risiken tolerierbar sind und welchen Umfang Maßnahmen zur Risiko-  
vermeidung erreichen, werden unter politischen und ökonomischen Gesichtspunkten getroffen – auf  
der Basis medizinischer und ökologischer Fachergebnisse.

Aufgabe der (Öko)toxikologie ist es, diese Grundlagen zu liefern, da zur gesetzlichen Einstufung von  
Chemikalien die Identifizierung und Bewertung von Gefahren, die für ein Organismus von einer  
Stoffexposition ausgehen, notwendig sind. Dieser Schritt, die sogenannte Risikoabschätzung (*risk  
assessment*), ist dem *risk management* vorangestellt, wobei Rückkopplungen im Entscheidungs-  
prozess gewollt und beabsichtigt sind. Abb. 1 verdeutlicht die Stufen der Risikobewertung, sowohl  
bei der prognostischen Einschätzung von Gefahren (als Folge von Chemikalienemissionen) als auch  
bei der diagnostischen Beurteilung konkreter Bodenkontaminationen .

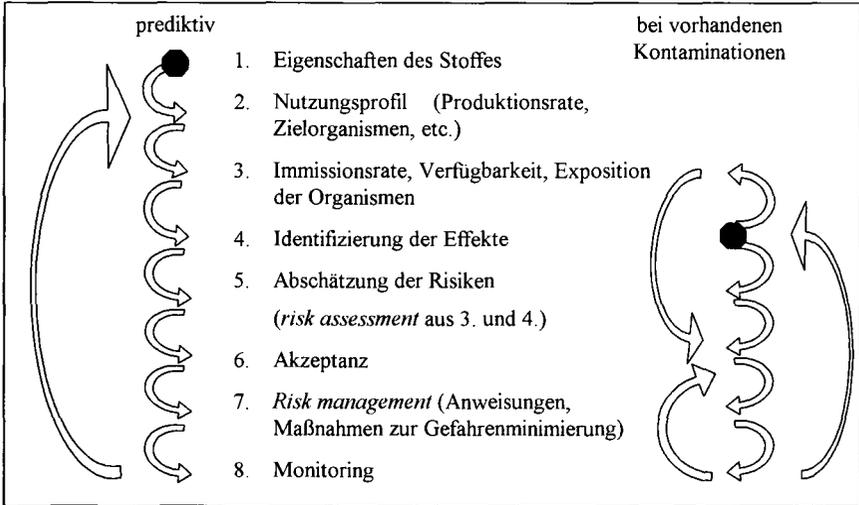


Abb. 1: Stufen der Risikobewertung und der Maßnahmenplanung (verändert nach Eijssackers & Løkke 1996)

Werden in einer Risikoabschätzung nicht nur die Folgen einer Schadstoffkontamination des Bodens für den Menschen beachtet, sondern auch die Beeinträchtigung von Ökosystemfunktionen, so müssen grundlegende Differenzen in der methodischen Herangehensweise berücksichtigt werden. Im Gegensatz zur Toxikologie, die als Untersuchungs- und Schutzobjekt den Menschen hat, ist die Ökotoxikologie mit der Reaktion einer Vielzahl von Arten in einem Ökosystem und mit den unscharf definierten Eigenschaften ihrer Schutzgüter konfrontiert. Während die Erhaltung der menschlichen Gesundheit ein klares Ziel ist, stellt sich die Beurteilung des Zustandes von bodenbiologischen Mehrartensysteme (Populationen, Lebensgemeinschaften), die miteinander und mit ihrer abiotischen Umwelt interagieren, als recht schwierig dar (Calow 1998). Der Boden als Ökosystemkompartiment ist ein solch hochkomplexes Gebilde, den es meistens in seiner Gesamtheit zu schützen gilt. Belange des speziellen faunistischen und botanischen Arten- und Biotopschutzes sind nicht Gegenstand einer Risikoabschätzung im Bereich des stofflichen Bodenschutzes.

Verhindert werden soll das Auftreten von schädlichen Bodenveränderungen, eine Besorgnis die im BBodSchG durch den Verlust von natürlichen und von ökonomisch geprägten Funktionen definiert wird, die der Boden z.B. als Lebensraum für Bodenorganismen, aber auch als Standort für menschliche Siedlungen erfüllt.

Die Schwierigkeit der Abschätzung eines Risikos durch Chemikalieneinträge für die biologisch gesteuerten Eigenschaften des Bodens liegt in den nicht ausreichend erforschten Zusammenhängen zwischen Artenbestand, Organismenaktivität und Funktionsabläufen: Welche Eigenschaften soll der Boden innehaben, um z.B. ein geeigneter Lebensraum für Bodenorganismen zu sein?

Ein erster Schritt in der Risikoabschätzung ist somit die präzise Definition des Schutzgutes. Diese Definition ist nicht durch den Fortbestand einer einzigen wenn auch seltenen Art bestimmt wird, sondern durch die Beschreibung nicht mehr tolerierbaren Bodenveränderungen, der in der Folge zu erwartenden Artenverlusten und die Auswirkungen dieser auf die schützenswerte Funktionsabläufe im Boden.

Andererseits wird gegenwärtig -aufgrund lückenhaften ökotoxikologischer Kenntnisse- das Risiko einer Bodenkontamination durch Chemikalien anhand von Ergebnissen aus ökotoxikologischen Tests vorgenommen, die fast ausschließlich mit einzelnen Arten unter Laborbedingungen durchgeführt wurden. So ist die Deckung zwischen der Definition des Schutzgutes (*assessment endpoint* nach Suter 1993) und der Identifizierung von Kontaminationseffekten (*measurement endpoints*) nicht immer gewährleistet (Calow 1998).

### **Die Risikoabschätzung**

Grundsätzlich wird beim *risk assessment* (s. Abb. 1, Punkt 5) die Wahrscheinlichkeit des Eintretens eines Effektes abgeschätzt, indem die voraussichtliche Exposition eines Organismus gegenüber einer Chemikalie mit der voraussichtlichen Effektkonzentration verglichen wird (u.a. van Leeuwen et al. 1996). Die Exposition gegenüber einem Stoff hängt maßgeblich von dessen Konzentration in der Umwelt ab und von den Eigenschaften des Mediums, an dem die Substanz gebunden ist. Die Umweltkonzentration resultiert aus emittierten Stoffmengen, die Art der Emissionsquelle (punktförmig, diffus) und aus den intrinsischen Eigenschaften des Stoffes, wie Wasserlöslichkeit oder Abbaubarkeit und Persistenz. Basierend auf fundierten Berechnungen oder auf Ergebnissen von Messungen wird die voraussichtliche Umweltkonzentration oder Predicted Environmental Concentration (PEC) abgeschätzt.

Der voraussichtlichen Umweltkonzentration werden die Effekte gegenübergestellt, die diese bei dem betrachteten Schutzgut auslöst. Sollen die Auswirkungen auf die biologisch gesteuerten Funktionen des Bodens bewertet werden, so liegen verschiedene Rechenmodelle vor, die auf der Basis ökotoxikologischer Testergebnisse eine Abschätzung der eintretenden Effekte ermöglichen.

Ziel der verschiedenen Extrapolationsmethoden ist es meistens, eine voraussichtliche Konzentration abzuleiten, bei der keine Effekte auf die Organismen eines Ökosystems und der durch sie getragenen Prozesse zu erwarten sind (Predicted No Effect Concentration, PNEC).

Um alle Unsicherheiten in der Ableitung von Grenzkonzentrationen begegnen zu können (z.B. von Effekten auf einzelne Organismen zu Effekten auf das Populationsniveau, von direkten zu indirekten Effekten, von einem Ökosystem zu anderen Ökosystemen), werden vorhandene Daten aus ökotoxikologischen Tests ausschließlich unter Verwendung von Sicherheitsfaktoren auf ein „praktisch sicheres“ Niveau für das zu schützende Ökosystem extrapoliert. Im Anschluß an die Berechnungen der PNEC wird diese mit der Predicted Environmental Concentration (PEC, s.o.) abgeglichen. Liegt das Verhältnis PEC/PNEC weit unter 1, so ist unter den berücksichtigten Umständen eine Umweltgefährdung auszuschließen.

### **Extrapolationsmethoden zur Ableitung von Grenzkonzentrationen in der Risikoabschätzung**

#### **• Die faktorielle Extrapolationsmethode**

Liegen als Grundlage für die Abschätzung der Risiken, die von einer Chemikalie ausgehen, nur wenige ökotoxikologische Daten vor, kann eine Extrapolation unter Verwendung von konstanten Sicherheitsfaktoren durchgeführt werden. Grundsätzlich wird bei diesen Extrapolationsmethoden (FAME, Factorial Application Method, US-EPA 1984, CEC 1996) die niedrigste verfügbare Wirkkonzentration durch einen Sicherheitsfaktor zwischen 10 und 1000 geteilt. Die Wahl der Höhe der Sicherheitsfaktoren hängt von der Quantität der vorhandenen Datensätze ab und von ihrer Qualität, besonders vor dem Hintergrund ihrer Relevanz für die Extrapolation zur Freilandsituation. Generell wird zwischen Effektkonzentrationen (Lethal oder Effect Concentrations für einen bestimmten Anteil  $x$  der Population,  $LC(x)$  oder  $EC(x)$ .) und der höchsten getesteten Konzentration, bei der keine Effekte beobachtet werden konnten (No Observed Effect Concentration, NOEC) unterschieden. Liegen z.B. mehrere Datensätze vor, die Angaben über unbedenkliche Konzentrationen für mehrere

Arten aus verschiedenen trophischen Stufen liefern, kann ein niedriger Sicherheitsfaktor angewendet werden. Problematisch ist bei dieser Ableitungsmethode die doch recht beliebige Wahl der Extrapolationsfaktoren und die Annahme, daß das Verhältnis von LC50-Werten zu chronischen Wirkkonzentrationen/NOECs sowohl substanz- als auch artspezifisch konstant sei.

• **Extrapolationsmethoden auf der Basis von Verteilungsmodellen der Artensensitivitäten** Die Methoden, die von van Straalen und Denneman (1989) und von Wagner und Løkke (1991) vorgeschlagen wurden, basieren dagegen auf Verteilungsmodellen der Empfindlichkeiten getesteter Organismen gegenüber einer Chemikalie. Zum ersten Mal von Kooijman (1987) in seinem Extrapolationsmodell eingeführt, wird bei diesen Methoden angenommen, daß LC50- oder NOEC-Werte für einzelne getestete Arten und für alle Arten in einer Gemeinschaft unabhängige Variablen mit einer kontinuierlichen, symmetrischen log-logistischen oder log-normalen Verteilung sind. Im Gegensatz zu Kooijman (1987), der in seinem Modell LC50-Werte als Datenbasis einsetzt, verwenden van Straalen und Denneman (1989) und Wagner und Løkke (1991) NOEC-Werte als Basis für die Extrapolation von Grenzkonzentrationen. In diesem Fall kann das Modell weniger restriktiv angewendet werden und es werden kleinere Effekte auf die Artengemeinschaft toleriert. So kann z.B. eine Sicherheitskonzentration berechnet werden, die für einen bestimmten Anteil der Arten in einer Gemeinschaft (z.B. 95%) unterhalb der NOEC liegt. Dies bedeutet, daß um das Ökosystem zu schützen nicht unbedingt die sensibelste Art oder der sensibelste Prozess berücksichtigt werden muß, und daß eine Exposition von z.B. 5% der Arten oberhalb einer Konzentration, die keine Effekte hervorruft, erlaubt wird (u.a. Jensen & Folker-Hansen 1995, Kratz et al. 1998). Ob jedoch mit dem Schutz der Struktur von Organismengemeinschaften im Boden auch der Schutz der Bodenfunktionen in einem Ökosystem gewährleistet ist, ist derzeit Gegenstand der Diskussion (speziell zur terrestrischen Ökologie u.a. Forbes & Kure 1997).

## Literatur

- CALOW, P. (1998) Ecological risk assessment: Risk for what? How do we decide? *Ecotox, Environ, Safety* 40: 15-18
- CEC (1996) Technical Guidance documents in support of the Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new substances and the Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances. Commission of the European Communities, Brussels, Belgium
- DEUTSCHER BUNDESTAG (1998) Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten - BBodSchG-. *Bundesgesetzblatt I*, 24. März 1998.
- EUSACKERS, H. & H. LØKKE (1996) Soil ecotoxicological risk assessment. *Ecosystem Health* 2/4: 259-270
- FORBES, T.L. & L.K. KURE (1997) Linking structure and function in marine sedimentary and terrestrial soil ecosystems: implications for extrapolation from the laboratory to the field. In: van Straalen N.M., Løkke H. (eds) *Ecological risk assessment of contaminants in soil*. Chapman & Hall, London
- JENSEN, J. & P. FOLKER-HANSEN (1995) Soil quality criteria for selected organic compounds. *Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen No. 47*, Danish Environmental Protection Agency
- KOOIJMAN, S.A.L.M. (1987) A safety factor for LC50 values allowing for differences in sensitivity among species. *Water Res.* 21: 269-276
- KRATZ, W., S. PIEPER & A. BROSE (1998) Ökotoxikologische Bewertung von Benzo(a)pyren und PCB52 für den Bereich der Vorsorge am Beispiel von Rieselfeldböden. *BVB Bodenschutz* 1: 21-25
- SUTER, G.W. (1993) *Ecological risk assessment*. Lewis, Chelsea
- US-EPA (1984) Estimating "concern levels" for contamination of chemical substances in the environment. Environmental Effect Branch, Environmental Protection Agency of the USA, Washington DC
- VAN LEEUWEEN, C.J., F. BRO-RASMUSSEN, T.C.J. FEJTEL, R. ARNDT, B.M. BUSSIAN, D. CALAMARI, P. GLYNN, N.J. GRANDY, B. HANSEN, J.J. VAN HEMMEN, P. HURST, N. KING, R. KOCH, M. MÜLLER, J.F. SOLBÉ, G.A.B. SPEJERS & T. VERMEIRE (1996) Risk assessment and management of new and existing chemicals. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 2: 243-299
- VAN STRAALLEN, N.M. & G.A.J. DENNEMAN (1989) Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 18: 241-251
- WAGNER, C. & H. LØKKE (1991) Estimation of ecotoxicological protection levels from NOEC toxicity data. *Water. Res.* 25/10: 1237-1242

# Regenwurmaktivität nach Anwendung von Hüttenkalk bzw. Brikettier-Braunkohleasche zur Schutzkalkung in Wäldern

Potthoff, M., Muhs, A., Beese, F., Asche, N.\*

## 1 Einleitung

Zur Erfassung der Effekte von Kompensationskalkungen mit Hüttenkalk bzw. mit der aus Gesichtspunkten der Kreislaufwirtschaft interessanten Alternativsubstanz Brikettier-Braunkohleasche (Reststoff der Braunkohleverstromung; ASCHÉ & NOLTE 1997) auf die Verteilung und Aktivität der Regenwürmer wurde in einem Buchenaltbestand im Sauerland (Wuchsbezirk: Nordsauerländer Oberland) die Biomasse, die Abundanz und die Arten der Regenwürmer bei entsprechend differenzierten Maßnahmen bestimmt. Außerdem wurde an den Probenahmepunkten die Humusform, die Vegetation und verschiedene bodenchemische Parameter aufgenommen.

In terrestrischen Ökosystemen spielen Regenwürmer eine wichtige Rolle bei der Zersetzung des organischen Materials und der Nährstoffnachlieferung in Böden (LEE 1985, EDWARDS & BOHLEN 1996). Die von Regenwürmern bewirkte Bioturbation begünstigt die Verteilung von organischem Material im Bodenprofil, wodurch langfristig die Wachstumsbedingungen der Waldbäume verbessert werden (BEESE 1985). Durch die Aktivität von Bodenwühlern erreichen auch in sauren Böden mit reduzierten Regenwurmpopulationen Kalkungsmaßnahmen schneller den Mineralboden und steigern die Effektivität der Kalkung. Der gewünschte Effekt einer gesteigerten Bioturbation in Verbindung mit der Vergrößerung des Wurzelraumes und einer Anreicherung organischer Substanz im Mineralboden stellt sich jedoch häufig nicht ein, da die dazu erforderlichen Regenwurmart am Standort nicht mehr vorhanden sind (WOLTERS et al. 1995).

## 2 Material und Methoden

Die Untersuchungsflächen befinden sich in einer Höhe von 490 m über NN bei einer Jahresmitteltemperatur von ca. 7°C und einem mittleren Jahresniederschlag von etwa 1000 mm.

Der Bodentyp ist eine Pseudogley-Parabraunerde (Aeh 0 - 4 cm, Bv 4 - 40 cm, SwBv 40 - 90 cm) mit der vorherrschenden Humusform Moder. Vier Versuchsflächen wurden beprobt. Auf der **Brikettier-Braunkohleasche-Fläche (BA)** wurden im März 1994 6 t BA-Asche ha<sup>-1</sup> ausgebracht. Die unmittelbare Umgebung der definiert eingemessenen BA-Fläche diente als unbehandelte Kontrolle (**Brikettier-Braunkohleasche-Kontroll-Fläche; BA-0**). Auf der **Hüttenkalk-Fläche (Kalk)** wurde in den Jahren 1983 und 1990 jeweils 6 t Hüttenkalk ha<sup>-1</sup> ausgebracht. Die **Hüttenkalk-Kontroll-Fläche (Kalk-0)** erhielt keinen Kalk.

---

Institut für Bodenkunde und Waldernährung (ibw), Universität Göttingen, Büsgenweg 2, 37077 Göttingen, e-mail: mpottho1@gwdg.de

\* Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW (LÖBF), Leibnitzstr. 10, 45659 Recklinghausen

Zur Erfassung der Regenwurmpopulationen auf den Untersuchungsflächen im Juni und September 1998 wurde ausschließlich die Formalin-Methode nach RAW (1959) in Kombination mit einer Handauslese des Auflagehumus angewandt. An den Probenahmepunkten (6 pro Fläche) erfolgte zudem eine Humus- und Vegetationsansprache, eine Bestimmung der pH-Werte, der austauschbaren Kationen sowie der C- und N-Gehalte des Mineralbodens in 0-5 und 10-20 cm Tiefe.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

Aus der Gruppe der epigäischen Arten, die im wesentlichen die organische Auflage besiedeln bzw. den Mineralboden nur äußerst flachgründig an der Grenze zum Auflagehumus durchwühlen und sich vorwiegend saprophag von totem Pflanzenmaterial ernähren, kamen am Standort vier verschiedene Regenwürmer vor (*Lumbricus rubellus*, *Lumbricus castaneus*, *Dendrodriilus rubidus*, *Dendrobaena octaedra*). Die ökologische Gruppe der endogäischen Arten, die als ausschließliche Bewohner des Mineralbodens charakterisiert werden, wobei sie sich vorwiegend geophag (d.h. bodenfressend) ernähren, war durch *Octolasion lacteum* und *Aporrectodea rosea* vertreten. Beide Arten und damit die gesamte endogäische Lebensform fehlte auf den beiden jeweils unbehandelten Kontrollflächen. Da im allgemeinen davon auszugehen ist, daß durch Kalkungsmaßnahmen die Artenzusammensetzung der Standorte nicht stark zu verändern ist, sondern lediglich die für saure Waldstandorte typische Zönose in ihrem Umfang ansteigt (WOLTERS et. al 1995), überrascht das Auftreten der vergleichsweise säureempfindlichen endogäischen Arten auf den behandelten Flächen. Dies weist darauf hin, daß am Standort entweder noch Restpopulationen dieser Arten vorhanden waren oder aber ein Anschluß an Nachbarökosysteme bestehen muß. Die für die Bioturbation und die Umverteilung von organischer Substanz allerdings so wichtigen tiefgrabenden anözischen Arten wie beispielsweise *Lumbricus terrestris* fehlen am Standort auch auf den behandelten Flächen.

Auf der Kontrollfläche des Kalkungsversuchs (Kalk-0) konnte innerhalb der gesamten Untersuchung lediglich ein Regenwurm der Art *Lumbricus rubellus* bei der Probenahme im September nachgewiesen werden. Die Hüttenkalkfläche (Kalk) wies mit etwa 120 Individuen pro m<sup>2</sup> die höchsten Dichten auf, gefolgt von der Braunkohleaschefläche (BA) mit etwa 90 Tieren pro m<sup>2</sup> und der unbehandelten Kontrollfläche des Ascheversuchs mit ca. 60 Regenwürmern pro m<sup>2</sup>. Wobei sich allerdings aufgrund der hoch variablen Fangergebnisse für diese drei Flächen keine signifikanten Unterschiede ergaben.

Die Verteilung der Regenwurmdichten und ihrer Biomassen ist eng und signifikant mit Parametern der Bodenacidität bzw. -basizität korreliert (Tab. 1). Mit ansteigenden pH-Werten im Oberboden und ansteigender Belegung des Austauschers mit basisch wirksamen Kationen wie Ca nimmt auch die Regenwurmbiomasse und Abundanz zu. Mit abnehmenden pH-Werten steigt die Konzentration austauschbarer Aluminium- bzw. Eisenionen an, so daß sich hier deutlich negative Zusammenhänge zur Regenwurmbesiedlung der Flächen ergeben.

Bei Betrachtung der Regenwurmbiomassen in Abhängigkeit von den pH-Werten des Oberbodens (Abb. 1) zeigt sich, daß der für alle Flächen zusammen geltende hoch signifikante Zusammenhang für die Einzelflächen nicht in gleicher Weise deutlich wird. Auf der Hüttenkalk-Fläche liegen drei Proben oberhalb einer Regenwurmbiomasse von 25 g pro m<sup>2</sup> und drei deutlich unter 10 g pro m<sup>2</sup>,

Tab. 1: Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten für den Zusammenhang der Regenwurmfangergebnisse mit den bodenchemischen Parametern der Untersuchung für die Tiefenstufe 0 bis 5 cm; \*\*\*\*\*:  $p < 0,0001$ , \*\*\*:  $p < 0,001$ , \*\*:  $p < 0,01$ , \*:  $p < 0,05$  (n = 24).

	Abundanzen			Biomassen		
	Gesamt	epig.	endog.	Gesamt	epig.	endog.
pH (H <sub>2</sub> O)	0,73****	0,64***	0,55**	0,71****	0,59**	0,55**
pH (CaCl <sub>2</sub> )	0,75****	0,60**	0,61**	0,73****	0,56**	0,61**
C	0,23	0,13	0,11	0,26	0,20	0,10
N	0,20	0,16	0,06	0,22	0,24	0,05
C/N	0,17	0,16	0,05	0,20	0,14	0,04
P	0,34	0,15	0,26	0,29	0,14	0,26
Na	0,26	0,32	0,06	0,27	0,37	0,05
K	-0,32	-0,14	-0,30	-0,32	-0,12	-0,31
Ca	0,66***	0,63***	0,44*	0,64***	0,57**	0,44*
Mg	0,65***	0,59**	0,36	0,64***	0,54**	0,36
Fe	-0,71****	-0,70***	-0,44*	-0,70***	-0,64***	-0,44*
Mn	0,50*	0,34	0,32	0,47*	0,30	0,32
Al	-0,7***	-0,61**	-0,54**	-0,68***	-0,57**	-0,54**
AKe (ges.)	0,39	0,34	0,28	0,37	0,30	0,28
Basensg. <sup>a</sup>	0,73****	0,68***	0,51*	0,72****	0,63***	0,50*

<sup>a</sup>. Basensättigung

ohne daß eine Beziehung zum pH-Wert der Proben erkennbar wäre. Hier ist es die Verteilung der endogäischen Arten, die diese Zweiteilung hervorruft, da sie nur punktuell (gleichzeitig aber vergleichsweise stark) innerhalb der Fläche auftreten. Die Probenahmepunkte an denen endogäische Regenwürmer vorkamen, zeichneten sich durch die hochwertigeren Humusformen und durch eine in der Tendenz üppigere krautige Vegetation aus. Auch die epigäischen Arten alleine sind innerhalb der Hüttenkalk-Fläche nicht vom Boden-pH beeinflusst und bleiben in ihrer Masse an allen Punkten unterhalb von 10 g pro m<sup>2</sup> und damit unterhalb von nahezu allen Probenahmepunkten der Flächen BA und BA-0.

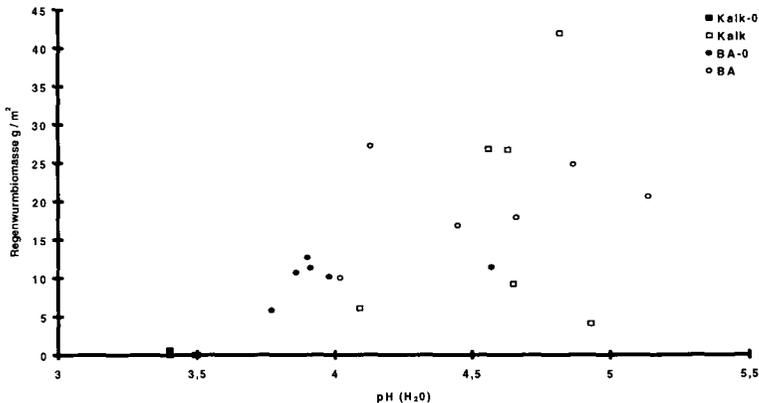


Abb. 1: Verteilung der Regenwurmbiomassen in Abhängigkeit vom pH-Wert des Oberbodens (0 bis 5 cm) für die Untersuchungsflächen; n = 6.

### 3 **Schlußfolgerungen**

- Die Ausbringung von Brikettierbraunkohleasche fördert ebenso wie die Kalkung mit Hüttenkalk die Regenwurmaktivität am Untersuchungsstandort.
- Parameter der Bodenacidität spielen für die Verteilung der Regenwürmer am Standort eine entscheidende Rolle, wobei diese Parameter allerdings mit zunehmenden pH-Werten an Bedeutung verlieren.
- Die Kalk- bzw. Ascheanwendungen erhöhen die Heterogenität innerhalb der Ausbringungsflächen in bezug auf die Bodenchemie und die organische Auflage.
- Insbesondere die Vertreter endogäisch lebender Regenwürmer treten auf den Ausbringungsflächen zwar nur punktuell, aber auf der zweimal mit Hüttenkalk behandelten Fläche durchaus sehr massiv auf. Wenngleich änozische Regenwürmer wie *Lumbricus terrestris*, die für die Verlagerung von organischer Substanz im Bodenprofil von besonderer Bedeutung sind, am Standort vollständig fehlen, nähern sich auf der Hüttenkalkfläche fleckenhaft die Lumbricidengemeinschaften denjenigen von Buchenstandorten auf Kalk an.
- Vor dem Hintergrund der Ergebnisse dieser Arbeit können Hüttenkalk und Braunkohleasche als gleichwertige Substanzen für die Neutralisation von Bodensäuren in Wäldern angesehen werden. Sie ziehen vergleichbare Folgewirkungen bezüglich der Regenwurmaktivität bzw. der Bodenchemie nach sich. Tendenzielle Unterschiede sind allein durch die verschiedenen Anwendungsintensitäten (2x und 1x), die verschiedenen Laufzeiten der Versuche (15 Jahre bzw. 4 Jahre) und die unterschiedliche Alkalinität der Substrate zu erklären.

### **Literatur**

- ASCHE, N. & NOLTE, N. (1997) Waldkalkung mit Asche. AFZ/Der Wald 1/1997: 16 - 18
- BEESE, F. (1985) Wirkungen von Meliorationskalkungen auf podsoliger Braunerde in einem Buchenwaldökosystem. AFZ 43/1985: 1161 - 1162
- EDWARDS, C. A. & BOHLEN, P. J. (1996) Biology of earthworms. Chapman & Hall, London
- LEE, K. E. (1985) Earthworms. Academic Press, Sydney
- RAW, F. (1959) Estimating Earthwormpopulations by using Formalin. Nature 184: 1661 - 1662
- WOLTERS, V., EKSCHMITT, K. & SCHOLLE, G. (1995) 10 Jahre Waldkalkung - Wirkung auf Bodenorganismen und biologische Umsetzungsprozesse. AFZ 17/1995: 936 - 941

## Tiefenfunktion der mikrobiellen Biomasse und Enzymaktivitäten in Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe

Rinklebe, J.; Klimanek, E.-M.; Heinrich, K.; Neue, H.-U.

### Einleitung

In Auenlandschaften des Biosphärenreservates Mittlere Elbe wird im Rahmen des vom BMBF geförderten Verbundprojektes „Übertragung und Weiterentwicklung eines robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen in Auen“ (RIVA) ein interdisziplinärer Forschungsansatz verfolgt, in welchem biotische und abiotische Parameter verknüpft werden. Hierzu werden die Auenböden, ihre Wasser- und Nährstoffdynamik, ihre sich ändernden Redoxzustände sowie ihre mikrobiellen Eigenschaften untersucht.

Bodenmikrobiologische Untersuchungen konzentrieren sich meist auf den humusreichen Oberboden. Nur wenige Arbeiten untersuchten die Tiefenfunktionen von mikrobiellen Biomassen oder von Bodenenzymaktivitäten, oft jedoch nur bis 60cm Bodentiefe (Kandler et al., 1993, 1994; Jörgensen, 1995; Matejko und Klimanek, 1996; Brake et al. 1999). Hinweise auf erhöhte mikrobielle Biomassen im Bt - Horizont von Parabraunerden aus Löß gab Rinklebe (1997).

Viele Auenböden sind durch einen heterogenen Profilaufbau, der durch häufige Substratwechsel und fluviale Schichtungen hervorgerufen ist, gekennzeichnet. An diesen Böden wurden mikrobielle Biomassen und ausgewählte Enzymaktivitäten in größeren Tiefen untersucht.

### Standort

Das Untersuchungsgebiet „Schöneberger Wiesen“ bei Steckby liegt im ost-westgerichteten Flußlaufabschnitt der Mittleren Elbe nach der Mündung von Mulde und vor der Mündung von Saale, zwischen den Stromkilometern 283 und 285,5. Es befindet sich rechtseibisch, südwestlich von Zerbst und nordwestlich von Dessau, im rezenten Überschwemmungsgebiet (Deichvorland), im Gleithangbereich der Elbe.

Etwa 15m unter Geländeoberfläche steht ein mitteloligozäner Rupelton an. Etwa 5m unter GOF findet sich lokal ein saalekaltzeitlicher Geschiebemergel. Glazifluviale Schmelzwassersande der Saalekaltzeit sowie glazifluviale/fluviatile Sande und Kiese der Weichselkaltzeit und des Holozäns unterlagern die vermutlich im Postglazial flächenhaft ausgebildete Auenlehmdecke (Böhnke et al. 1999).

Periodische Überschwemmungen der Elbaue und stark variierende Grundwasserstände (über 4m) prägen das Wasserregime des Gebietes. Die Elbe zeichnet sich durch regelmäßige Frühjahrshochwässer aus. Während Winterhochwässer häufiger auftreten, sind Sommerhochwässer (Juni/Juli) sporadische Ereignisse. Die höchsten Wasserstände werden in den Monaten März/April erreicht.

Das Biosphärenreservat ist durch Niederschlagswerte zwischen 540 und 570 mm gekennzeichnet. Die mittlere Jahresschwankung der Temperatur liegt bei 18,5°C (Monatsmittel Januar 0°C, Juli 18,5°C).

Das Grünland wird als Mähweide genutzt. Die untersuchten Böden befinden sich auf der oberen Auenterrasse, bei ebenem, leicht welligem Relief.

**Methoden**

Es wurden 15 Bodenprofile angelegt, detailliert nach der Arbeitsgruppe Boden (1994), dem Arbeitskreis für Bodensystematik der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (1998) und FAO-Unesco (1990) feldbodenkundlich beschrieben und klassifiziert, horizontweise beprobt und charakterisierend analysiert (Rinklebe et al. 1999a). Für die bodenmikrobiologischen Untersuchungen wurden pro Horizont 4 Proben (Replikationen) im Abstand von ca. 25cm feldfrisch entnommen, auf 2mm gesiebt, tiefgefroren und zur Analyse allmählich (24h bei 5°C und nachfolgend 4h bei 22 °C) aufgetaut. Exemplarisch sind 2 Bodenprofile und die Mittelwerte der Replikationen dargestellt. Die hohe Flächenrepräsentanz der ausgewählten Böden zeigen Rinklebe et al. (1999b) sowie Rinklebe und Neue (1999).

Die mikrobielle Biomasse wurde nach Anderson und Domsch (1978) in der Heinemeyeranlage (SIR) gemessen. Die β-Glucosidase wurde nach Hoffmann und Dedeken (1965), die alkalische Phosphatase nach Tabatabai und Bremner (1969) (bzw. Eivazi und Tabatabai, 1977) und die Proteaseaktivität nach Ladd und Butler (1972) bestimmt. Die Bodenazidität und der pflanzenverfügbare Phosphor (P<sub>DL</sub>) wurde nach Schlichting et al. (1995) ermittelt. Die Gesamtkohlenstoff- und Gesamtstickstoffgehalte wurden mittels C/N/S- Analyser (Vario EL Heraeus) gemessen.

**Ergebnisse**

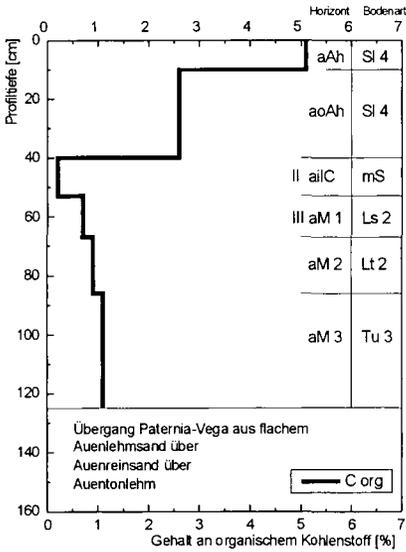
Aus Tabelle 1 ist ersichtlich, daß bei dem vergleichsweise homogen ausgebildetem Vega-Gley aus Auenschluffton mit zunehmender Profiltiefe bei einem pH-Wert von 5,4 bis 6,3 der Gehalt an organischem Kohlenstoff (Corg) in lehmig-tonigen Substraten nahezu kontinuierlich abnimmt und mit Erreichen der sandigen Untergrundhorizonte nahe bzw. Null ist. Die mikrobielle Biomasse (Cmik) verhält sich ähnlich und scheint an den organischen Kohlenstoffgehalt gekoppelt zu sein. Die β - Glucosidase- und Proteaseaktivität sowie mit einer Ausnahme (Bodentiefe 75-112cm) auch die alkalische Phosphatase (AP) zeichnen diesen deutlichen Tiefegradienten nach.

Tabelle 1:  
Bodenkennwerte - Vega-Gley aus Auenschluffton über sehr tiefem Auenreinsand (KA 4)  
Soil characteristics - Eutric Fluvisol (FAO-Unesco)

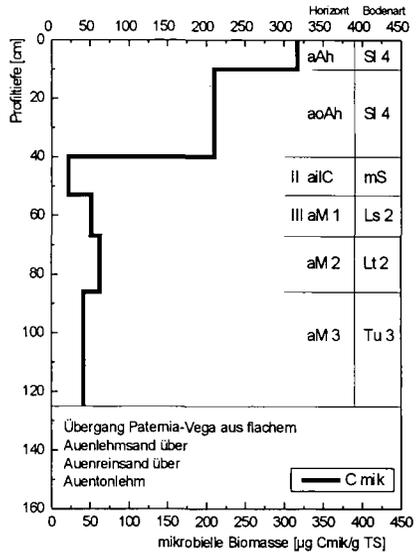
Tiefe [cm]	Horizontbezeichnung	Bodenart	pH [CaCl <sub>2</sub> ]	Cmik [µgC/g TS]	Corg [%]	Nt [%]	C/N	AP [µg p-NP/g TS/h]	Protease [µg Tyrosin / g TS/ 2h]	β-Glucosidase [µg Saligenin/ g TS/ 3h]
0 - 5	aoAh	Ls 2	5,4	1030	4,9	0,43	11,4	2471	527	247
5 - 12	aM-aoAh	Ls 2	5,6	349	2,7	0,26	10,2	2554	293	140
12 - 42	aM	Lu	5,8	155	1,4	0,15	9,2	906	76	81
42 - 75	aGo-aM	Tu 3	5,9	87	1,1	0,13	8,9	780	72	40
75 - 112	II aM-aGo	Lt 3	6,0	73	1,1	0,13	8,5	941	75	33
112 - 124	aGso	Ls 2	6,1	53	0,7	0,79	0,8	711	60	16
124 - 134	III aGw	Sl 2	6,2	31	0,3	0,04	8,1	642	27	3
134 - 148	IV aGw	mSgs	6,3	0	0,0	0,06	0,7	118	20	0

Abbildung 1 zeigt in einer Paternia-Vega aus Auenlehmsand über Auensand über Auentonlehm bei einem pH-Wert von 5,2 bis zu einer Bodentiefe von 55 cm eine deutliche Abnahme der mikrobiellen Biomasse von 317 µg Cmik/ g TS (0-10 cm; stark lehmiger Sand) über 210µg Cmik/ g TS (10-40 cm; stark lehmiger Sand) auf 22 µg Cmik/ g TS (40-55 cm; reiner Mittelsand). In der folgenden Tiefe von 55 bis 67 cm (schwach sandiger Lehm) steigt die mikrobielle Biomasse auf 51 µg Cmik/ g TS. Dieser Anstieg wird durch die Protease und β-Glucosidase nachgezeichnet (Tab. 2). Dies ist vermutlich auf den Substratwechsel (Sand auf Lehm) und den damit verbundenen vergleichsweise hohen organischen Kohlenstoffgehalt von 0,7-0,9% zurückzuführen, welcher den Mikroorganismen die nötige Nährstoffgrundlage liefert.

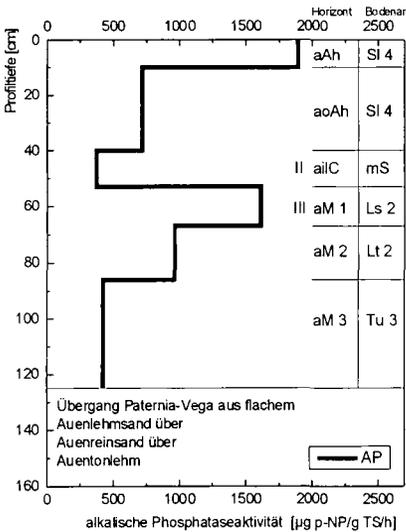
Die alkalische Phosphatase (Abb.1) erreichte in der Tiefe 55-67 cm bei einem pH-Wert von 5,2 unerwartet hohe Aktivitätswerte von 1610 µg p-NP/ gTS/ h, die in der gleichen Größenordnung liegen, welche in 0-10 cm Tiefe gefunden wurden (1892 µg p-NP/ gTS/ h). Eine Ursache hierfür könnte der in dieser Bodentiefe geringe Gehalt an doppeltaktatlöslichem Phosphor sein. Bei geringem Phosphatgehalt werden die Mikroorganismen angeregt, möglichst viel Phosphat zu mobilisieren, was einen Anstieg der Phosphataseaktivität zur Folge hat (Kiss et al., 1974). Voraussetzung hierfür ist der hier vorhandene ausreichend hohe Gehalt an organischem Kohlenstoff, der den Mikroorganismen als Energiequelle dient.



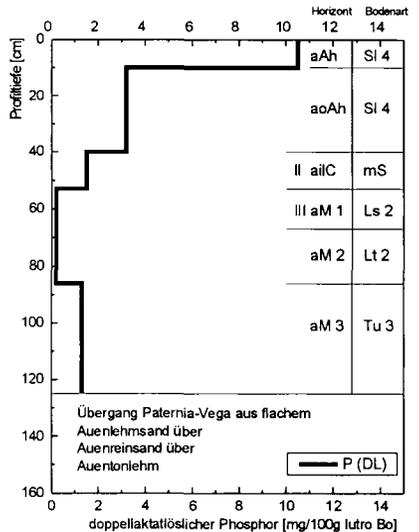
Gehalt an organischem Kohlenstoff ( $C_{org}$ )



Mikrobielle Biomasse ( $C_{mik}$ )



Alkalische Phosphataseaktivität (AP)



doppellaktatlöslicher Phosphor ( $P_{DL}$ )

Abbildung 1:  
Tiefenfunktion des organischen Kohlenstoffgehaltes, der mikrobiellen Biomasse, des doppellaktatlöslichen Phosphors und der alkalischen Phosphataseaktivität in einer Paternia-Vega aus flachem Auenlehmsand über Auenreinsand über Auentonlehm.

Tabelle 2:

Bodenkennwerte - Übergang Paternia-Vega aus flachem Auenlehmsand über Auenreinsand über Auentonlehm (KA 4)  
Soil characteristics - Eutric Fluvisol (FAO-Unesco)

Tiefe [cm]	Horizont-bezeichnung	Bodenart	pH [CaCl <sub>2</sub> ]	Corg [%]	Nt [%]	C/N	Protease [µg Tyrosin / g TS/ 2h]	β-Glucosidase [µg Saligenin/ g TS/ 3h]
0 - 10	aAh	Sl 4	5,1	5,1	0,37	14,0	789	196
10 - 40	aoAh	Sl 4	5,1	2,6	0,20	13,1	203	116
40 - 55	II aIlC	mS	5,2	0,2	0,02	9,8	35	11
55 - 67	III aM 1	Ls 2	5,2	0,7	0,08	8,7	119	22
67 - 86	III aM 2	Lt 2	5,6	0,9	0,11	8,3	156	32
86 - 125*	III aM 3	Tu 3	5,8	1,1	0,13	8,4	171	30

## Zusammenfassung

Bisherige Untersuchungen über die mikrobielle Biomasse und Enzymaktivitäten beschränkten sich meist auf den Oberboden, während der Kenntnisstand über ihre Tiefenfunktionen hingegen nur unzureichend ist. Deshalb wurde die mikrobielle Biomasse und die Enzymaktivitäten alkalische Phosphatase, Protease und β-Glucosidase in jeweils 4 Wiederholungen pro Horizont eines gesamten Bodenprofils bestimmt.

In vergleichsweise homogen ausgebildeten Vegen aus Auen-schluffton weisen die mikrobielle Biomasse und Enzymaktivitäten im Bodenprofil einen deutlichen Tiefengradienten auf. In geschichteten Auenböden können in größeren Bodentiefen in Abhängigkeit von Substrat, Sedimentfolge und fluvialen Schichtungen sowie organischem Kohlenstoff u. a. den Mikroorganismen dienenden Energiequellen (Nährstoffe) leicht erhöhte Biomassen und vergleichbar hohe Enzymaktivitäten wie in Oberböden auftreten.

## 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.
- Arbeitsgruppe Boden (1994) *Bodenkundliche Kartieranleitung* (KA 4) 4. Verb. u. erw. Aufl. Hrsg. Bundesanstalt für Geowiss. u. Rohst. u. Geologische Landesämter d. BR Deutschland. Hannover: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- Arbeitskreis für Bodensystematik der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (1998) *Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands*. Mittgl. d. Dt. Bdkd. Gesell. Band 86, 1-180.
- Böhnke, R.; Heinrich, K.; Meyenburg, G. (1999) Untersuchungen zur Charakterisierung der Standorteigenschaften von Aueböden unter besonderer Berücksichtigung der Hydrodynamik u. Nährstoffsituation. *UFZ-Ber. 1/1999*. ISSN 0948-9452. 123-127.
- Brake, M.; Höper, H.; Joergensen, R.G. (1999) Land use-induced changes in activity and biomass of microorganisms in raised bog peats at different depths. *Soil Biol. Biochem.* 31: 1489-1497.
- Eivazi, F.; Tabatabai, M.A. (1977) Phosphatases in soils. *Soil Biol. Biochem.* 9: 167-172.
- FAO-Unesco. (1990) *Soil map of the world*. World Soil Resources Report 60. Revised Edition. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. 119 S.
- Hoffmann, G.; Dedeck, M. (1965) Eine Methode zur colorimetrischen Bestimmung der β-Glucosidase-Aktivität im Boden. *Zeitschrift f. Pfl.ernährg., Düngg.* u. Bdkd. 108. 193-198.
- Jørgensen, R. G. (1995) Die quantitative Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Böden mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode. *Göttinger Bodenkundliche Berichte*. 104: 1 - 229.
- Kandeler, E.; Eder, G.; Sobotik, M. (1994) Microbial biomass, N mineralisation, and the activities of various enzymes in relation to nitrate leaching and root distribution in a slurry-amended grassland. *Bio. Fertil. Soils*. 18: 7-12.
- Kandeler, E.; Margesin, R.; Öhlinger, R.; Schiener, F. (1993) Bodenmikrobiologisches Monitoring - Vorschläge für eine Bodenzustandsinventur. *Die Bodenkultur*. 44: Heft 4: 356-377
- Kiss, S.; Stefanic, G.; Dragan-Rularda, M. (1974) Soil enzymology in Romania (1) *Contrib. Bot. Cluj*. 207-219.
- Ladd, J.N.; Butler, J.H.A. (1972) Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. *Soil Biol. Biochem.* 4: 19-30.
- Matejko, C.; Klimanek, E.-M. (1996) Vergleichende bodenbiologische Untersuchungen an Lysimetern und deren Herkunftsfächen. *Arch. Acker-Pfl.* 40: 485-502.
- 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.Arbeit. 119 S. Martin-Luther- Univ., Halle-Wbg., Ldw. Fak., Inst. f. Bdkd. u. Pfl.ernährg.
- Rinklebe, J.; Heinrich, K.; Neue, H.-U. (1999a) Aueböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe (I.) - ihre Klassifikation und Eigenschaften. *UFZ-Bericht 1/1999*. ISSN 0948-9452. S.129.
- Rinklebe, J.; Marahrens, S.; Neue, H.-U.; Böhnke, R.; Amarell, U. (1999b) Vorgehensweise und Ergebnisse einer großmaßstäbigen, flächendeckenden bodenkundlichen Kartierung des Untersuchungsgebietes „Schleusenheger Wiesen“ im Biosphärenreservat Mittlere Elbe bei Wörlitz. *UFZ-Bericht. 1/1999*. ISSN 0948-9452. 167-170.
- Rinklebe, J.; Neue, H.-U. (1999) Großmaßstäbige Konzeptbodenkarte des Untersuchungsgebietes „Schöneberger Wiesen“ bei Steckby im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. *Tgbd. d. Fachtagg. Elbe*. 4.-7. 5. 1999 Wittberg. *Elbe-Ökologie*. 237-238.
- Schlichting, E.; Blume, H.-P. und Stahr, K. (1995) *Bodenkundliches Praktikum*. 2., neub. Aufl. Bln.-Wien: Blackwell Wiss.-Vg.
- Tabatabai, M.A.; Bremner, J.M. (1969) Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.* 1: 301-307.

## Zur mikrobiellen Herkunft sog. angereicherter labiler Fraktionen (*enriched labile fractions*, ELF) in unterschiedlich genutzten Schwarzerden Rußlands

A. Rodionov<sup>1</sup>, W. Amelung<sup>1\*</sup>, I. Urusevskaja<sup>2</sup>, W. Zech<sup>1</sup>

Wenn infolge Ackernutzung Aggregate zerbrechen, wird die in ihnen gespeicherte organische Substanz für mikrobiellen Abbau zugänglich (Elliott, 1986). Um solche Prozesse beschreiben zu können, isolierten Cambardella und Elliott (1994) aus Kastanozems eine sogenannte „enriched labile fraction“ (ELF), welche sich durch höhere N-Anteile und eine erhöhte potentielle C- und N-Mineralisationsrate auszeichnet. Die ELF besitzt eine Dichte zwischen 2,07 und 2,22 g cm<sup>-3</sup> und wird nach möglichst schwacher, aber vollständiger Ultraschalldispersion (22.5 J mL<sup>-1</sup>) kleiner Makroaggregate (2000 - 250 µm) aus der Feinschluffraktion (2 - 20 µm) gewonnen. Nach Cambardella und Elliott (1994) stammt ELF aus dem Inneren der kleinen Makroaggregate und soll mikrobiellen Ursprungs sein. Um diese Hypothese zu testen, haben wir ELF aus unterschiedlich genutzten Schwarzerden Rußlands (Dauerackerland, Steppe und Eichenwald) isoliert und ihre organische Substanz mittels C-, N- und Aminozucker-Analysen sowie mittels <sup>13</sup>C-CPMAS-NMR-Spektroskopie gekennzeichnet. Die Ergebnisse zeigen, daß eine Übertragbarkeit des Fraktionierungsverfahrens zur Gewinnung von ELF auf andere Standorte als den von Cambardella und Elliott (1994) untersuchten - selbst bei genetisch eng verwandten Böden - nicht ohne weiteres möglich ist (Rodionov et al., eingereicht). So benötigten wir im Dispersionsschritt höhere Ultraschallenergien (100 J mL<sup>-1</sup> für sog. „lockere“ und 500 J mL<sup>-1</sup> für sog. „feste“ Makroaggregate). Ob diese Behandlungen ELF zerstörten, ist ungeklärt. Die verbleibende ELF war nicht mit N angereichert, und auch ihre mittels NMR geschätzte strukturelle Zusammensetzung unterschied sich nicht deutlich von derjenigen der anderen Aggregat-Dichtefraktionen. Die Aminozuckeranalysen zeigten, daß die These, ELF zeichne sich durch eine überproportional hohe Anreicherung mikrobieller Stoffwechselprodukte aus, verworfen werden muß. Allerdings weist ELF höhere Glucosamin-zu-Muraminsäure-Verhältnisse als die anderen Aggregat-Dichtefraktionen auf. Dies deutet darauf hin, daß mikrobielle Rückstände in der ELF, stärker als in anderen Fraktionen, pilzlichen Ursprungs sind (Rodionov et al., in Vorbereitung).

Die detaillierte Publikation der Ergebnisse erfolgt an anderen Stellen (s.u.)

### Literatur:

- Cambardella, C.A., and E.T. Elliott 1994. *Carbon and nitrogen dynamics of soil organic matter fractions from cultivated grassland soils*. Soil Sci. Soc. Am. J. 58: 123-130.
- Elliott, E.T. 1986. *Aggregate structure and carbon, nitrogen and phosphorus in native and cultivated soils*. Soil Sci. Soc. Am. J. 50: 627-633.
- Rodionov, R., W. Amelung, I. Urusevskaja und W. Zech. (eingereicht). *Carbon and Nitrogen in the Enriched Labile Fraction (ELF) along a climosequence of zonal steppe soils in Russia*. Soil Sci. Soc. Am. J., eingereicht.
- Rodionov, R., W. Amelung, I. Urusevskaja und W. Zech (in Vorbereitung). *Aggregate protected organic matter in Russian Chernozems: Origin and response to land use*.

## Einfluß von Fruchtart und N-Düngung auf die N<sub>2</sub>O-Freisetzung eines landwirtschaftlich genutzten Bodens

R. Ruser<sup>1</sup>, H. Flessa<sup>2</sup>, R. Schilling<sup>1</sup>, F. Beese<sup>2</sup> und J.C. Munch<sup>1</sup>

### Einleitung

Zur Abschätzung der N<sub>2</sub>O-Freisetzung aus landwirtschaftlich genutzten Flächen wird häufig eine Regressionsberechnung nach Bouwman (1994) herangezogen, welche die annuellen N<sub>2</sub>O-Emissionen mit der Menge an ausgebrachtem N-Dünger korreliert. Nach dieser Berechnung werden durchschnittlich 1.25 % des applizierten N als N<sub>2</sub>O-N emittiert. Da diese Regression auf Datensätzen zurückgeht, die lediglich auf Mais- und Grünlandflächen erhoben wurden, eignet sie sich nicht zur Bewertung kulturspezifischer N<sub>2</sub>O-Freisetzungen (Bouwman, 1994). Frühere Untersuchungen auf unserem Versuchsstandort in Scheyern haben gezeigt, daß der Nitratgehalt des Oberbodens die N<sub>2</sub>O-Flußraten am besten beschreibt (Flessa et al., 1995) und, daß der zeitliche Verlauf der Nitratgehalte fruchtartsspezifische Muster aufweist (Ruser et al., 1996). Ziel dieser Untersuchungen war es deshalb, fruchtartsspezifische N<sub>2</sub>O-Emissionen zu quantifizieren sowie den Einfluß einer reduzierten N-Düngung zu überprüfen.

### Material und Methoden

Die Untersuchungen (März 1995 - Februar 1997) wurden auf Parzellen des integrierten Fruchtfolge-Versuchs des 'Forschungsverbund Agrarökosysteme München' (FAM), in Scheyern durchgeführt. Standort war eine schluffige Braunerde mit einem C- und N-Gehalt von 16,1 und 1,7 mg kg<sup>-1</sup> Ap-Boden und einem pH<sub>CsCl<sub>2</sub></sub> von 5,8. Die N<sub>2</sub>O-Flußratenbestimmung wurde, mindestens einmal wöchentlich, mit Hilfe geschlossener Kammern durchgeführt (n = 5). Die Messungen erfolgten auf Kartoffelflächen (50 und 150 kg N-Düngung ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>), auf Winterweizenflächen (90 und 180 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>), auf Maisflächen (65 und 130 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) sowie auf einer angesäten Grünbrache (ungedüngt). Zeitgleich zu den Gasmessungen wurden Bodenproben entnommen die im Labor auf ihre Nitratgehalte hin analysiert wurden. Während der Vegetationsperiode von Kartoffeln wurden die Messungen räumlich höher aufgelöst und die Flußraten für den Dammbereich bzw. den Zwischendammbereich getrennt bestimmt. Eine detaillierte Beschreibung der Kammern und die Berechnung der Flußraten sind bei Flessa et al. (1995) nachzulesen. Probenahme-Technik und automatisiertes GC-System (<sup>63</sup>Ni-ECD) wurden von Loftfield et al. (1997) beschrieben. Zur Berechnung kumulativer N<sub>2</sub>O-Emissionen wurden die N<sub>2</sub>O-Flußraten stufenweise integriert. Die Vegetationsperiode wurde definiert als der Zeitraum zwischen dem 01.04. und dem 25.10. der beiden Versuchsjahre. Dieser Zeitraum beinhaltet jede N-Düngung und jeden Erntetermin der untersuchten Kulturen. Für die Parametrisierung der Emissionen wurden für die jeweilige Perioden die mittleren N<sub>2</sub>O-Flußraten und die mittleren Nitratgehalte berechnet und linear korreliert. Bei der Berechnung der linearen Regression in der Winterperiode wurde eine Fläche auf Grund methodisch bedingter Probleme nicht berücksichtigt.

<sup>1</sup> GSF-Institut für Bodenökologie, P.O. Box 1129, 85758 Neuherberg, ruser@gsf.de

<sup>2</sup> Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Büsgenweg 2, 37077 Göttingen

## Ergebnisse und Diskussion

Im zeitlichen Verlauf waren die  $N_2O$  Flußraten  $\log_{10}$ -normalverteilt. Erhöhte Emissionen traten kurzzeitig nach N-Düngung, Wiederbefeuchtung trockenen Bodens und während Frost-Tau-Zyklen auf (nicht dargestellt). In Tabelle 1 sind die kumulierten  $N_2O$ -N Verluste dargestellt.

Während der Vegetationsperiode wurden zwischen 0,16 und 5,47 kg  $N_2O$ -N  $ha^{-1}$  freigesetzt. Die höchsten Emissionen wurden auf Kartoffelflächen und dort vor allem im Zwischendambereich gemessen. McTaggart und Smith (1996) kamen bei Untersuchungen zur  $N_2O$ -Freisetzung aus Kartoffelflächen zu vergleichbaren Ergebnissen. Grund für die höheren  $N_2O$ -Emissionen aus dem Zwischendamm sind, verglichen mit dem locker gelagerten Dammbereich, erhöhte denitrifikative  $N_2O$ -Freisetzungen auf Grund des geringeren Porenvolumens und somit einer schlechteren Belüftung des Bodens (Ruser et al., 1998).

Eine Reduktion der N-Düngung führte bei jeder Fruchtart zu einer Verminderung der Emissionen während der Vegetationsperiode (Tab. 1), war jedoch von starken Ertragsseinbußen begleitet (nicht dargestellt). Auf Grund kulturspezifischer  $N_2O$ -Emissionen korrelierten die mittleren Flußraten nur schwach mit der Menge an ausgebrachtem N-Dünger (Abb. 1a). Im Gegensatz dazu konnten 74 % der Variabilität der mittleren  $N_2O$ -Emissionen mit den mittleren Nitratgehalten des Oberbodens erklärt werden (Abb. 1b).

Die  $N_2O$ -Emissionen während der Winterperiode lagen zwischen 0,14 und 3,13 kg  $N_2O$ -N  $ha^{-1}$  und waren unabhängig von der Menge des ausgebrachten N-Düngers während der Vegetationsperiode (Abb. 2a). Der Anteil der winterlichen Emissionen an den Jahresemissionen betrug im Mittel aller geprüften Varianten 49 %. Untersuchungen von Flessa et al. (1995) und von Kaiser et al. (1998) ermittelten einen Anteil von ca. 50 %. Kaiser et al. (1998) fand eine signifikante Erhöhung der winterlichen  $N_2O$ -Emissionen mit abnehmendem C/N-Verhältnis der Ernterückstände. Dies steht insofern im Einklang mit unseren Ergebnissen, als daß ein enges C/N-Verhältnis von Ernterückständen die Mineralisation und somit die Nitratnachlieferung fördert. So konnten die mittleren Nitratgehalte unserer Flächen 93 % der Variabilität der mittleren  $N_2O$ -Freisetzung während des Winters erklären (Abb. 2b). Die höchsten Nitratgehalte die in diese Regressionsberechnung eingingen waren jedoch nicht durch die Nitratnachlieferung aus Ernterückständen sondern vielmehr durch die hohen Nitratrestgehalte des Bodens nach der Kartoffelernte (Mitte Oktober) bedingt.

Die annualen  $N_2O$ -Emissionen waren auf der Bracheansaat am geringsten. Über beide Jahre hinweg waren die Nitratgehalte des Oberbodens sehr niedrig ( $<1 \mu g g^{-1}$  Boden), so daß kaum denitrifikative  $N_2O$ -Freisetzungen stattfanden. Verglichen mit den  $N_2O$ -Flüssen aus der Bracheansaat waren die annualen  $N_2O$ -Emissionen aus den ackerbaulich genutzten Flächen zwischen Faktor 6 und 22,5 höher. Die höchsten Jahresemissionen wurden für die Kartoffelflächen auf Grund (a) der hohen Emissionen aus dem Zwischendambereich während der Vegetationsperiode und (b) der hohen Restnitratgehalte nach der Kartoffelernte ermittelt. Die düngungs-induzierte  $N_2O$ -Freisetzung aus Kartoffelflächen lag zwischen 4,3 und 10,0 % und war Grund für die schwache Korrelation zwischen der N-Düngung und den mittleren  $N_2O$ -Freisetzungsraten aller untersuchten Fruchtarten (Abb. 3a). Im Gegensatz dazu schwankten die  $N_2O$ -Emissionen aus den Mais- und Weizenflächen zwischen 1,77 und 3,56 kg  $N_2O$ -N  $ha^{-1} a^{-1}$  und lagen damit bezüglich der düngungsinduzierten Emission in einem Bereich nahe der von Bouwman (1994) kalkulierten Daten. Die beste Abschätzung der mittleren annualen  $N_2O$ -Flußraten gelang abermals mit Hilfe der mittleren jährlichen Nitratgehalte des Bodens (Abb. 3b).

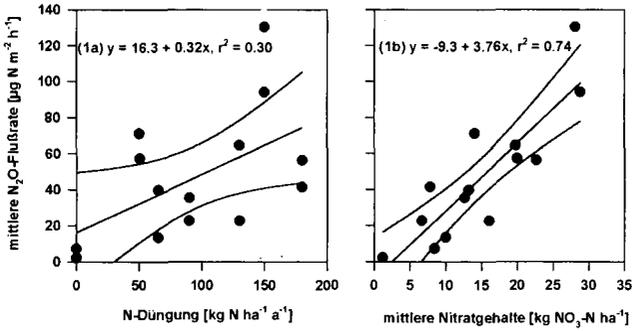


Abb.1: Mittlere N<sub>2</sub>O-Flußrate während der Vegetationsperiode in Abhängigkeit von N-Düngung (während der Vegetationsperiode) (1a) und mittlerem Nitratgehalt des Ap während der Vegetationsperiode (1b)

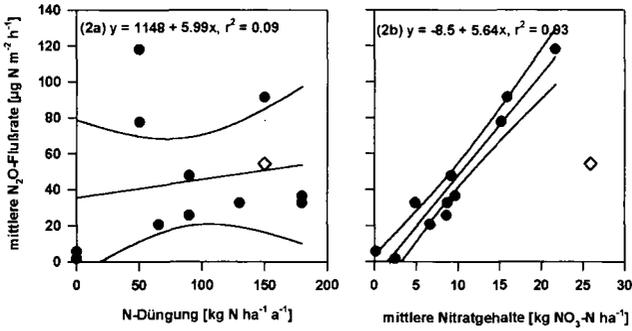


Abb.2: Mittlere N<sub>2</sub>O-Flußrate während der Winterperiode in Abhängigkeit von N-Düngung (während der Vegetationsperiode) (2a) und mittlerem Nitratgehalt des Ap während der Winterperiode (2b). Die mit grauem Karo gekennzeichneten Daten wurden bei der statistischen Berechnung nicht berücksichtigt (siehe Material und Methoden)

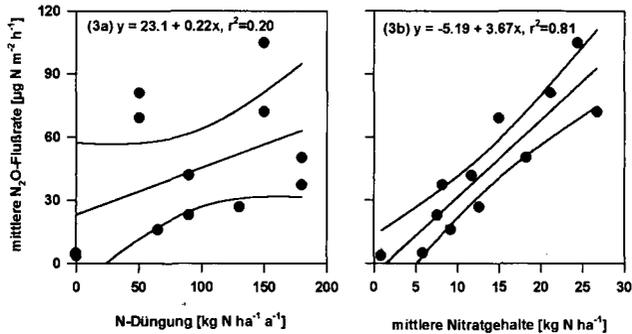


Abb.3: Mittlere annuelle N<sub>2</sub>O-Flußrate in Abhängigkeit von N-Düngung (während der Vegetationsperiode) (3a) und mittlerem annuellem Nitratgehalt des Ap (3b)

## Schlussfolgerungen

49 % der annuellen  $N_2O$ -Freisetzung erfolgte während der Winterperiode und war positiv mit den Nitratgehalten korreliert. Dies zeigt deutlich, daß die Winterperiode für die exakte Berechnung annueller Emissionen berücksichtigt werden muß. Die  $N_2O$ -Emissionen aus Kartoffelflächen waren sowohl während der Vegetationsperiode als auch während der Winterperiode am höchsten. Die gezielte N-Applikation in den Dammbereich bzw. eine gesplittete N-Düngung scheint deshalb eine sinnvolle Maßnahme zur Reduktion der  $N_2O$ -Freisetzung aus Kartoffelflächen. Unsere Ergebnisse zeigen, daß jede Maßnahme die zu einer Reduktion der Nitratgehalte des Bodens führt (N-Splitting, Applikationstechnik, Zwischenfrüchte die Nitrat über den Winter konservieren, usw.) auch zu einer Minderung der atmosphärischen  $N_2O$ -Belastung auf diesem Standort führt.

**Tabelle 1:** Kumulative  $N_2O$ -Freisetzung in Abhängigkeit von Fruchtart und N-Düngung während der Vegetationsperiode, während der Winterperiode und annuelle Emissionen (zwei Jahresmittel), Anteil der  $N_2O$ -Freisetzung während der Winterperiode an den annuellen Emissionen (in Klammern), und düngungs-induzierte  $N_2O$ -Freisetzung. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch signifikante Unterschiede (Student-Newmans-Keul Test,  $p < 0.05$ ) innerhalb einer Periode.

Frucht	Bereich	N-Düngung kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>	N <sub>2</sub> O-Emissionen [kg N <sub>2</sub> O-N ha <sup>-1</sup> ]			düng.- induziert [%]
			Vegetations- periode	Winter- periode	annuell	
Brache	-	0	0.16 <sup>a</sup>	0.14 <sup>a</sup> (44)	0.30 <sup>a</sup>	-
Kartoffel	Damm	50	1.63 <sup>c</sup>	-	-	
Kartoffel	Damm	150	2.87 <sup>d</sup>	-	-	
Kartoffel	Zwischendamm	50	3.16 <sup>d</sup>	-	-	
Kartoffel	Zwischendamm	150	5.47 <sup>e</sup>	-	-	
Kartoffel		50	2.14 <sup>c</sup>	3.13 <sup>c</sup> (59)	5.27 <sup>c</sup>	10.0
Kartoffel		150	3.74 <sup>d</sup>	3.01 <sup>c</sup> (40)	6.75 <sup>d</sup>	4.3
Weizen		90	1.13 <sup>b</sup>	1.88 <sup>b</sup> (59)	3.01 <sup>b</sup>	3.0
Weizen		180	1.91 <sup>c</sup>	1.65 <sup>b</sup> (46)	3.56 <sup>b</sup>	1.9
Mais		65	1.27 <sup>b</sup>	0.50* (47)	1.77*	2.2
Mais		130	2.09 <sup>c</sup>	0.65* (47)	2.74*	1.8

\* nur einjähriger Datensatz und deshalb statistisch nicht verrechnet.

## Literatur

- Bouwman, A.F. 1994. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soil. Report No. 773004004. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands.
- Flessa, H., P. Dörsch, and F. Beese. 1995. Seasonal variation of  $N_2O$  and  $CH_4$  fluxes in differently managed soils in southern Germany. *J. Geophys. Res.* 100:23115-23124.
- Kaiser, E.-A., K. Kohrs, M. Kücke, E. Schnug, O. Heinemeyer, and J.-C. Munch. 1998. Nitrous oxide release from arable soil: Importance of N-fertilization, crops and temporal variation. *Soil Biol. Biochem.* 30, 1553-1563.
- Lofffield, 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.
- McTaggart, I.P. and K. A. Smith. 1996. Nitrous oxide emissions from arable and grassland soils: Effect of crop type and nitrification inhibitors. pp 523-526 in *Transactions of the 9<sup>th</sup> Nitrogen Workshop* (Eds. B. Dieckkrüger, O. Heinemeyer and R. Nieder), Braunschweig, September 1996.
- Ruser, R., H. Flessa, and F. Beese. 1996. Plant-type and N-fertilizer dependent variation of nitrous oxide emissions. pp 539-5542 in *Transactions of the 9<sup>th</sup> Nitrogen Workshop* (Eds. B. Dieckkrüger, O. Heinemeyer and R. Nieder), Braunschweig, September 1996.
- Ruser, R., H. Flessa, R. Schilling, H. Steindl, and F. Beese. 1998. Soil compaction and fertilization effects on nitrous oxide and methane fluxes in potato fields. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62, 1587-1595.

Die vorliegenden Untersuchungen wurden von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) finanziert.

## Auswirkungen von verschiedenen Salzen im Boden auf die Reproduktionsrate von *Folsomia candida* (Collembola)

Gritta Schrader<sup>1</sup>, Otto Larink<sup>1</sup>, Müfit Bahadır<sup>2</sup>

### 1. Zielsetzung

In Laboruntersuchungen, die sich mit den Auswirkungen von (Schwer-)Metallen auf Organismen im Boden befassen, werden im allgemeinen in Wasser gelöste Salze der Metalle mit Boden vermischt und die Testorganismen eingesetzt. Dabei wird jedoch selten berücksichtigt, daß verschiedene Salze eines Metalls unterschiedliche Effekte auf die Organismen haben können. Anhand der Effekte, die verschiedene Salze auf die Reproduktionsrate von *Folsomia candida* (Collembola) haben, wurde daher die Rolle der Anionen näher betrachtet. Hierzu wurden Chloride, Sulfate und Nitrate von Alkali-, Erdalkali- und Schwermetallen in ihrer Wirkung verglichen.

### 2. Material und Methoden

Die Tests wurden mit *Folsomia candida* durchgeführt, als Substrat diente LUFA 2.2 Boden mit der Chargen-Nr. F 21593. Hälterung und Zucht der Collembolen sowie die Tests erfolgten nach einem Entwurf der ISO (1994). 50 g lufttrockener Boden pro Testansatz wurden in Plastikgefäße (250 ml Volumen) gegeben und mit 11 mL Testlösung, entsprechend 50% der WHK, sowie einer Kontrolle (Leitungswasser) in vier Parallelen sorgfältig vermischt. Nach einer Vorinkubationszeit von 24 h bei 20 °C im Dunkeln wurden pro Testansatz 10 gleichalte, adulte Collembolen eingesetzt und die Gefäße luftdicht verschlossen, so daß der Feuchtigkeitsverlust über den Testzeitraum vernachlässigbar blieb. Die Testansätze wurden regelmäßig kontrolliert, um Schimmel zu entfernen, Futter zu ersetzen (Trockenhefe *ad libitum*, z. B. SMIT und VAN GESTEL 1996) und um die Gefäße zu belüften. Nach 28 Tagen wurden die Collembolen ausgezählt, um Reproduktionsrate und Anzahl der überlebenden Collembolen zu bestimmen. Als Testlösungen wurden Lösungen der in Tab. 1 aufgeführten Salze verwendet. Die Salze wurden einzeln in einer in Vorversuchen ermittelten Konzentration eingewogen, in der für den Collembolentest notwendi-

Tab. 1 Einwaage der Salze für die Collembolentests mit *Folsomia candida* und verschiedenen Salzen bezogen auf 1 kg Testboden.

Salz	g/kg Boden
AlCl <sub>3</sub> · 6 H <sub>2</sub> O	3,50
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> · 18 H <sub>2</sub> O	4,82
CaCl <sub>2</sub> · 2 H <sub>2</sub> O	3,19
Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> · 4 H <sub>2</sub> O	5,13
CaSO <sub>4</sub> · 2 H <sub>2</sub> O	3,74
CoCl <sub>2</sub> · 6 H <sub>2</sub> O	5,18
Co(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	6,35
CoSO <sub>4</sub> · 7 H <sub>2</sub> O	6,13
CuCl <sub>2</sub> · 2 H <sub>2</sub> O	3,70
CuSO <sub>4</sub> · 5 H <sub>2</sub> O	5,42
FeCl <sub>3</sub> · 6 H <sub>2</sub> O	3,92
FeSO <sub>4</sub> · 7 H <sub>2</sub> O	4,00
MgCl <sub>2</sub> · 6 H <sub>2</sub> O	4,42
MgSO <sub>4</sub> · 7 H <sub>2</sub> O	5,36
MgCl <sub>2</sub> · 6 H <sub>2</sub> O + MgSO <sub>4</sub> · 7 H <sub>2</sub> O	2,21 + 2,68
MnCl <sub>2</sub> · 4 H <sub>2</sub> O	4,3
MnSO <sub>4</sub> · H <sub>2</sub> O	3,68
NaCl	2,54
NaCl + MgCl <sub>2</sub> · 6 H <sub>2</sub> O + CaCl <sub>2</sub> · 2 H <sub>2</sub> O	0,85 + 1,47 + 1,06
Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	3,1 und 6,18
SnCl <sub>2</sub> · 2 H <sub>2</sub> O	4,90
SrCl <sub>2</sub> · 6 H <sub>2</sub> O	5,79
ZnSO <sub>4</sub> · 7 H <sub>2</sub> O	4,40

<sup>1</sup>Zoologisches Institut der Technischen Universität Braunschweig, Arbeitsgruppe Bodenzoologie, Spielmannstraße 8, 38092 Braunschweig

<sup>2</sup>Institut für Ökologische Chemie und Abfallanalytik der Technischen Universität Braunschweig, Hagenring 30, 38106 Braunschweig

gen Menge dest. Wasser gelöst bzw. suspendiert (Calciumsulfat) und wie oben beschrieben getestet. Die Konzentrationen wurden absichtlich so hoch gewählt, um deutliche Effekte zu erzielen. Die Chloride wurden entsprechend 1,54 g Cl/kg Boden eingewogen. Die Sulfate und Nitrate wurden so eingewogen, daß der Kationengehalt demjenigen der Chloride entsprach. Beispiel: Die eingewogene Menge Eisen(III)chlorid enthielt 1,54 g Cl/kg Boden und 0,809 g Eisen/kg Boden. Eisen(II)sulfat wurde dann entsprechend dem Eisengehalt des Eisen(III)chlorids dosiert. Natriumsulfat wurde in zwei Konzentrationen getestet: in 3,1 g Natriumsulfat waren entsprechend der eingesetzten Natrium-Konzentration im Natriumchlorid-Ansatz 1 g Natrium enthalten. 6,18 g Natriumsulfat entsprachen, wie die eingesetzte Natriumchlorid-Konzentration, 43,5 mmol/kg Trockenbodengewicht. Magnesiumchlorid und -sulfat wurden außerdem so eingewogen, daß das Magnesium in gleicher Konzentration wie in den Einzelansätzen vorlag, das Chlorid aber deutlich niedriger konzentriert war, zur Untersuchung eines eventuellen Magnesiumeffektes. Umgekehrt wurden Calcium-, Magnesium- und Natriumchlorid so eingewogen, daß der Chloridgehalt dieser drei Salze zusammen dem Chloridgehalt im Natriumchlorid-Einzelansatz (1,54 g Chlorid/ kg Trockenbodengewicht) entsprach (Tab. 1). Durch die dadurch bedingte geringere Konzentration der einzelnen Kationen sollte der durch das Chlorid-Ion hervorgerufene Effekt weiter eingegrenzt werden.

### 3. Ergebnisse

Ein Vergleich zwischen NaCl und Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> ergab bei gleicher Na-Konzentration (1 g / kg Boden) einen deutlichen Unterschied (Abb. 1).

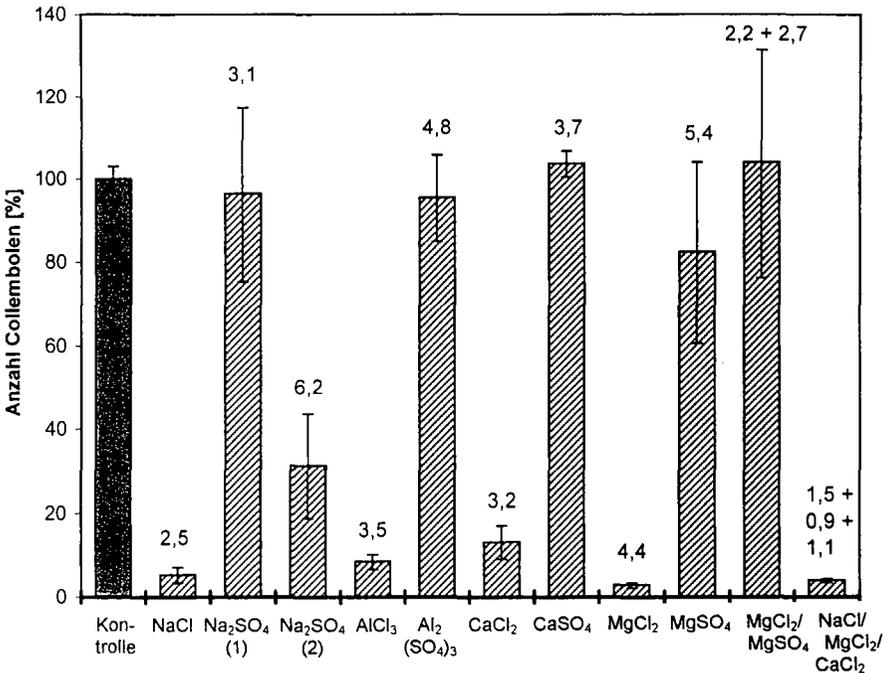


Abb.1 Vergleich verschiedener Chloride und Sulfate. Die Kontrolle (Boden mit Leitungswasser; graue Säule) ist auf Reproduktionsrate = 100% gesetzt, die übrigen Werte sind dazu prozentual in Beziehung gestellt. Die Konzentrationen der Salze sind über den Säulen in g/kg Trockenbodengewicht angegeben.

Die Reproduktionsrate für  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  entsprach ungefähr derjenigen der Kontrolle, während unter  $\text{NaCl}$ -Einfluß keine Reproduktion stattfand und nach Testende nur einige überlebende adulte Individuen gefunden wurden. Ein ähnliches Bild ergab sich bei einem Vergleich von  $\text{AlCl}_3$  und  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ,  $\text{MgCl}_2$  und  $\text{MgSO}_4$  bzw.  $\text{CaCl}_2$  und  $\text{CaSO}_4$ . Lediglich nach Verdoppelung der  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ -Konzentration kam es zu einer Reduzierung der Reproduktionsrate um etwa zwei Drittel der Kontrolle. Wurden  $\text{MgCl}_2$  und  $\text{MgSO}_4$  gemeinsam in der o. g. Konzentration getestet, lag die Reproduktionsrate ebenfalls im Bereich der Kontrolle. Im umgekehrten Fall dagegen ( $\text{CaCl}_2$ ,  $\text{MgCl}_2$  und  $\text{NaCl}$  mit einer dem  $\text{NaCl}$ -Ansatz entsprechenden Chlorid-Konzentration) kam es zu einer starken Reproduktionshemmung.

Die Chloride der Schwermetalle  $\text{Co}$ ,  $\text{Fe}$ ,  $\text{Cu}$ ,  $\text{Mn}$ ,  $\text{Sr}$  und  $\text{Sn}$  sowie die Sulfate von  $\text{Co}$ ,  $\text{Cu}$  und  $\text{Zn}$  hemmten die Reproduktion von *F. candida* vollständig (Abb. 2). Die Sulfate von  $\text{Fe}$  und  $\text{Mn}$  reduzierten die Reproduktionsrate dagegen nur um etwa die Hälfte der Kontrolle.

Die getesteten Nitrate  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  und  $\text{Co}(\text{NO}_3)_2$  hemmten ebenfalls beide die Reproduktion vollständig.

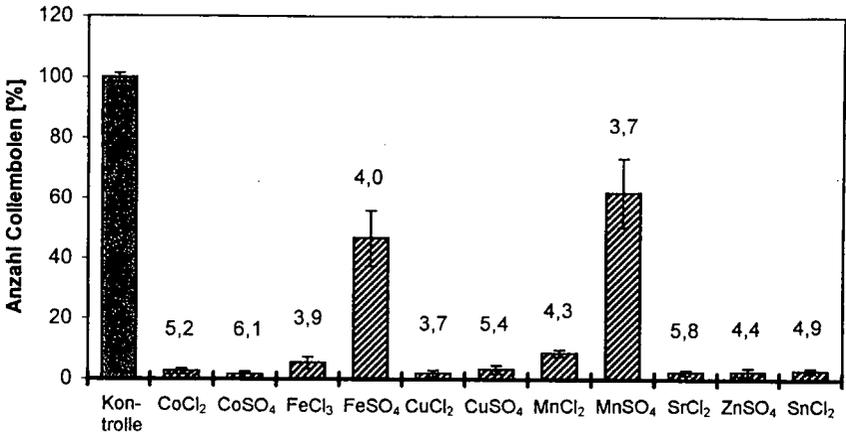


Abb.2 Vergleich verschiedener Chlorid- und Sulfat- Schwermetallsalze. Die Kontrolle (Boden mit Leitungswasser, graue Säule) ist auf Reproduktionsrate = 100% gesetzt, die übrigen Werte sind dazu prozentual in Beziehung gestellt. Die Konzentrationen der Salze sind über den Säulen in g/kg Trockengewicht angegeben.

#### 4. Diskussion

Die Untersuchungen mit *F. candida* und verschiedenen Salzen demonstrieren, daß neben dem zu testenden Schwermetall auch die Gegenionen große Auswirkungen auf die betroffenen Organismen haben können. Die Collembolen-Toxizität der Chloride war bei den getesteten Salzen außer bei  $\text{Co}$ ,  $\text{Cu}$  und  $\text{Zn}$  deutlich höher als die der entsprechenden Sulfate. Wird von einem Schwermetall nur das Chlorid getestet, kann dies zu einer Überschätzung der Toxizität des Schwermetalls führen. Eine einfache Berechnung verdeutlicht dieses (SCHRADER 1998, SCHRADER et al. 1998): In den hier durchgeführten Versuchen reduzierte  $\text{NaCl}$  deutlich die Reproduktionsrate bzw. den Erfolg der Eientwicklung. Der Chlorid-Gehalt in den Versuchen betrug  $1,54 \text{ g/kg}$  Bodentrockengewicht bei einem Wassergehalt von 50% der WHK des LUFA 2.2 Bodens. Soll z. B.  $1 \text{ g}$   $\text{Cu}$ -Ionen auf Collembolen-Toxizität untersucht werden, müßten  $2,12 \text{ g}$   $\text{CuCl}_2/\text{kg}$  Bodentrockengewicht eingewogen werden. Das entspräche  $1,12 \text{ g}$  Chlorid/kg Bodentrockengewicht. Für  $1 \text{ g}$   $\text{Fe}$ -Ionen wären es sogar  $2,905 \text{ g}$   $\text{FeCl}_3/\text{kg}$  Bodentrockengewicht und damit  $1,905 \text{ g}$  Chlorid/kg Bodentrockengewicht. Während  $\text{Cu}$  auch in Form von  $\text{CuSO}_4$  ebenso hohe toxische Effekte auf *F. candida* hat wie  $\text{CuCl}_2$ , ist  $\text{FeSO}_4$  wesentlich weniger toxisch als  $\text{FeCl}_3$  (Abb. 2). Ein Versuch, entsprechend der oben geschilderten Berechnungen mit  $\text{FeCl}_3$  durchgeführt, würde jedoch, ohne Beachtung des Chlorid-

Effektes, den Eindruck erwecken, 1 g Fe-Ionen könne die Reproduktion der Collembolen vollständig hemmen. Tatsächlich kann so der Eiseneffekt aber gar nicht beurteilt werden.

Die Versuche mit den zusammen eingewogenen Chloriden von Na, Ca und Mg verdeutlichen die Wirkung des Anions. Die einzelnen Kationen lagen hier in relativ niedriger Konzentration vor, der Chlorid-Gehalt war aber so hoch, wie im NaCl-Ansatz. Die toxische Wirkung war bei dieser ‚Salzkombination‘ ebenso hoch wie im NaCl-Ansatz. Umgekehrt rief eine hohe Mg-Konzentration (Kombination von  $MgCl_2$  und  $MgSO_4$ ) keine sichtbaren negativen Effekte hervor. Daß ab bestimmten (hohen) Konzentrationen aber auch negative Effekte durch Sulfate entstehen können, zeigt das Ergebnis des doppelten  $Na_2SO_4$ -Ansatzes.

Auch VAN GESTEL und HENSBERGEN (1997) weisen auf die Problematik von Chlorideffekten hin. Daß diesen Effekten bis jetzt jedoch kaum Bedeutung beigemessen wurde, zeigen folgende Literaturbeispiele.

SCOTT-FORDMAND et al. (1997) untersuchten subletale Effekte von Cu auf *Folsomia fimetaria*. Sie verwendeten LUFA 2.2 Boden und setzten Cu in Form von  $CuCl_2$  ein. Die Autoren bezogen die ermittelten Toxizitätsdaten allein auf die eingesetzten Cu-Konzentrationen ohne Rücksicht auf die damit einhergehenden Chlorid-Konzentrationen und ohne einen Abgleich mit  $CuSO_4$ .

HAIGHT et al. (1982) verglichen  $CuCl_2$ ,  $HgCl_2$ ,  $Pb(NO_3)_2$ ,  $CdCl_2$ ,  $ZnSO_4$ ,  $Na_2CrO_4$  und  $NiSO_4$  in ihrer toxischen Wirkung auf *Panagrellus silusiae* (Nematoda), ohne darauf einzugehen, daß die verschiedenen Gegenionen zu unterschiedlichen Effekten und damit zu falschen Annahmen bei einem direkten Vergleich der Schwermetalle führen können.

Für die Untersuchung der Toxizität von Schwermetallen sollten aufgrund der hier geschilderten Problematik möglichst andere Salze als Chloride und Nitrate getestet, oder zumindest Tests mit anderen Salzen als Referenz herangezogen werden (SCHRADER et al. 1998). Auf keinen Fall sollten Metallsalze mit unterschiedlichen Anionen direkt miteinander verglichen werden.

## 5. Danksagung

Diese Untersuchungen wurden mit Mitteln des FuE-Projektes 'Erprobung und Anpassung ökotoxikologischer Methoden zur Bewertung UTD-relevanter Abfalleluat', Förderkennzeichen 02 C 04159 gefördert.

## 6. Literatur

- HAIGHT, M., MUDRY, T., PASTERNAK, J. (1982): Toxicity of seven heavy metals on *Panagrellus silusiae*: the efficacy of the free-living nematode as an *in vivo* toxicological bioassay. *Nematologica* 28: 1 – 11.
- ISO (1994): Soil quality – Effects of soil pollutants on Collembola (*Folsomia candida*): Method for the determination of effects on reproduction; Version 3/94. ISO/Draft 1994.
- SCHRADER, G. (1998): Erprobung mikrobiologischer und zoologischer (Öko-)Toxizitätstests für UTD-relevante Abfalleluat. Dissertation, TU Braunschweig. Internet-Adresse: <http://www.biblio.tu-bs.de/ediss/data/19981214a/19981214a.html>.
- SCHRADER, G., METGE, K., BAHADIR, M. (1998): Importance of salt ions in ecotoxicological tests with soil arthropods. *Applied Soil Ecology* 7: 189 – 193.
- SCOTT-FORDSMAND, J. J., KROGH, P. H., WEEKS, J. M. (1997): Sublethal toxicity of copper to a soil-dwelling springtail (*Folsomia fimetaria*)(Collembola: Isotomidae), *Environmental Toxicology and Chemistry* 16 (12): 2538 – 2542.
- SMIT, C. E., VAN GESTEL, C. A. M. (1996): Comparison of the toxicity of zinc for the springtail *Folsomia candida* in artificially contaminated and polluted field soils. *Applied Soil Ecology* 3: 127 – 136.
- VAN GESTEL, C. A. M., HENSBERGEN, P. J. (1997): Interactions of Cd and Zn toxicity for *Folsomia candida* Willem (Collembola: Isotomidae) in relation to bioavailability in soil. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16 (6): 1177 – 1186.

## Einfluß verschiedener Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Fauna und Mikroflora von Ackerböden in Norddeutschland

A. Seese  
H.-P. Blume

### Einleitung

Der Sonderforschungsbereich 192 der Universität Kiel untersucht die Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsmaßnahmen auf das System Acker. Die Versuchsflächen liegen 15 km westlich von Kiel im östlichen Hügelland Schleswig-Holsteins. Es handelt sich um eine Jungmoränenlandschaft, deren Böden teils erodiert, teils kolluvial überdeckt sind.

Hinsichtlich aller acker- und pflanzenbaulichen Maßnahmen werden die Versuchsflächen seit 1991 gleich behandelt, so daß man davon ausgehen kann, daß sich eventuelle Effekte im hier präsentierten Untersuchungszeitraum 1997-1999 akkumuliert haben.

Der folgende Beitrag gibt Einblicke in die Auswirkungen unterschiedlicher Bearbeitungsmaßnahmen und N-Düngemaßnahmen sowie verschiedener Bodenformen auf Bodenmikroorganismen und -tiere.

### Standort und Versuchsvarianten:

**Standort:** Jahresmitteltemperatur: 8,5°C; mittlere Niederschlagsmenge: 610 mm a<sup>-1</sup>.

Es wurden 12 Parzellen eines Schlags des SFB-Hauptversuches untersucht, die wie folgt charakterisiert sind:

**Bodenformen:** Parabraunerden, teilerodiert (Ap 2,4 % Humus, 14,4 % Ton, pH (CaCl<sub>2</sub>) 6,4-7,1) und Kolluvisol (pseudo)vergleyt (Ap 2,8 % Humus, 12,6 % Ton, pH (CaCl<sub>2</sub>) 6,3-7,0)

**Kulturarten:** Raps (91/92, 94/95, 97/98), Winterweizen (92/93, 95/96), Wintergerste (93/94, 96/97)

**Bodenbearbeitung:** konventionelle Pflugdrillsaat (Pflugtiefe ca. 30 cm) und Frähsohlensaat (System Horsch, Grubbertiefe ca. 10 cm, reduzierte Bodenbearbeitung)

**Düngung:** Grunddüngung: 90 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha, 120-140 kg K<sub>2</sub>O/ha und 20 dt CaCO<sub>3</sub>/ha;

Hinzu kommen: je nach Variante keine, 3\*80 kg/ha mineralische N-Düngung oder 3\*40 kg/ha mineralische N-Düngung kombiniert mit Güllegabe (zweimal ca. 60 kg N/ha), mineralischen Dünger bestehend aus Kalkamonsalpeter mit je 13,5% Ammonium- und Nitrat-N.

Einzelheiten der Standortverhältnisse und Düngung s. ELSNER (1994) und ZIOGRAS (1995).

### Methoden:

**Bestimmung der Argininammonifikation** (Freisetzung von Ammonium aus organischen Verbindungen): Dieses ist eine endoenzymatische Reaktion, die von den meisten Mikroorganismen durchgeführt werden kann und somit die Gesamtaktivität der Mikroorganismen beschreibt (ALEF und KLEINER (1987)). Gleichzeitig kann sie aber auch als Maß für die Freisetzung von pflanzenverfügbarem Stickstoff gelten.

Die Analyse wurde gemäß der Vorschrift von ALEF und KLEINER (1987) durchgeführt, bei der der Boden mit Argininlösung versetzt, für die Vollproben bebrütet und für die Blindwerte schockgefroren wird. Das freigesetzte Ammonium wird mit KCl aus dem Boden extrahiert und die Menge an freigesetztem NH<sub>4</sub><sup>+</sup> im Extrakt photometrisch ermittelt. Die Bildung des dabei entstandenen blau gefärbten Indophenols beruht auf der Phenolat-Hypochlorit-Reaktion (Berthelotsche Reaktion).

**Bestimmung der Fraßaktivität der Bodenfauna:** Sie wurde mittels des Köderstreifentests nach v. TÖRNE (1990) erfaßt. Die hierbei verwendeten Köderstreifen wurden mit einer Paste aus Cellulose, Weizenkleie und Agar verfüllt, senkrecht im Felde verbracht, in einer Anordnung von je 4\*4 im Abstand von 10 cm. Je Versuchsvariante wurden 3 Parallelen ausgebracht.

**Ergebnisse und Diskussion:**  
**Einfluß der Düngung:**

Die mittels der Fraßraten ermittelte Aktivität des Edaphons zeigt im Jahresverlauf auf den ungedüngten Flächen zumeist die geringsten und auf den gemischt gedüngten Parzellen die höchste Aktivität (Abb. 1). Ausnahmen hiervon finden sich zu beiden Winterterminen und im Juni 1998. Die Wintertermine zeichnen sich durch zeitweiligen Bodenfrost aus, der Termin im Juni 1998 weist trotz hoher Niederschläge aufgrund der hohen Temperaturen geringe Bodenfeuchte auf. Alle drei Termine bieten somit ungünstige Umweltbedingungen für das Edaphon. Zu den Terminen im September 97 und im Oktober 98 sind die Fraßraten auf allen Düngewarianten sehr hoch, auf den gemischt gedüngten Varianten aber deutlich über denen der beiden anderen Varianten. Vier Wochen vor diesem Termin fand jeweils die Gülledüngung statt.

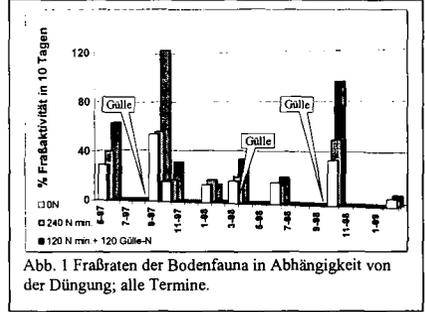


Abb. 1 Fraßraten der Bodenfauna in Abhängigkeit von der Düngung; alle Termine.

Faßt man alle acht Termine zusammen, so ist zu erkennen, daß sich die ungedüngte Variante nicht signifikant von der rein mineralisch gedüngten Variante unterscheidet, wohl aber die Fraßraten auf den gemischt gedüngten Flächen signifikant höhere Werte erreichen, als auf beiden anderen Flächen (Abb. 2). Die Ernteerträge auf beiden gedüngten Varianten unterscheiden sich nicht signifikant voneinander. Für die Bodenfauna, die mit den Miniködern erfaßt wird, sind somit die im Herbst nach der Ernte im und auf dem Boden verbleibenden Ernterückstände nicht von so entscheidender Bedeutung wie die leicht verdauliche Gülle.

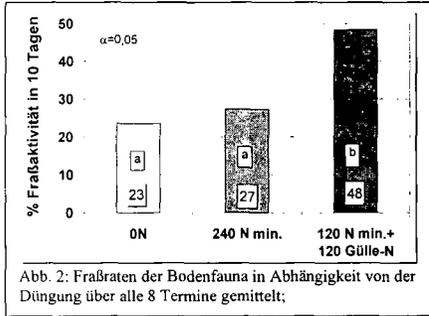


Abb. 2: Fraßraten der Bodenfauna in Abhängigkeit von der Düngung über alle 8 Termine gemittelt;

Bei den Argininammonifikationsraten (Aam) sind im Mittel von 8 Terminen zwischen allen drei Varianten signifikante Unterschiede zu finden (Abb. 3). Die geringsten Aam fanden sich auf den ungedüngten Parzellen, die höchsten auf den gemischt gedüngten Varianten. Diese Abfolge der Aam ist zu allen Terminen zu erkennen und zwar erstmalig in dieser Versuchsperiode (97-99). Im ersten Untersuchungszeitraum (91-93) ergaben sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den ungedüngten und den gemischt gedüngten Parzellen. Auf den rein mineralisch gedüngten Varianten wurden signifikant niedrigere Aam gemessen (ELSNER 1994). Dieses führte ELSNER (1994) darauf zurück,

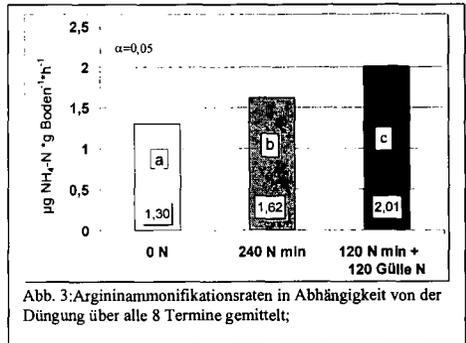


Abb. 3: Argininammonifikationsraten in Abhängigkeit von der Düngung über alle 8 Termine gemittelt;

die geringeren Aam auf den mineralisch gedüngten Varianten auf die geringere Bodenfeuchte zurückzuführen ist.

daß diesen Parzellen in hoher Menge Ammonium, das Endprodukt der Aam, in Form des mineralischen Düngers direkt zugeführt wurde, wodurch diese Enzymreaktion gehemmt wurde. Daß die ungedüngten Varianten zu diesem Zeitpunkt so hohe Enzymaktivitäten aufwiesen, ist damit zu begründen, daß zu diesem Zeitpunkt diese Flächen noch Nährstoffe aus der Zeit vor Versuchsbeginn, wo alle Parzellen einer Düngung unterlagen, enthielten. Zum jetzigen Zeitpunkt sind die Parzellen nach nunmehr 7-9 Jahren ohne Düngung ausgehungert, die Versorgung der Mikroorganismen weniger günstig als auf den gedüngten Parzellen.

### Einfluß des Bodentyps:

Die Fraßraten sind auf beiden untersuchten Bodentypen nicht über den gesamten Versuchszeitraum betrachtet signifikant voneinander verschieden, wohingegen die Aam auf dem Kolluvisol signifikant höhere Raten erreicht (Abb. 4 und Abb. 5). Dieses ist damit zu begründen, daß der Kolluvisol einen signifikant höheren  $C_{org}$ -Gehalt aufweist. Diese gegenüber der Parabraunerde zusätzliche C-Quelle kann von Mikroorganismen genutzt werden, nicht hingegen von der Bodenfauna, die mittels des Köderstreifentests erfaßt wird.

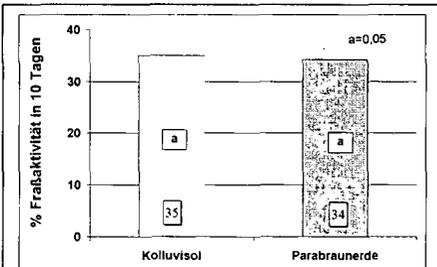


Abb. 4: Fraßaktivität der Bodenfauna in Abhängigkeit vom Bodentyp über alle 8 Termine gemittelt.

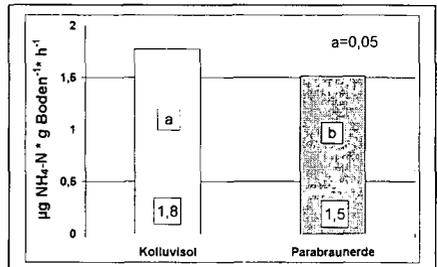


Abb. 5: Argininammonifikationsraten in Abhängigkeit vom Bodentyp über alle 8 Termine gemittelt.

### Einfluß der Bodenbearbeitung:

Für die Fraßraten ergibt sich kein signifikanter Unterschied zwischen den Bearbeitungsvarianten (Abb. 6). Zu diesem Ergebnis kommt auch BODE (1998). Für die Aam hingegen werden höhere Aktivitäten in der reduziert bearbeiteten Variante gemessen (Abb. 7).

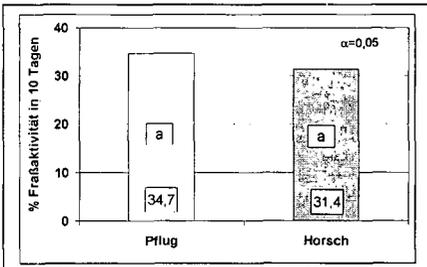


Abb. 6: Fraßaktivität der Bodenfauna in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung über alle 8 Termine gemittelt.

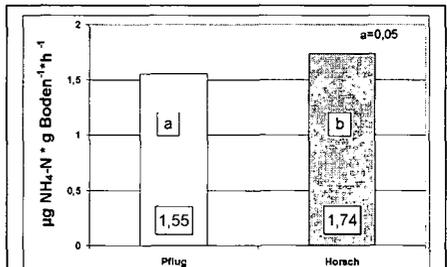


Abb. 7: Argininammonifikationsraten in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung über alle 8 Termine gemittelt.

Bei Betrachtung der räumlichen Verteilung der Fraßaktivität läßt sich ein Unterschied zwischen der konventionellen und der reduziert Bearbeitung festhalten. Sind die Fraßraten in den gepflügten Parzellen über die Tiefe gesehen relativ homogen, (Abb. 8) so weisen sie in den Horschvarianten einen deutlichen Rückgang mit der Tiefe auf. Zu begründen ist dieses mit der Tatsache, daß die Ern-

terückstände auf den reduziert bearbeiteten Flächen nur wenig eingearbeitet werden, ein Großteil verbleibt auf der Oberfläche, so daß hier viel Futter für die Bodenfauna vorliegt, sie hier somit ihre Hauptaktivität hin verlegt.

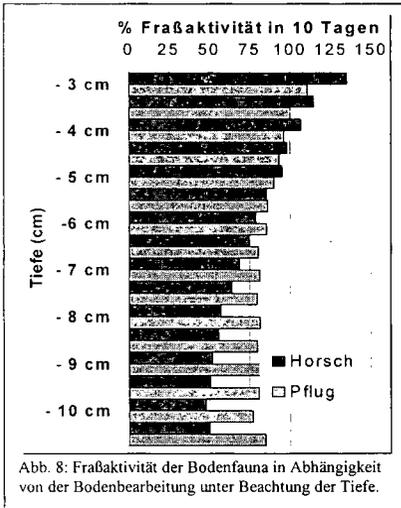


Abb. 8: Fraßaktivität der Bodenfauna in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung unter Beachtung der Tiefe.

**Zusammenfassung:**

**Bodenbearbeitung:** Für die Argininammonifikation ergeben sich für die reduzierte Bearbeitung höhere Werte. Dieses Ergebnis wird durch die hier nicht aufgeführten Daten der mikrobiellen Biomassen im Versuchszeitraum 1997-1999 gestützt, die ebenfalls in diesen Varianten gegenüber der Pflugvariante tendenziell höhere Werte annehmen.

Auf die Aktivität der Bodenfauna hat die Bodenbearbeitung keinen signifikanten Einfluß.

**Bodentyp:** Das Kolluvisol zeichnet sich durch höhere  $C_{org}$ -Gehalte aus. Diese zusätzliche C-Quelle kann von den Mikroorganismen genutzt werden. Damit finden sie im Kolluvisol bessere Bedingungen vor, als in der Parabraunerde, womit sich die erhöhten Argininammonifikationsraten erklären lassen. Auch die auf diesen Parzellen ermittelten Biomassen sind größer.

**Düngung:** Nach sieben bis neun Jahren liegen auf den ungedüngten Parzellen die geringsten Argininammonifikationsraten und die geringsten Fraßraten vor. Bezüglich der Argininammonifikationsraten gilt dieses Ergebnis erstmalig im Versuchszeitraum 1997-1999. Im ersten Versuchszeitraum 1991-1993 lagen diese Enzymaktivitäten auf den ungedüngten Varianten ähnlich hoch, wie auf den gemischt gedüngten Varianten. Zu jenem Zeitpunkt können die Mikroorganismen noch Ammonium aus den eingelagerten Ernterückständen freisetzen, die aus den Jahren vor 1991 stammen, in denen diese Parzellen noch gedüngt wurden. Nach nunmehr sieben bis neun Jahren sind diese Flächen nun ausgehungert, fehlende Düngung führt zu immer geringer werdenden Erntemengen, wodurch auch die im Herbst eingearbeiteten Ernterückstände immer geringer werden.

**Literatur:**

V. TORNE E.1990: Assessing feeding activities of soil-living animals. I Bait lamina test. Pedobiologia 34: 89-101  
ALEF, K. & D. KLEINER, 1986: Arginine ammonification as indicator of microbial activity in different soils. Biol. Fert. Soils 5: 148-151.  
BODE, M., 1997: Einflüsse verschiedener Bewirtschaftungsformen auf Bodenorganismen typischer Ackerböden einer norddeutschen Jungmoränenlandschaft. Schriftenr. Inst. f. Pflanzenernähr. Bodenk. Universität Kiel Nr. 41.  
ELSNER, D.-C., 1994: Einflüsse von Bodenbearbeitung und Düngung auf die Mikroorganismen und ihre Leistung typischer Ackerböden einer norddeutschen Moränenlandschaft. Schriftenr. Inst. f. Pflanzenernähr. Bodenk. Universität Kiel Nr. 27.  
ZIOGRAS, G., 1995: Geologie und Böden der Versuchsbetriebe Lindhof und Hohenschulen der CAU zu Kiel. Diss. Univ. Kiel.

## Vergleich von Methoden zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse am Beispiel von Wald- und Ackerböden unterschiedlicher Vorgeschichte

Ulrike Sehy<sup>1</sup>; Jörg Priess<sup>2</sup>; Markus Raubuch<sup>2</sup>; Nicola Werbter<sup>1</sup>; Jens Dyckmans<sup>2</sup>

### Einleitung

Über den Umsatz und die Mineralisation der gesamten in und auf den Boden gelangenden organischen Substanz kommt der mikrobiellen Biomasse eine bedeutende Funktion bei der Entwicklung und Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit zu. Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse erfolgt in der Regel im Hinblick auf ihre Indikatorfunktion, da sie sensitiv auf qualitative und quantitative Veränderungen in Ökosystemen reagiert.

In Böden vielfach angewendete Methoden zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse sind physiologische (z.B. Substratinduzierte Respiration (SIR) (ANDERSON & DOMSCH 1978)), und biochemische Verfahren (z.B. Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode (CFE) (VANCE et al. 1987) und Gesamt-Adenylatgehalte ( $A_n$ ) (BAI et al. 1989, DYCKMANS & RAUBUCH 1997)).

Zwischen diesen wurden überwiegend hohe Korrelationen beschrieben (z.B. KAISER et al. 1992, LIN & BROOKES 1996, ANDERSON & JÖRGENSEN 1997), häufig allerdings nur beim Vergleich von Böden ähnlicher Nutzungsgeschichte (HINTZE et al. 1994), die vermutlich eine ähnliche Struktur der Mikroorganismengemeinschaften aufweisen.

Grundlage der vorliegenden Untersuchung ist die Hypothese, daß mit physiologischen Methoden andere Fraktionen der mikrobiellen Biomasse erfaßt werden als mit biochemischen Methoden.

### Material und Methoden

#### Böden

Die Untersuchung wurde an Kippenböden der Braunkohlerektivierungsgebiete Niederlausitz und Leipzig und an unterschiedlich stark versauerten Waldböden in Niedersachsen durchgeführt (Tab. 1). Bei den Waldböden aus Niedersachsen wurden zusätzlich zum Mineralboden die Auflagehorizonte untersucht. Die feldfrischen Proben wurden auf < 2mm gesiebt, auf einen Wassergehalt von 40-60 % der maximalen Wasserhaltekapazität eingestellt, und maximal 6 Monate bei 4°C gelagert.

#### Methoden

**Adenylatgehalt ( $A_n$ )** nach DYCKMANS & RAUBUCH (1997); Extraktion der Adenylate mit DMSO/ $\text{Na}_3\text{PO}_4$ /EDTA, Trennung mit HPLC

**Chloroform-Fumigations-Extraktionsmethode (CFE)** nach VANCE et al. (1987); Bestimmung des nach Chloroform-Fumigation extrahierbaren mikrobiellen Kohlenstoffs

**Substratinduzierte Respiration (SIR)** nach ANDERSON & DOMSCH (1978); Bestimmung der maximalen initialen Respiration nach Glucosezugabe

---

<sup>1</sup> aktuelle Adresse: GSF-Institut für Bodenökologie, Postfach 1129, 85758 Neuherberg; e-mail: sehy@gsf.de

<sup>1</sup> Universität Trier, Abt. Bodenkunde, Universitätsring, 54286 Trier

<sup>2</sup> Universität Göttingen, Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Büsgenweg 2, 37077 Göttingen

## Statistik

Die Stärke des Zusammenhangs zwischen den Methoden wurde mithilfe des Spearman Rangsummen-Korrelationskoeffizienten ( $r_s$ ) untersucht.

Tab.1: Eigenschaften der untersuchten Böden

Standort	Substrat	Bodenart	Nutzung	pH	C <sub>org</sub> [%]	
<b>Leipzig</b>						
1	Espenhain	anthropogen	SI4	Brache	7,4 <sup>1</sup>	0,93
2		umgelagerte, quartäre	SI2-SI4	Mischwald	5,5 <sup>1</sup>	2,17
3		Geschiebemergel	SI4-Ls4	Schwarzpappelwald	7,4 <sup>1</sup>	1,07
4			SI4	Acker (kons)	7,4 <sup>1</sup>	0,89
5			SI4	Acker (konv)	7,5 <sup>1</sup>	0,68
<b>Leipzig</b>						
6	Delitzsch	anthropogen	SI4	Luzerne	7,5 <sup>1</sup>	0,96
7		umgelagerte, quartäre	SI4	Acker	7,5 <sup>1</sup>	0,69
8		Geschiebemergel	SI4	Gehölzstreifen	7,6 <sup>1</sup>	0,60
<b>Lausitz</b>						
9	Schlabendorf N	anthropogen	Su2	Wiese	7,3 <sup>1</sup>	0,74
10		umgelagerte, quartäre Schmelzwassersande	Su2	Acker	7,4 <sup>1</sup>	0,71
<b>Lausitz</b>						
11	Koyné	anthropogen	Su4	Wiese	6,3 <sup>1</sup>	nb
12		umgelagerte, tertiäre, schwefelhaltige Sande	Su4	Acker	5,0 <sup>1</sup>	nb
13	<b>Göttinger Wald</b>	Muschelkalk	Lt3	Buchenwald	3,9 <sup>2</sup>	3,30
14	<b>Solling</b>	Buntsandstein	Lu	Buchenwald	2,9 <sup>2</sup>	2,89
15	<b>Zierenberg</b>	Basalt	UI2	Buchenwald	4,4 <sup>2</sup>	3,84

<sup>1</sup> pH<sub>CaCl2</sub>; <sup>2</sup> pH<sub>KCl</sub>; nb = aufgrund nicht quantifizierbarer Anteile an tertiärer Braunkohle nicht bestimmbar

## Ergebnisse und Diskussion

Der Plot von  $E_C$  gegen SIR (Abb. 1a) bzw. von  $A_1$  gegen SIR (Abb. 1b) zeigt eine Auftrennung der untersuchten Böden nach Standorten. Die Respiration der Rekultivierungsböden ist im Verhältnis zu den gewachsenen Waldböden höher. Die höchste Korrelation über alle untersuchten Böden wurde zwischen  $E_C$  (CFE-Methode) und den Gesamtadenylat-Gehalten bestimmt (Abb. 1c). Dieses Ergebnis bestätigt sich auch unter Einbeziehung der Auflagehorizonte der Waldböden (ohne Abb.,  $r_s = 0,926$ ), wobei sich die Steigung der linearen Regressionsgleichung nur unwesentlich ändert.

Die Ergebnisse deuten an, daß die CFE-Methode und die Bestimmung der Gesamtadenylatgehalte denselben Anteil der organischen Substanz erfassen (die lebende (aktive und ruhende) mikrobielle Biomasse) (vgl. LIN & BROOKES 1996), während die SIR-Methode andere Fraktionen (glucose-aktivierbare mikrobielle Biomasse) erfaßt.

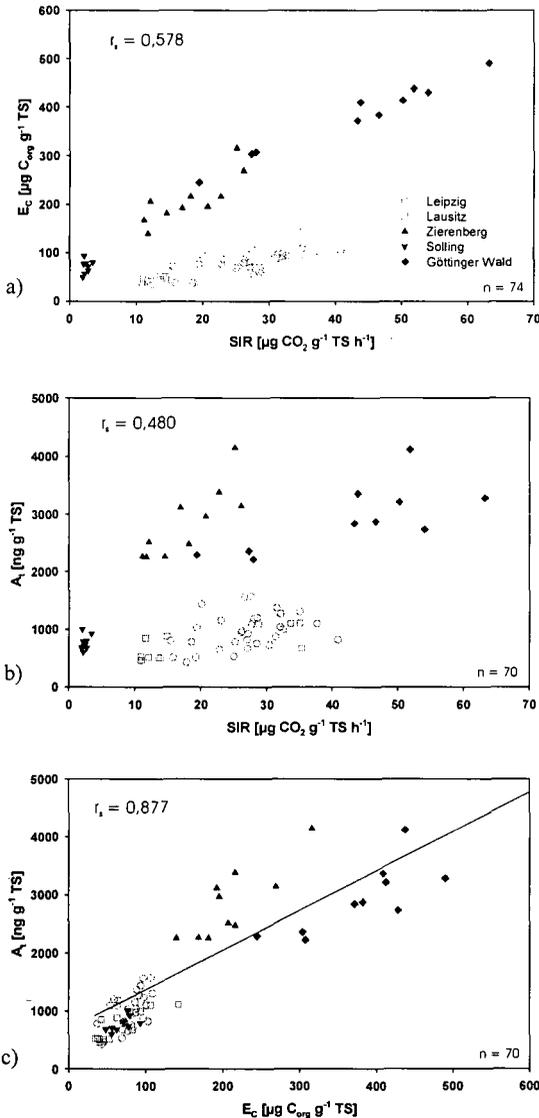


Abb.1: Zusammenhang zwischen den Methoden zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse. Aus Gründen der Übersicht wurde auf die Darstellung der Auflagehorizonte verzichtet.  $E_c$ :  $(C_{org} \text{ begaste Proben}) - (C_{org} \text{ unbegaste Proben})$  (CFE-Methode)

Entsprechend ist die Anwendung konstanter Umrechnungsfaktoren zur Berechnung der mikrobiellen Biomasse bei der Betrachtung von Böden, die sich in der strukturellen und funktionellen Zusammensetzung der Mikroorganismenpopulation stark unterscheiden, in Frage zu stellen. Vielmehr könnten Quotienten aus physiologischen Methoden (SIR) und Extraktionsmethoden (CFE,  $A_i$ ) genutzt werden, um eine Aussage über den physiologischen Zustand einer Mikroorganismenpopulation zu machen (DILLY & MUNCH 1998). Die in den rekultivierten Böden bei kleiner Gesamtbiomasse allgemein deutlich erhöhten glucoseinduzierten Respirationsraten deuten auf einen hohen Anteil von Mikroorganismen, die in der Lage sind, Glucose zu verwerten. Dieser Anteil entspricht dem aktiven Teil der Bodenmikroflora und den r-Strategen (vgl. DILLY & MUNCH 1998), welche in den jungen, anthropogen umgelagerten, und meliorierten Kippenböden gegen-über den alten, mehr oder weniger versauerten Waldstandorten dominieren.

### Zusammenfassung

Über ein Spektrum stark unterschiedlicher Böden wurde eine enge Korrelation lediglich zwischen den biochemischen Methoden CFE und  $A_i$  gefunden, nicht dagegen zwischen den biochemischen Methoden und der physiologischen Methode SIR.

Dies stützt die Eingangshypothese, daß physiologische Methoden andere Fraktionen der mikrobiellen Biomasse erfassen als biochemische.

## Literatur

- ANDERSON, J.P.E.; DOMSCH, K.H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soil.- *Soil Biology and Biochemistry*, **10**, 215-221.
- ANDERSON, T.-H.; JÖRGENSEN, R.G. (1997): Relationship between SIR and FE estimates of microbial biomass C in deciduous forest soils at different pH.- *Soil Biology and Biochemistry*, **29**, 1033-1042.
- BAI, Q.Y.; ZELLES, L.; SCHEUNERT, I. (1989): Determination of adenine nucleotides in soil by ion-paired reverse-phase high-performance liquid chromatography.- *Journal of Microbiological Methods*, **9**, 345-351.
- DILLY, O.; MUNCH, J.-C. (1998): Ratios between estimates of microbial biomass content and microbial activity in soils.- *Biology and Fertility of Soils*, **27**, 374-379.
- DYCKMANS, J.; RAUBUCH, M. (1997): A modification of a method to determine adenosine nucleotides in forest organic layers and mineral soils by ion-paired reversed-phase high-performance liquid chromatography.- *Journal of Microbiological Methods*, **30**, 13-20.
- HINTZE, T.; GEHLEN, P.; SCHRÖDER, D. (1994): Are microbial biomass estimations equally valid with arable soils and forest soils? - *Soil Biology and Biochemistry*, **26**, 1207-1211.
- KAISER, E.A.; MÜLLER, T.; JÖRGENSEN, R.G.; INSAM, H.; HEINEMEYER, O. (1992): Evaluation of methods for soil microbial biomass estimations and their relation to soil texture and soil organic matter.- *Soil Biology and Biochemistry*, **24**, 675-683.
- LIN, Q.; BROOKES, P.C. (1996): Comparison of methods to measure microbial biomass in unamended, ryegrass-amended and fumigated soils.- *Soil Biology and Biochemistry*, **28**, 933-939.
- VANCE, E.D.; BROOKES, P.C.; JENKINSON, D.S. (1987): An extraction method for measuring soil microbial biomass C.- *Soil Biology and Biochemistry*, **19**, 703-707.

# Böden als Lebensraum für Organismen –

## I. Konzeptioneller Ansatz für ein Bewertungsverfahren

Sommer, M.<sup>1</sup>, Ehrmann, O.<sup>2</sup>, Friedel, J.K.<sup>3</sup> & Martin, K.<sup>4</sup>

### Einleitung

Im Rahmen des Bodenschutzgesetzes des Landes Baden-Württemberg, aber auch im Bundesbodenschutzgesetz, werden Böden verschiedene Funktionen zugewiesen, die es zu sichern und zu schützen gilt. Für Baden-Württemberg existiert bereits ein Leitfaden zur Bewertung von Böden hinsichtlich ihrer Leistungsfähigkeit in den verschiedenen Funktionen (Umweltministerium Baden-Württemberg, 1995). Allerdings fehlt bislang ein Bewertungsansatz für die Funktion ‚Böden als Lebensraum für Bodenorganismen‘. Diese Lücke soll mit einem vom *Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg* geförderten Projekt geschlossen werden<sup>5</sup>.

### Projektphilosophie und -vorgaben

Im Bodenschutzgesetz werden Böden geschützt, nicht Organismen (diese allenfalls indirekt). Zielvorgabe der Verwaltungspraxis ist ein Bewertungsverfahren, welches eine flächenhafte Differenzierung der Böden ermöglicht, u.a. als Lebensraum. Die in ein Bewertungsverfahren eingehenden Parameter sollten dabei möglichst einfach zu erheben sein oder – im Optimalfall – bereits als (digitale) Karten bzw. in daran gekoppelten Datenbanken vorliegen.

Aufgrund ihrer vertikalen (Tiefenfunktionen) und lateralen Anisotropie (Toposequenzen) bieten Böden den Organismen in allen Raumrichtungen unterschiedliche Lebensräume. So verwundert es nicht, daß in Böden eine Vielzahl von Organismen mit verschiedensten, ja entgegengesetzten Ansprüchen vorkommen. Je mehr Organismengruppen in ein Schema integriert werden, um so stärker verringert sich die Möglichkeit einer flächenhaften Differenzierung, denn überall treten (schützenswerte) Spezialisten auf. Jedes Bewertungsverfahren, welches eine räumliche Differenzierung leisten möchte, muß sich folgerichtig auf ausgewählte Organismengruppen

---

<sup>1</sup> Institut für Biomathematik und Biometrie, GSF – Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Ingolstädter Landstr.1, D-85758 Oberschleißheim; e-mail: sommer@gsf.de

<sup>2</sup> Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310), Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart, e-mail: oehrmann@uni-hohenheim.de

<sup>3</sup> Institut für Ökologischen Landbau, Universität für Bodenkultur, Gregor-Mendel-Str. 33, A-1180 Wien; e-mail: friedel@edvl.boku.ac.at

<sup>4</sup> Institut für Agrarökologie und Pflanzenproduktion der Tropen und Subtropen (380), Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart, e-mail: martin-k@uni-hohenheim.de

<sup>5</sup> Wir danken dem *Ministerium für Umwelt und Verkehr BaWü* für die Finanzierung des Vorhabens.

beschränken. Wichtigstes Kriterium bei der Auswahl dieser Organismengruppen ist die prinzipielle Abhängigkeit der Organismen von Böden bzw. (abiotischen) Bodeneigenschaften. Ist diese nicht gegeben, verliert jede räumliche Differenzierung von Lebensräumen ihren Sinn, werden Organismen direkt geschützt und nicht die Böden, in denen sie leben. Im Projekt wurden Mikroorganismen, Regenwürmer und Gehäuselandschnecken ausgewählt, da sie (i) unterschiedliche vertikale Lebensräume besiedeln, (ii) einen bedeutenden Teil der Biomasse ausmachen, (iii) für ökosystemare Stoffumsätze von großer Bedeutung sind und (iv) obigen Anforderungen einer prinzipiellen Abhängigkeit von Böden genügen.

Bei der Auswahl der Untersuchungsstandorte ist auf die Repräsentanz der Böden für die jeweilige Aussageinheit zu achten (im vorliegenden Fall Baden-Württemberg). Die Stichprobe sollte gleichzeitig die maximale Variationsbreite der relevanten Bodeneigenschaften aufweisen (nur Inter-, keine Extrapolationen). Schließlich muß das zu entwickelnde Bewertungsschema für die Lebensraumfunktion in ein bestehendes Verfahren integriert werden (Heft 31, Umweltministerium Baden-Württemberg, 1995).

### **Vorgehen**

In 13 landestypischen Naturräumen erfolgte die Auswahl je einer repräsentativen Bodengesellschaft aus der *Bodenübersichtskarte von Baden-Württemberg 1:200.000* (BÜK 200, Geologisches Landesamt, 1993-1995). In dieser Karte sind Bodenformen nach ihrer Reliefposition aufgeführt. Aus Gründen der Vergleichbarkeit mussten alle Untersuchungsstandorte einen ähnlichen, geringen Hemerobiegrad aufweisen. Daher gehen in die Untersuchung nur Waldstandorte ein (weitestgehend Altholzbestände)<sup>6</sup>. Mit Hilfe der *Topographischen Karten 1:25.000* wurden Waldflächen in Scheitel-Hang- und Senkenpositionen aufgesucht, insgesamt 40 auf denen alle drei Organismengruppen untersucht wurden. Auf einer typischen Fläche von 10m × 10m Ausdehnung erfolgte die Anlage von 3-4 Schürfen (je nach lokaler Variabilität); die Böden incl. der Humusformen wurden beschrieben und horizontweise bis 1m Tiefe beprobt (weiteres zu Methoden und Vorgehen siehe auch Ehrmann et al., 1999 und Friedel et al., 1999).

### **Ergebnisse**

Hinsichtlich des Wasserhaushaltes zählen zu den 40 Standorten 24 nicht-redoximorphe Böden, 9 Stauwasserböden (incl. X-Pseudogleye) und 7 Grundwasserböden, incl. (entwässerte) Niedermooere.

Die 40 Standorte decken die gesamte Spannbreite der Bodenreaktion ab, mit pH-Werten von 2.8 bis 7.3 (pH CaCl<sub>2</sub>, aggregiert über oberste 25 cm, s. Abb.1). Die zweigipfelige Verteilung zeigt ein Maximum im Al- und ein weiteres im Carbonat-Pufferbereich.

Auch die C<sub>org</sub>-Mengen der Oberböden (als ein Parameter des Humuskörpers) zeigen eine sehr breite Spanne mit Werten von 2 – 19 kg C<sub>org</sub> m<sup>-2</sup> (oberste 25 cm) sowie eine linksschiefe Verteilung (s. Abb.2).

Die Standortwahl genügt somit sowohl hinsichtlich der Bodentypologie als auch der Bodeneigenschaften den oben gestellten Bedingungen von Repräsentanz und Variationsbreite.

---

<sup>6</sup> Mit dem zu entwickelnden Bewertungsverfahren lassen sich also in erster Linie die Potentiale bestimmen.

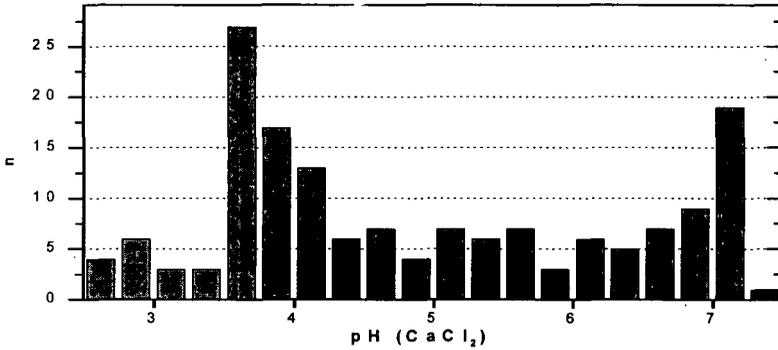


Abb.1: pH-Werte (CaCl<sub>2</sub>) der Oberböden (oberste 25 cm von GOF); n = alle Feldwiederholungen; pH arithmetisch gemittelt mit Gewichtungsfaktor *Feinbodenmasse pro Horizont*.

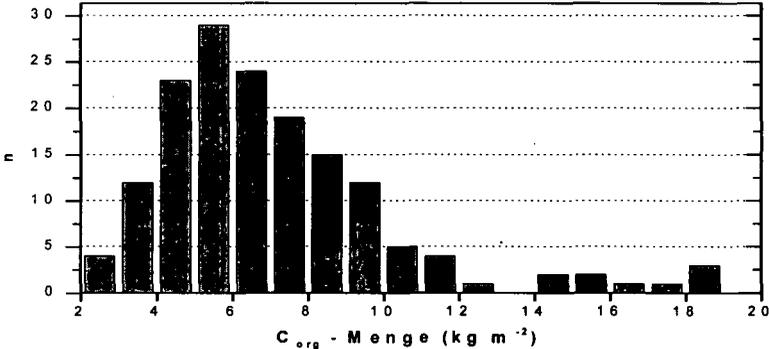


Abb.2: C<sub>org</sub>-Mengen der Oberböden (oberste 25 cm von GOF); n = alle Feldwiederholungen.

**Literatur:**

Ehrmann, O., Friedel, J.K., Martin, K., Sommer, M. & T. Vollmer (1999): Böden als Lebensraum für Organismen – II. Funktionelle Analyse am Bsp. von pH und Bodenfeuchte. *Mitt. Dt. Bodenkundl. Gesellsch.*, dieser Band.

Friedel, J.K., Sommer, M. & Ehrmann, O. (1999): Bewertung von Böden nach ihrer Eignung als Lebensraum für Organismen am Bsp. von Mikroorganismen und Regenwürmer. *Mitt. Dt. Bodenkundl. Gesellsch.*, 89, 233-236.

Geologisches Landesamt (1993-1995): Bodenübersichtskarte von Baden-Württemberg 1:200.000 - verschiedenen Kartenblätter. Freiburg i. Br.

Umweltministerium Baden-Württemberg (1995): Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit – Leitfaden für Planungen und Gestattungsverfahren. Heft 31 der Reihe *Luft-Boden-Abfall*, Stuttgart.

## **Bedeutung der konservierenden Bodenbearbeitung für die bodenbiologischen Eigenschaften von rekultivierten Kippböden**

Werbter, N.<sup>1</sup>, Sehy, U.<sup>2</sup>, Emmerling, C.<sup>1</sup>, Schröder, D.<sup>1</sup>

### **Einleitung**

Im Gebiet des Tagebaus Espenhain wurden im Rahmen eines BMBF-Projekts (Nr. 0339634) Praxisflächen der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft zur konventionellen und konservierenden Bodenbearbeitung untersucht. Die Versuchsflächen unterlagen gleicher Düngepraxis und vergleichbaren Fruchtfolgen. Die Ergebnisse der bodenmikrobiologischen und bodenzoologischen Untersuchungen sollten Hinweise auf Auswirkungen einer reduzierten Bodenbearbeitung auf die natürliche Bodenfruchtbarkeit von Kippböden geben.

### **Material und Methoden**

Für die bodenchemischen und mikrobiologischen Untersuchungen wurden die Standorte in einer Tiefe von 0-15cm beprobt. Die Erfassung der Collembolenfauna erfolgte in 0-5 cm Tiefe, die Regenwurmuntersuchungen erfolgten durch eine kombinierte Handauslese (0-30 cm) mit Formol-extraktion aus dem Unterboden.

Die untersuchten Kippböden waren 15 Jahre alt; die Kippsubstrate sind als Kalksandlehme anzusprechen. Aus diesen Ausgangssubstraten entwickelten sich Pararendzinen. Der konservierende Ackerbau zeichnete sich durch flache, nicht-wendende Bodenbearbeitung und der Berücksichtigung gefügeschonender Maßnahmen aus.

Folgende Untersuchungsmethoden wurden durchgeführt:

*Chemische Parameter:* pH-Wert (0,01M CaCl<sub>2</sub>), C<sub>org</sub>-Gehalt (trockene Veraschung bei 550°C).

*Mikrobiologische Parameter:* Substratinduzierte Respiration (ANDERSON & DOMSCH 1978), Chloroform-Fumigations-Extraktionsmethode (VANCE, BROOKES & JENKINSON 1987), Saccharaseaktivität (SAA) (HOFFMANN & PALLAUF 1965), Alkalische Phosphataseaktivität (APA) (TABATABAI & BREMNER, 1969, mod. nach MARGESIN 1993), Ergosterolgehalt (DJAJAKIRANA, JOERGENSEN & MEYER 1996).

*Zoologische Parameter:* Lumbriciden (Handauslese, Formalin 0,2 %ig), Collembolen (KEMPSON/MC-FAYDEN-Extraktion).

*Statistische Verfahren:* U-Test nach MANN-WHITNEY.

<sup>1</sup> Universität Trier, FB VI, Abteilung Bodenkunde, Universitätsring 15, 54286 Trier

<sup>2</sup> GSF- Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, GmbH, Ingolstädter Landstr. 1, 85746 Neuherberg

## Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der untersuchten bodenmikrobiologischen und zoologischen Parameter sind in Tabelle 1 aufgeführt. Die Humusgehalte, die mikrobielle Biomasse (SIR und  $E_c$ ), die Ergosterolgehalte sowie die Enzymaktivitäten Saccharase-(SAA) und alkalische Phosphataseaktivitäten (APA) waren in Übereinstimmung mit Untersuchungen von LYNCH & PANTING (1980) und KANDELER & BÖHM (1996) in der konservierend bearbeiteten Variante signifikant höher. Dies kann auf die Anreicherung der organischen Substanz im Oberboden zurückgeführt werden (vgl. ANDERSON & DOMSCH 1989). Die höheren Ergosterolgehalte lassen auf einen höheren Anteil pilzlicher Biomasse in der konservierend bearbeiteten Ackerfläche schließen, was mit einer Konzentration der Pflanzenreste nahe der Bodenoberfläche erklärt werden kann (vgl. HENDRIX et al. 1986). Die Besiedlung durch Lumbriciden und Collembolen zeigte ebenfalls eine Korrelation zur Bearbeitungsintensität. Die Lumbriciden- und Collembolenpopulationen waren unter konservierender Bodenbearbeitung sowohl individuen- als auch artenreicher.

Tab. 1: Vergleich der Bodenbearbeitungsvarianten anhand bodenchemischer, -mikrobiologischer und -zoologischer Parameter (0-15 cm)

Parameter	Ackerbau	
	konventionell	konservierend
pH (n=12)	7,5 <sup>a</sup> ( $\pm 0,05$ )	7,4 <sup>a</sup> ( $\pm 0,05$ )
$C_{org}$ [%] (n=12)	0,7 <sup>a</sup> ( $\pm 0,04$ )	1,0 <sup>b</sup> ( $\pm 0,10$ )
SIR [ $\mu\text{g CO}_2 \text{ g TS}^{-1}$ ] (n=12)	14 <sup>a</sup> ( $\pm 2,5$ )	26 <sup>b</sup> ( $\pm 4,6$ )
$E_c$ (CFE) [ $\mu\text{g C g TS}^{-1}$ ] (n=12)	40 <sup>a</sup> ( $\pm 2,5$ )	60 <sup>b</sup> ( $\pm 4,5$ )
SAA [ $\mu\text{g Invertzucker g TS}^{-1}$ ] (n=12)	2719 <sup>a</sup> ( $\pm 1830$ )	3177 <sup>a</sup> ( $\pm 360$ )
APA [ $\mu\text{g Nitrophenol g TS}^{-1}$ ] (n=12)	343 <sup>a</sup> ( $\pm 49$ )	475 <sup>b</sup> ( $\pm 50$ )
Ergosterol [ $\mu\text{g g TS}^{-1}$ ] (n=4)	1,55 <sup>a</sup> ( $\pm 0,24$ )	2,56 <sup>b</sup> ( $\pm 0,27$ )
Lumbriciden [Ind $\text{m}^{-2}$ ] (n=3)	5 (1 Art)	21 (3 Arten)
Collembolen [Ind $\text{m}^{-2}$ ] (n=1)	519 (4 Arten)	2078 (9 Arten)

Signifikante Unterschiede sind mit ungleichem Buchstaben gekennzeichnet ( $p < 0,05$ )

Unter konservierender Bodenbearbeitung hatte das Eingrubbern der Erntereste in den Oberboden zur Folge, daß die dort verbliebene organische Substanz den Bodentieren als Nahrungsgrundlage zur Verfügung stand. Infolge dessen deutet sich bei der Gegenüberstellung der einzelnen Collembolenarten und deren Lebensformen unter konventioneller und konservierender Bodenbearbeitung (Abbildung 1) an, daß die hemiedaphischen Arten (grau unterlegte Muster) in der konservierend bearbeiteten Variante mit 26 % Individuenanteil eine höhere Besiedlungsdichte aufwiesen als unter konventioneller Bearbeitung (17 %).

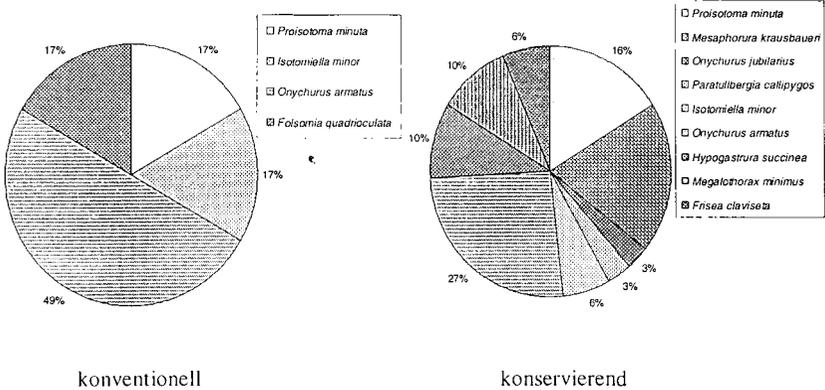


Abb. 1: Anteile der euedaphischen (weiß unterlegte Muster) und hemiedaphischen (grau unterlegte Muster) Collembolenarten unter konventioneller und konservierender Bodenbearbeitung (0-5 cm), n=1

Die Darstellung der verschiedenen Collembolenarten unter konventioneller und konservierender Bodenbearbeitung verdeutlicht eine qualitative Veränderung der Collembolengemeinschaft durch Reduzierung der Bodenbearbeitungsintensität.

### Schlussfolgerung

Bei ackerbaulicher Nutzung rekultivierter Kippböden ist eine konservierende Bodenbearbeitung aus bodenbiologischer Sicht dringend zu empfehlen, denn die mikrobiologischen Eigenschaften sowie die Besiedlung durch Bodentiere können durch eine extensive Bodenbewirtschaftung nachhaltig gefördert werden. Die konservierende Bodenbearbeitung kann einen deutlichen Beitrag zur Erhaltung der natürlichen Bodenfruchtbarkeit leisten.

### 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., Domsch, K.H. (1989): Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biol. Biochem.*, 21, 471-479

Dilly, O., Munch, J.C. (1998): Ratios between estimates of microbial biomass content and microbial activity in soils.- *Biol. Fert. Soils*, 27, 374-379

Djajakirana, G., Jörgensen, R.G., Meyer, B. (1996): Ergosterol and microbial biomass relationship in soil. *Biol. Fert. Soils*, 22, 299-304

- Hendrix, P.F., Parmelee, R.W., Crossley, D.A., Coleman, D.C. (1986):* Detritus food webs in conventional and no-tillage agroecosystems. *Bioscience*, **36**, 374-380
- Hoffmann, G., Pallauf, J. (1965):* Eine kolorimetrische Methode zur Bestimmung der Saccharaseaktivität in Böden. *Z. Pflanzenern. Bodenk.*, **110**, 193-201
- Kandeler, E., Böhm, K. (1996):* Temporal dynamics of microbial biomass, Xylanase activity, N-mineralization and potential nitrification in different tillage systems. *Appl. Soil Ecol.*, **4**, 181-192
- Lynch, J.M., Panting, L.M. (1980):* Cultivation and the soil biomass. *Soil Biol. Biochem.*, **12**, 29-33
- Margesin, R. (1993):* Bestimmung der sauren und alkalischen Phosphataseaktivität. In: *Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E., Margesin, R.:* Bodenbiologische Arbeitsmethoden. 2. überarbeitete und erweiterte Auflage. Springer, Berlin, Heidelberg
- Tabatabai, M.A., Bremner, J.M. (1969):* Use of p-Nitrophenol phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.*, **1**, 301-307
- 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

Wir danken dem BMBF für die finanzielle Unterstützung unserer Untersuchungen.

## Bodenatmungskurven: Ein Biotest zur Erfolgskontrolle von Boden-sanierungen

Birgit Winkel<sup>1</sup>, B.-M. Wilke<sup>2</sup>

### Einleitung

Im Rahmen des BMBF-Forschungsverbundes „Ökotoxikologische Testbatterien“ soll die Eignung von Biotests zur Beurteilung kontaminierter Böden und Bodenmaterialien und zur Überprüfung des Sanierungserfolges dekontaminierter Böden überprüft werden. Zur Erfassung der Lebensraumfunktion Bodenmikrobioszönose werden unter anderem Bodenatmungskurven aufgenommen. Sie sind geeignet die mikrobielle Biomasse von Böden, ihre Aktivität und Vitalität sowie die Wirkung von Chemikalien auf die Bodenmikroflora zu bestimmen (Palmborg & Nordgren 1993).

### Böden

Es wurden mit PAK und TNT (2,4,6-Trinitrotoluol) kontaminierte Böden aus Altlasten vor und nach Sanierung getestet. Zur Kontrolle wurde bei allen Versuchen ein Standardboden der LUFA Speyer mitgeführt. Vorversuche wurden mit unterschiedlichen belasteten und unbelasteten Böden durchgeführt, um eine möglichst allgemeine Aussage zur Bodenatmung treffen zu können.

Tabelle 1 enthält die chemisch-physikalischen Eigenschaften der Böden. Die Bodenbezeichnung setzt sich zusammen aus: Probenkürzel (1 bis 2 Buchstaben), Hauptkontamination (3 Buchstaben), Probennummer (0 ist Kontrolle vom Standort) und der Bezeichnung vor (a) und nach Sanierung (b).

Tab. 1: Chemisch-physikalische Eigenschaften der Böden

Boden	pH (CaCl <sub>2</sub> )	C <sub>org</sub> [%]	WHK [%]	K <sub>CAL</sub>	P <sub>CAL</sub> [mg / 100 g]	N <sub>min</sub>	N <sub>tot</sub>	T	U [%]	S
CWPAK1a	7,7	1,7	22	5,5	3,6	0,31	42	4	4	92
CWPAK1b	8,9	0,2	23	15	3,7	0,99	6,0	4	1	95
CWPAK1c	7,8	4,3	36	85	2,9	6,7	157	22	60	18
CWPAK2a	7,5	2,5	22	5,4	3,5	0,35	54	5	3	92
CTNT0	3,3	5,3	90	6,0	0,7	1,6	458	28	61	11
CTNT02a	4,1	6,3	99	3,5	0,36	4,1	341	23	58	19
CTNT04b	7,6	9,4	104	750	221	83	925	24	47	29
CTNT1	4,5	2,9	47	9,0	1,8	3,0	230	18	55	27
CTNT4a	6,7	5,6	54	12	1,2	6,8	321	16	45	39
CTNT4b	8,0	7,7	90	483	161	4,9	787	24	32	44
LTNT1a	7,4	1,2	22	8,0	2,3	1,2	66	1	3	96
LTNT1b	7,4	0,1	19	1,4	0,84	0,3	1,1	1	2	98
LTNT1c	7,8	18	182	21	5,4	3,8	660	13	58	29
LUFA 2.2	5,6	2,5	45	19	0,9	0,13	206	7	16	77

<sup>1</sup> TU Berlin, Institut für Landschaftsentwicklung, Lentzeallee 76, 14195 Berlin

<sup>2</sup> TU Berlin, Institut für Landschaftsentwicklung, Albrecht-Thaer-Weg 4, 14195 Berlin

### Methode

Die Aufnahme der Atmungskurven erfolgte mit Hilfe einer CO<sub>2</sub>-Meßeinrichtung. Das Gerät mißt die durch Kohlendioxid hervorgerufene Leitfähigkeitsänderung in Kalilauge. Die Leitfähigkeitsdaten werden im angeschlossenen Computer automatisch in  $\mu\text{g CO}_2\text{g}^{-1}\text{h}^{-1}$  umgerechnet. Die Auswertung der Daten erfolgte mit Hilfe des Programms „Snoop-Plot“.

Abbildung 1 zeigt beispielhaft eine Atmungskurve und deren Auswertung (halblogarithmische Darstellung des Kohlendioxidausstoß pro Stunde [ $\mu\text{g}\text{CO}_2\text{g}^{-1}\text{h}^{-1}$ ] gegen die Zeit).

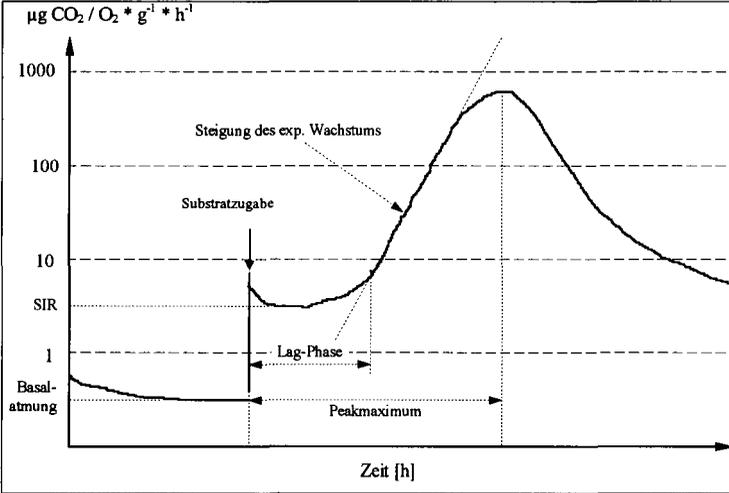


Abb. 1: Atmungskurve eines unbelasteten Bodens

Folgende Parameter werden bestimmt: Basal-atmung ( $R_B$ ), substratinduzierte Atmung ( $R_S$ ), die Lag-Phase (Zeit zwischen Substratzugabe und exponentiellem Wachstum) und die Zeit bis zum Auftreten des Peakmaximums. Der respiratorische Quotient ( $Q_R = R_B/R_S$ ). Auch die Form der Kurve enthält oft wichtige zusätz-

liche Informationen zur Interpretation der Ökotoxizität eines Bodens.

### Ergebnisse und Diskussion

Zunächst wurde überprüft, ob es entsprechend Palmborg und Nordgren notwendig ist außer dem leichtabbaubaren Substrat (Glukose) Stickstoff und Phosphat hinzuzufügen um vollständige Atmungskurven zu erhalten.

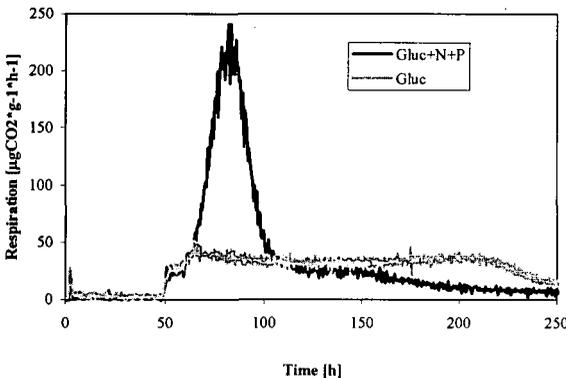


Abb. 2: Atmungskurven eines unbelasteten Bodens mit und ohne Nährstoffzugabe

Abbildung 2 zeigt die Atmungskurve eines unbelasteten Bodens nach Zugabe von Glukose (Gluc), im Vergleich zur Kurve bei gleichzeitiger Gabe einer Stickstoff- und Phosphat-Quelle (Gluc + N + P). Es wird deutlich, daß eine Substratzugabe nicht ausreicht, um eine vollständige Atmungskurve zu erhalten. Insbesondere armen Böden müssen Nährstoffe hinzugefügt werden.

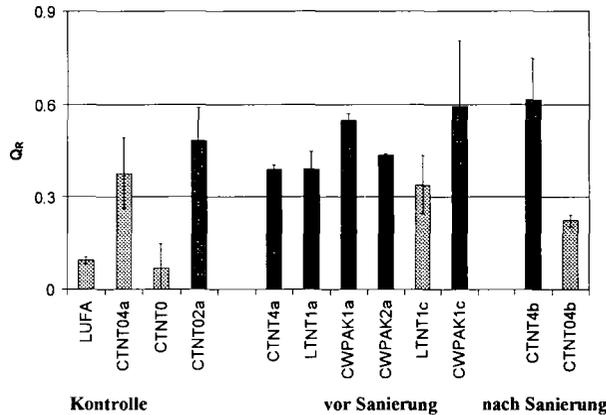
Um vergleichbare Ergebnisse zu erhalten, insbesondere auch im Hinblick auf die Anwendung in der Bewertung von Böden, wurde überprüft, ob es notwendig ist, den Wassergehalt der Bodenproben für die Messungen exakt festzulegen. Gleichzeitig wurden die Atmungskurven bei zwei verschiedenen Glukosekonzentrationen erfaßt. Die Versuche ergaben, daß es bei einigen Böden signifikante Unterschiede zwischen den respiratorischen Quotienten bei den Wassergehalten 40 bzw. 60 % der  $WHK_{max}$  gab. Der Wassergehalt muß also genau festgelegt werden. Im weiteren wurde bei allen Versuchen mit einem Wassergehalt von 60%  $WHK_{max}$  gearbeitet. Für die Glukosekonzentration stellte sich heraus, daß die vorgeschriebenen 8100ppm zu einer geringfügigen Verlängerung der Lag-Phase führen können. Dadurch läßt sich die SIR besser erfassen, deshalb wurde in den folgenden Versuchen die Konzentration beibehalten.

Um zu beurteilen welche Parameter geeignet sind, Böden einzuschätzen, wurden zunächst die Atmungskurven unterschiedlicher Bodenproben erfaßt und miteinander verglichen. Tabelle 2 zeigt daß sich unkontaminierte und kontaminierte Böden in den Atmungsparametern, insbesondere im  $Q_R$  und der Lag-Phase unterscheiden. Eine Trennung bei einem  $Q_R > 0,3$  und einer Lag-Phase  $> 20$  h erschien sinnvoll. Inerte Böden (hier definiert als Böden mit  $C_{org} < 1\%$ ) sind aufgrund ihrer Eigenschaften mit Hilfe der Atmungskurven nicht als unbelastete Böden erkennbar.

Tab.2: Spannen der Atmungskoeffizienten auf belasteten und unbelasteten Böden

Böden	$R_A$ [ $\mu g CO_2 (g \text{ Boden})^{-1} h^{-1}$ ]	$R_S$	$Q_R (R_A/R_S)$	lag Zeit [h]
unkontaminierte Böden	0,68 - 2,93	8,28 - 26,2	0,07 - 0,27	<0,4 - 15
unkontaminierte inerte Böden	0,49 - 0,54	0,88 - 2,49	0,20 - 0,60	7,2 - 40
Schwermetall- und organikabelastete Böden	1,46 - 3,11	5,24 - 6,71	0,28 - 0,46	21 - 38
Organikabelastete Böden	3,40 - 9,36	8,05 - 13,9	0,29 - 0,76	18 - >20

Die Bewertung der Ökotoxizität von Böden aus Altlasten und des Erfolgs bei ihrer Sanierung erfolgte durch Erfassung der Parameter  $Q_R$ , Lag-Phase und Zeit bis zum Auftreten des Peakmaximums. In Abbildung 3 ist der Respiratorische Quotient der Testböden aufgeführt. Das Toxizitätskriterium wurde bei einem  $Q_R > 0,3$  angesetzt. In den ersten vier Säulen werden die Kon-

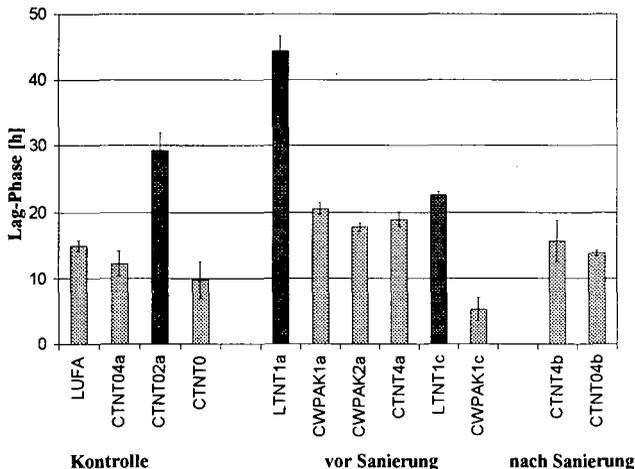


trollen dargestellt. In der Mitte sind die belasteten Böden vor Sanierung und zwei durch Bodenwäsche aufkonzentrierte Böden (1c) erfaßt. Die letzten beiden Säulen zeigen Böden aus einem biologischen Sanierungsverfahren. CTNT04b ist ein zur Beurteilung des Verfahrens sanierter Kontrollboden. Die hellen Säulen zeigen die als nicht toxisch bewerteten Böden, die dunklen die Böden, die einen  $Q_R > 0,3$  aufweisen und so als ökotoxikologisch bedenklich einzustufen sind. Auffällig ist dabei, daß der Kontrollboden CTNT02a toxisch ist.

Abb.3: Respiratorischer Quotient von Böden aus Altlasten

Die Ursache hierfür ist sicher in den hohen Schwermetallgehalten an diesem Altlastenstandort zu suchen (490 mg/kg Pb; 202 mg/kg Zn). Das gleiche Problem liegt bei dem CTNT4b, der keine nachweisbaren TNT-Gehalte aufweist, vor ( 800 mg/kg Pb; 750 mg/kg Zn). Der Boden LTNT1c, wies bei der Analyse, entgegen den Erwartungen, nur eine geringe Konzentration von 30 mg TNT/kg auf. Die Bewertung entspricht damit den Analysewerten.

In Abbildung 4 wird die Lag-Phase der Böden dargestellt. Es wird deutlich, daß die Lag-Phase als Kriterium nicht ausreicht, um die Toxizität der Böden zu bestimmen. Sie ist ein wenig sensibler Faktor und kann nur zusätzliche Aussagen zur Bewertung machen.



Das Auftreten von Doppelpeaks, insbesondere bei TNT-kontaminierten Böden, ist eine Ursache für die geringe Aussagekraft der Lag-Phase. Da offensichtlich der zweite Peak wichtiger in Bezug auf die Toxizität ist, dessen Lag-Phase aber oft vom ersten Peak überlagert wird, führt das zu einer Verfälschung der Ergebnisse.

Abb. 4: Lag-Phase der Böden aus Altlasten

nisse. Aus diesem Grund wurde der Zeitpunkt des Auftretens des Peakmaximums (bei zwei Maxima wird das zweite bewertet) als zusätzliches Bewertungskriterium erfaßt. Dieses stellte sich als sensitiveres Kriterium im Vergleich zur Lag-Phase heraus. Die Ergebnisse hierzu müssen noch an weiteren Böden verifiziert werden.

**Zusammenfassung**

Es wurde gezeigt, daß durch die Aufnahme von Atmungskurven organisch belasteter Böden der Einfluß der Kontaminanten auf die Bodenmikroorganismen eingeschätzt werden und so auch der Erfolg von Sanierungsmaßnahmen geprüft werden kann. Sowohl der respiratorische Quotient als auch Lag-Phase und der Zeitpunkt des Auftretens des Peakmaximums werden durch die Kontamination beeinflusst. Dabei stellte sich der  $Q_R$  als sensitivstes Kriterium zur Bewertung von Altlastenböden heraus. Nicht bewertet werden konnten inerte Böden, deren Einsatz als Lebensraumfunktion Bodenbioszönose allerdings ohnehin fragwürdig ist.

**Literatur**

Palmborg,C.,Nordgren,A.(1993). MATS Guideline Test 16: soil respiration curves, a method to test the abundance, activity and vitality of the microflora in forest soils. In: Torstensson, L. (ed.), MATS Guidelines: Soil Biological Variables in Environmental Hazard Assessment, Swedish Environmental Protection Agency, Uppsala. pp. 149-155.

**Danksagung**

Unser Dank gilt Maïke Fuchs und Ruth See, die uns nicht nur bei der technischen Durchführung der Versuche sondern auch mit Ideen und Ratschlägen zur Seite gestanden haben. Diese Arbeit wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung gefördert.

## **Präferentielle Fließwege - Ursache für schnellen Stoffeintrag im Festgesteinsbereich der Unterharz-Plateauflächen**

H. Abdank, B. Zimmerling, M. Steininger, R. Meißner

### 1. Einleitung

Auf ackerbaulich genutzten Standorten im Unterharz wurden die Transportpfade für den Nitratintrag in Oberflächengewässer untersucht. Die Versuche fanden im Kleineinzugsgebiet des Schäferbaches ( $A_E = 144$  ha) bei Siptenfelde auf der Unterharz-Plateaufläche des Ostharzes statt. Der Versuchsstandort wird als Acker genutzt; die Versuchsparzelle befindet sich in Mittelhangingposition und weist eine Hangneigung von 11 % auf. Der vorherrschende Bodentyp ist eine Parabraunerde. Dieser Boden hat einen mehrschichtigen Aufbau aus einer gebietspezifischen schluffreichen Hauptlage („Gebirgslöß“) und einer Fließerde in der Mittellage, die von einer schuttreichen Basislage unterlagert wird. Die Mächtigkeit der Fließerde beträgt im Bereich der Versuchsparzelle im Mittel 3 dm. Die Horizontabfolge ist aus der Abbildung 1 ersichtlich.

Aufgrund der geographischen Lage im Leegebiet des Oberharzes ist ein subkontinentales Klima vorherrschend.

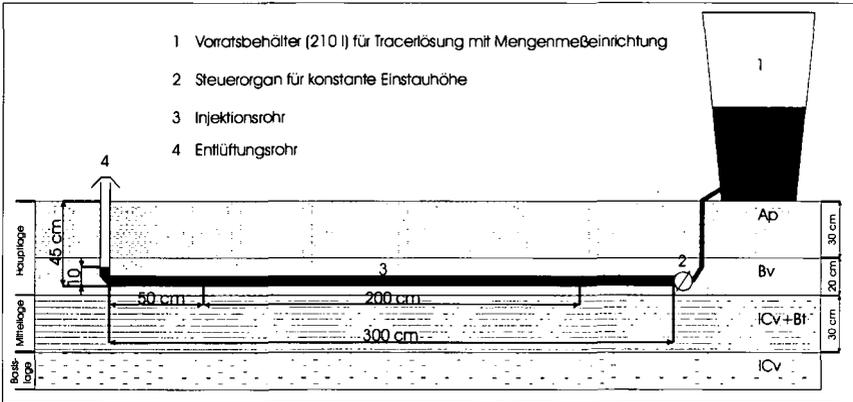
Den Versuchen vorangegangene mehrjährige Beobachtungen zeigten, daß die Nitratkonzentration im Bachwasser zu Beginn der Sickerperiode schnell ansteigt, um nach Erreichen eines Maximums allmählich abzunehmen, wobei witterungsbedingt erneute Anstiege auftreten, die jedoch in keinem Falle den Maximalwert erreichen. Im Verhältnis zur Abflußhöhe steigt die Nitratfracht überproportional an. Zunächst wurde unterstellt, daß der Nitratüberhang sowie der Nitratnachschieb aus der herbstlichen Mineralisation mit Beginn der Sickerwasserbildung im Boden gelöst und mit einem schnellen Zwischenabfluß in der Hauptlage oberhalb der geringer durchlässigen Mittellage (schluffreiche Fließerde) in geneigtem Gelände lateral in Richtung Wasserlauf verlagert werden.

### 2. Methodik

Zur weitergehenden Aufklärung des Stofftransports in den o. g. mehrlagigen Böden wurden kombinierte Farbstoff-Bromidtracerversuche durchgeführt. Um Einflüsse des sehr durchlässigen Ap-Horizonts auf den Stofffluß auszuschließen, wurden die Tracerlösungen (Vitasyn Blau AE 85

bzw. Br) mittels eines höhenlinienparallel im Bv-Horizont in 45 cm Tiefe verlegten Injektionsrohres bei konstanter Einstauhöhe von 10 cm Wassersäule appliziert (Abb. 1).

Abb. 1: Applikationseinrichtung zur Tracerinjektion



Ein hangabwärts in spitzem Winkel zum Injektionsrohr angelegter Kontrollgraben ermöglichte die visuelle Feststellung von Fartraceraustritten in unterschiedlicher Tiefe und Entfernung vom Injektionsrohr sowie den Einsatz von Einrichtungen zur Bodenfeuchtemessung (TDR-Sonden) und zur Entnahme von Bodenlösung (Saugkerzen). Zwecks genauer Lokalisierung und Reproduzierbarkeit der Fartraceraustritte sowie der Meß- und Entnahmeeinrichtungen wurde an der Wand des Kontrollgrabens ein Gitternetz mit einem Raster von 10 x 10 cm (insges. 230 x 100 cm) angebracht (Abb. 2).

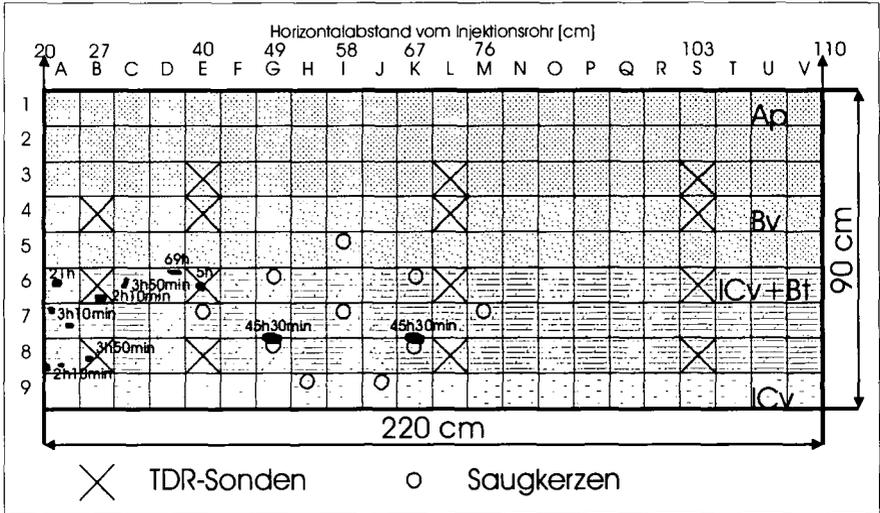
Nach Beendigung der Versuche wurde der im Grundriß keilförmige Bodenkörper zwischen Injektionsrohr und Kontrollgraben schichtweise sowie in vertikalen Lamellen abgegraben, um die Fließpfade in ihrer räumlichen Ausdehnung erfassen und in definierter Lage Bodenproben zur Bromidanalyse entnehmen zu können.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Die applizierte Tracerlösung füllte zunächst den niedrigen Initialwassergehalt im Boden auf. Die deutlichste Zunahme des Bodenwassergehalts war im ICv+Bt-Horizont (Fließerde der Mittellage) festzustellen, wobei der Feuchteanstieg mit zunehmendem Horizontalabstand vom Injektionsrohr erwartungsgemäß geringer wird. Ein Aufstieg der Tracerlösung in den Ap-Horizont war nicht nachweisbar. Bereits 70 min. nach Injektionsbeginn trat der Fartracer in 20 cm Horizontalabstand vom Injektionsrohr in 60 cm Tiefe punktuell aus der Wand des Kontrollgrabens aus. Mit fortschreitender Versuchsdauer wurden weitere punktuelle Verfärbungen in zunehmendem Abstand vom Injektions-

rohr innerhalb der Mittellage (ICv+Bt-Horizont) sichtbar. Der maximale visuell erkennbare laterale Transport wurde 45,5 h nach Injektionsbeginn in ca. 70 cm Abstand vom Rohr in 70 cm Tiefe festgestellt (Abb. 2).

Abb. 2: Zeitdauer bis zum Auftreten des Farbtacers sowie Verteilung der Austrittsstellen an der Wand des Kontrollgrabens und Lage der TDR-Sonden und Saugkerzen

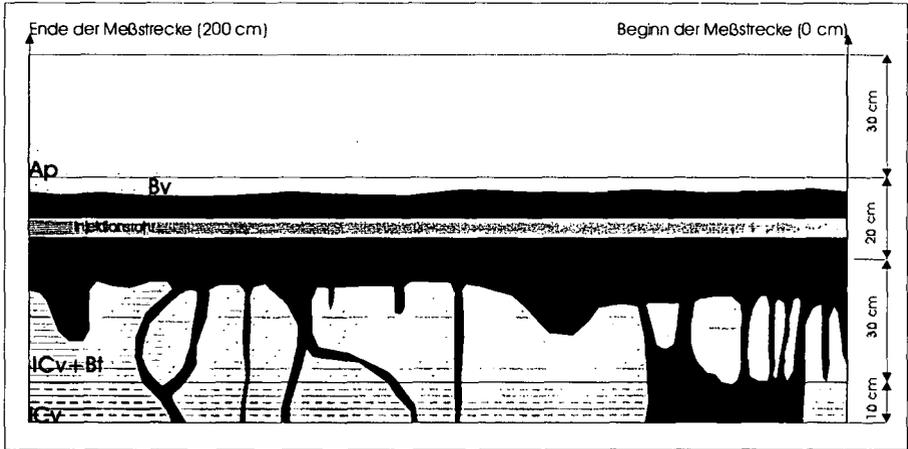


Die anschließende differenzierte Abgrabung des keilförmigen Bodenkörpers zwischen Injektionsrohr und Kontrollgraben ließ die räumliche Struktur der Tracerausbreitung erkennen. Demnach stellt die Mittellage nicht generell eine Barriere für den Wassertransport dar, sondern es sind hinsichtlich der Transportvorgänge schwer durchlässige (sog. immobile) Bereiche und mobile Bereiche mit sehr schnellem Durchfluß zu unterscheiden. In den immobilen Bereichen war der Tracer nicht nachweisbar. Die mobilen Bereiche sind insbesondere Schutfahnen (Keile, Taschen Aufwölbungen periglazialer Genese), welche die Mittellage durchragen, aber auch Zwischenräume der Grenzflächen von eingelagertem Skelett sowie von Bodenpolyedern (Bt-Bereiche). In die Bodenmatrix der Polyeder drang der Farbtacer von der Grenzfläche ausgehend lediglich 1 bis 2 mm tief ein, obwohl eine kontinuierliche Flüssigkeitsnachlieferung gewährleistet war. Selbst in mit ICv-Material unvermishtem Bt-Material fand ein vertikaler und lateraler Tracertransport entlang der Polyedergrenzflächen in der Mittellage statt. In der Abbildung 3 ist der Tracerdurchbruch durch die Mittellage bis zum anstehenden verwitterten Ausgangsgestein im Bereich des Injektionsrohres dargestellt.

Die Ausbreitung des Bromidtracers bestätigt das mittels Farbtacer gewonnene Ergebnis: Weder die Tracerkonzentration in der Bodenlösung an den einzelnen Entnahmepunkten, noch das räumliche

Vorkommen von Bromid im Bodenkörper lassen sich einem definierten Verteilungsmuster zuordnen. Bei Unterstellung eines geradlinigen Fließweges vom Injektionsrohr zum Saugkerzenkopf ergibt sich ein deutlich schnellerer Tracertransport innerhalb der Mittellage als die an Stechzylindern gemessene gesättigte Wasserleitfähigkeit erwarten ließ, was ebenfalls das Vorhandensein präferentieller Fließpfade belegt. Bei der Stechzylinderentnahme werden zwangsläufig die skelettreichen Bereiche ausgespart, so daß keine Gesamtaussage zur Wasserleitfähigkeit der Mittellage erfolgen kann.

Abb. 3: Vertikale Tracerverlagerung unmittelbar am Injektionsrohr



In der untersuchten Hangposition kann die vermutete generelle Barrierewirkung der Mittellage aufgrund dieser Befunde nicht bestätigt werden. Die im Fließgewässer während der Sickerperiode beobachtete erhöhte Nitratkonzentration ist demzufolge nicht auf einen raschen Zwischenabfluß oberhalb der Mittellage zurückzuführen, sondern das Nitrat wird mit dem Einsetzen der Sickerperiode auf präferentiellen Fließwegen kurzfristig in den oberen Grundwasserleiter ausgewaschen, ohne die gesamte Bodenmatrix zu durchströmen. Der obere Grundwasserleiter entwässert bei Wasserzufuhr schnell zum Vorfluter.

Die Geometrie und Vernetzung derartiger präferentieller Fließpfade ist Zufälligkeiten unterworfen und experimentell schwierig bestimmbar. Hierdurch ist eine Modellierung der Fließvorgänge oberhalb des Grundwasserleiters kompliziert und auf der Grundlage der klassischen hydraulischen Betrachtungen nicht möglich. Die Ergebnisse gelten vorerst für die Flachhangbereiche, in denen die Mittellage meist geringmächtig ist und häufig durch Schuttbahnen unterbrochen wird bzw. partiell völlig fehlt. Für Plateaubereiche mit mächtiger Mittellage sind hingegen andere Ergebnisse nicht auszuschließen.

# Einfluß des Insektizides Methoxychlor auf das Aminosäuremuster von Mais und Sommergerste im Gefäßversuch

Frank Böhme und Elke Schulz

## Einleitung

In Kombination mit Mineraldüngergaben und geeigneten Sorten ist der Einsatz von chemischen Pflanzenschutzmitteln (PSM) eine Voraussetzung für gesicherte und hohe Erträge. Da Pestizide bei unsachgemäßer Anwendung eine potentielle Gefahr für die Umwelt darstellen, werden sie immer wieder in Frage gestellt. Zur Abschätzung von Risiken sind Rückstandsanalysen seit Jahren ein wichtiger Forschungsschwerpunkt.

Wie Untersuchungen [Singh und Prasad 1990; Prew et al. 1983 u.a.] zeigten, können Pflanzenschutzmittel neben ihrer pestiziden Wirkung auch aktiv den pflanzlichen Stoffwechsel beeinflussen. Von besonderem Interesse sind auftretende Gehalts- und Verteilungsänderungen der Inhaltsstoffe, insbesondere innerhalb des für die Pflanze essentiellen Stickstoff-Metabolismus. Die Protein- bzw. Aminosäurefraktion ist dabei von entscheidender Bedeutung, da sie ein wichtiges Qualitätskriterium für eine Verwendung der Pflanze als Futter bzw. Nahrungsquelle darstellt.

Somit sind zur Klärung der Frage nach dem Einfluß von Pflanzenschutzmitteln auf die Qualität von Nutzpflanzen sowohl Protein-/Aminosäuregehaltsanalysen wie Pestizidrückstandsuntersuchungen bedeutsam. Gleichzeitig können Aussagen getroffen werden, ob intensiv/integriert bzw. über ökologischen Landbau angebaute Pflanzen bezüglich Aminosäuremuster/-gehalt eine gleichwertige Qualität aufweisen.

## Material und Methoden

Für die Untersuchung der Wirkung von Pflanzenschutzmitteln auf Kulturpflanzen erfolgte 1998 die Anlage eines Gefäßversuches. Es wurden die Wasseraufnahme, der Trockenmasseertrag, der Stickstoffzug, Pestizidrückstände und Aminosäuremuster bzw. -gehalte erfaßt.

Der Gefäßversuch wurde unter kontrollierten Bedingungen in einem Gewächshaus mit zwei Versuchspflanzen (Mais und Sommergerste) und zwei unterschiedlichen Böden (Löß-Schwarzerde, Sand-Braunerde, Tab. 1) in dreifacher Wiederholung angelegt.

**Tab. 1:** Ausgewählte Eigenschaften der verwendeten Böden

Bodenart	Standort	pH	C <sub>org</sub> [%]	N <sub>t</sub> [%]	C/N
Löß-Schwarzerde/Haplic Phaeozem	Bad Lauchstädt	6,8	2,15	0,198	11
Sand-Braunerde/Cambic Arenosol	Müncheberg	5,0	1,16	0,120	10

Als Pestizid kam Methoxychlor (Insektizid) in der Praxis üblichen Applikationsdosis sowie deren zehnfache Menge zum Einsatz. Der Versuch beinhaltete des weiteren entsprechende Kontrollvarianten ohne Pestizidapplikation.

Jeweils 8 Mais- bzw. 20 Sommergerste-Pflanzen wurden in Kick-Brauckmann-Gefäßen (ca. 10 kg Boden) bei einer Bodenfeuchte von 60% der maximalen Wasserkapazität angezogen. Zu den Zwischenernten erfolgte die Bestimmung der Frischmassen für die einzelnen Pflanzenteile. Von jeder Pflanzenfraktion wurden Aliquote entnommen. Ein Aliquot wurde getrocknet und diente der Gesamtstickstoffbestimmung („vario EL“-Elementaranalysator). Ein weiteres wurde in flüssigem Stickstoff schockgefroren und bis zur Aufarbeitung für die Aminosäurebestimmung in einem Dewar-Gefäß gelagert. Das restliche, frische Pflanzenmaterial wurde für die Pestizidanalytik bei -20 °C im Tiefkühlschrank aufbewahrt.

Die Aminosäureanalytik erfolgte in Anlehnung an eine Methode der VDLUFA [1988]. Die im Pflanzenmaterial enthaltenen freien und proteinogen gebundenen Aminosäuren wurden nach Hydrolyse mit einem Aminosäureanalysator (LC 3000, Fa. EPPENDORF/BIOTRONIC) quantitativ erfaßt.

Für die Rückstandsanalytik von Methoxychlor wurde gefriergetrocknetes Pflanzenmaterial mittels Accelerated Solvent Extraction (ASE, Fa. DIONEX) extrahiert und die Rohextrakte aufgereinigt (Säulen- und Gelpermeationschromatographie). Die Quantifizierung des Insektizides erfolgte mit Hilfe der Gaschromatographie ( $\mu$ -EC-Detektion; Fa. HEWLETT PACKARD).

### Ergebnisse und Diskussion

Vorangegangene Untersuchungen [Böhme und Schulz 1999] zeigten, daß Methoxychlor die Wasseraufnahme wie auch den Trockenmasseertrag und den Stickstoffentzug stimulieren kann, wobei der Einfluß im wesentlichen von der Bodenart abhängt.

Ein erhöhter N-Entzug bei Pestizidapplikation läßt vermuten, daß es innerhalb der Aminosäure-/Proteinfraktion der Pflanze bei Anwendung von Pflanzenschutzmitteln zu Veränderungen kommt.

In diesem Beitrag soll nur auf die generativen Organe der Versuchspflanzen (Mais-Kolben, Sommergerste-Ähre) eingegangen werden.

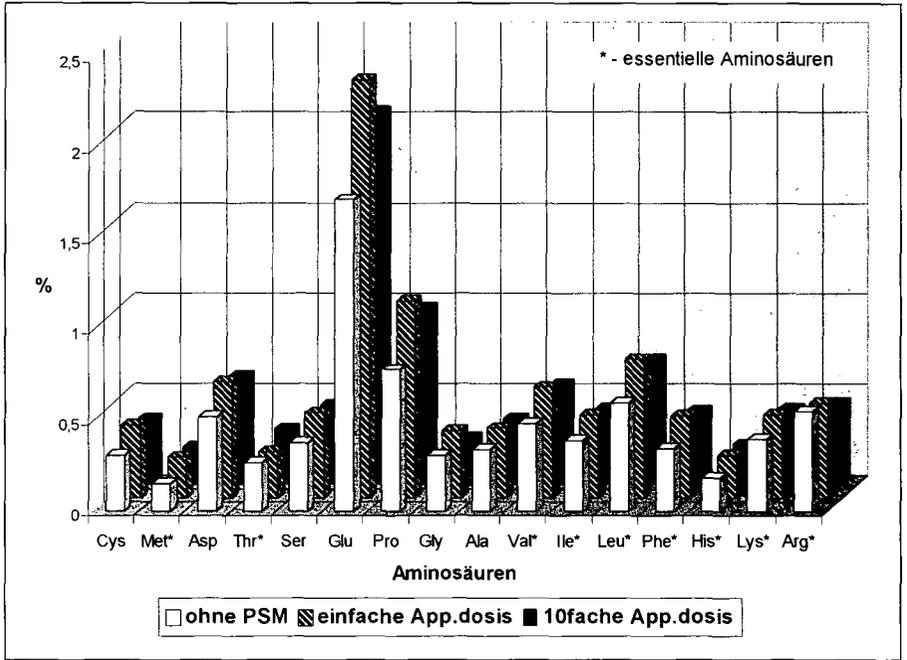
Wie aus Abbildung 1 ersichtlich, erhöhte Methoxychlor teilweise den Aminosäureanteil in der Ähre von Sommergerste auf Löß-Schwarzerde. Asparaginsäure, Glutaminsäure, Prolin, Valin, Leucin und Phenylalanin wiesen einen deutlichen Anstieg im Gehalt bei den behandelten Varianten gegenüber der Kontrollvariante auf. Dieser Effekt wurde auch bei Sand-Braunerde beobachtet (Tab. 2).

**Tab. 2:** Einfluß von Methoxychlor und der Bodenart (Löß-Schwarzerde [LSE], Sand-Braunerde [SBE]) auf den Anteil [%] ausgewählter Aminosäuren von Sommergerste-Ähre und Mais-Kolben nach 120 Tagen im Gefäßversuch

Pflanze	Boden	Appl.dosis	Asp	Glu	Pro	Val*	Ile*	Leu*	Phe*	His*	Lys*	Arg*
Sommergerste-Ähre	LSE	ohne	0,52	1,72	0,78	0,48	0,39	0,60	0,35	0,18	0,40	0,55
		einfach	0,64	2,31	1,09	0,61	0,46	0,76	0,45	0,23	0,46	0,52
		10fach	0,60	2,06	0,97	0,55	0,42	0,69	0,41	0,22	0,42	0,45
	SBE	ohne	1,12	3,61	1,75	0,79	0,63	1,05	0,72	0,31	0,65	0,75
		einfach	1,21	4,57	2,21	0,88	0,69	1,21	0,88	0,39	0,73	0,87
		10fach	1,02	3,38	1,66	0,77	0,62	0,98	0,70	0,29	0,61	0,68
Mais-Kolben	LSE	ohne	0,53	1,17	0,62	0,43	0,32	0,74	0,27	0,16	0,34	0,31
		einfach	0,50	1,09	0,56	0,43	0,32	0,70	0,27	0,18	0,31	0,30
		10fach	0,47	1,07	0,54	0,40	0,30	0,68	0,24	0,15	0,28	0,28
	SBE	ohne	1,54	1,64	0,44	0,51	0,40	0,74	0,32	0,21	0,58	0,43
		einfach	1,47	1,64	0,54	0,51	0,40	0,73	0,36	0,21	0,59	0,43
		10fach	1,49	1,72	0,65	0,54	0,40	0,87	0,39	0,23	0,56	0,43

\* - essentielle Aminosäuren

Bei beiden Böden wurde der höchste Aminosäureanteil in den generativen Pflanzenteilen der Sommergerste bei praxisbezogener (einfacher) Dosis festgestellt. Diese Applikationsmenge von Methoxychlor ist damit als ein Optimum in Bezug auf eine Stimulierung der Aminosäurebiosynthese von Sommergerste anzusehen.



**Abb. 1:** Einfluß von Methoxychlor auf den Aminosäureanteil in Sommergerste-Ähre auf Löß-Schwarzerde nach 120 Tagen im Gefäßversuch

Im Fall von Mais ließ sich ebenfalls feststellen, daß der Einfluß von Pflanzenschutzmitteln auf die prozentuale Zusammensetzung der pflanzlichen Aminosäurefraktion unabhängig von der Bodenart ist. Im Unterschied zur Ähre der Sommergerste kam es beim Maiskolben nicht zu einer Änderung im Aminosäureanteil der Varianten (Tab 2).

Wie die Ergebnisse zeigen, hängt die Wirkung von Pestiziden wie Methoxychlor auf den Aminosäurepool insbesondere von der Pflanze selbst ab. Diese Schlußfolgerung wird auch in der Literatur bestätigt [Ladonin et al. 1980]. Ein weiterer Einflußfaktor auf die Biosynthese von Aminosäuren ist nach Ladonin et al. (1980) das Pestizid bzw. dessen chemische Struktur.

Neben den Aminosäureuntersuchungen erfolgte auch eine Rückstandsanalytik für das verwendete Insektizid in den Pflanzenorganen. Die Restgehalte von Methoxychlor in der Ähre von Sommergerste und im Maiskolben unterschritten auch bei der zehnfachen Applikationsdosis die gesetzlich vorgeschriebene Höchstmenge für Getreide [Perkow und Ploss 1996] deutlich (Tab. 3).

**Tab. 3:** Toleranzwert [Perkow und Ploss 1996] und Restgehalte [mg/kg] von Methoxychlor bei zehnfacher Applikationsdosis im Gefäßversuch

zulässige Höchstmenge	Sommergerste-Ähre		Mais-Kolben	
	Löß-Schwarzerde	Sand-Braunerde	Löß-Schwarzerde	Sand-Braunerde
2,0	$3,99 \times 10^{-4}$	$5,04 \times 10^{-4}$	$3,05 \times 10^{-4}$	$6,02 \times 10^{-4}$

Aufgrund der extrem geringen Rückstandskonzentrationen in den generativen Teilen der verwendeten Versuchspflanzen bei einfacher und zehnfacher Methoxychlorapplikation kann weder von einer Qualitätsbeeinträchtigung und noch von einer Gefährdung gesprochen werden.

### Zusammenfassung

Die Anwendung von Methoxychlor führte nicht zu einer negativen Beeinflussung des pflanzlichen Aminosäurepools. In Abhängigkeit von der Pflanzenart kam es teilweise zu einem Anstieg des Gehaltes einzelner, z.T. essentieller Aminosäuren. Die Wirkung von PSM auf den Aminosäureanteil in der Pflanze war vom Boden unabhängig. Einflußfaktoren auf das Aminosäuremuster bzw. den Aminosäureanteil bilden sowohl die Pflanze selbst als auch chemische Eigenschaften des Pestizides sowie dessen Aufwandmenge.

### Literatur

- Böhme, F. und Schulz, E. (1999): Einfluß von Pestiziden auf die Wasseraufnahme, den N-Entzug und den Trockenmasseertrag von Mais. - Stoffumsatz im Wurzelnahen Raum; 9. Borkheider Seminar zur Ökophysiologie des Wurzelraumes. - B.G. Teubner Stuttgart Leipzig, 47-52
- Ladonin, V.F.; Chesalin, G.A.; Samoilov, L.N.; Spesivtev, L.G. und Taova, V.I. (1980): The application of  $^{15}\text{N}$  to investigating the influence of herbicides on crop and weed plants. Report 2. The action characteristics of herbicides on the nitrogenous metabolism of resistant and susceptible plants. *Agrokhimiya*, 17 (9), 116-122
- Perkow, W. und Ploss, H. (1996): Wirksubstanzen der Pflanzenschutz und Schädlingsbekämpfungsmittel. 3.Auflage. Parey Buchverlag Berlin
- Prew, R.D.; Church, B.M.; Dewar, A.M. et al. (1983): Effects of eight factors on the growth and nutrient uptake of winter wheat and on the incidence of pests and diseases. *Journal of Agricultural Science*, 100, 363-382
- Singh, V.N. und Prasad, C.R. (1990): Effect of insecticides on yield, juice quality and nutrient uptake of sugarcane (*Saccharum officinarum*) in a calcareous soil. *Indian Journal of Agricultural Sciences*, 60 (1), 83-85
- VDLUFA (1988): Bestimmung von Aminosäuren. Aminosäuren 4.11.1, Die chemische Untersuchung von Futtermitteln. Methodenbuch III, 2. Erg., VDLUFA-Verlag Darmstadt, 1-5

# Kalihaushalt der Fahlerde in Abhängigkeit vom Düngungsniveau

von

BOSAK, V.\*

## Einleitung und Problemstellung

Das Kalium gehört zu den Kernnährelementen (N, P, K), die die Kulturpflanzen zum Wachstum benötigen. Es aktiviert zahlreiche Enzyme, wirkt im Wasserhaushalt der Pflanze quellend und spielt eine wichtige Rolle im Stofftransport sowie bei der Bildung von Makromolekülen (Cellulose, Stärke, Eiweiß) [ 1 ].

Im Boden befindet sich das Kalium in den Kristallgittern der Primär- und Sekundärgesteine (Hauptmenge); im Sorptionszustand von Bodenkolloiden (wesentlicher Teil); in den Pflanzenrückständen; in den Mineralsalzen der Bodenlösung. Das Gesamtkalium hat verschiedene Kaliumverbindungen, z. B. wasserlösliches Kalium, austauschbares Kalium, mobiles Kalium, nicht austauschbares Kalium u. s. w. Die wichtigsten pflanzenverfügbaren Kaliumformen sind wasserlösliches und austauschbares Kalium. Nicht austauschbares Kalium dient als Kaliumreserve für die Pflanzenernährung [ 2 ]. Bei der Agrarproduktion wechselt sich deutlich der verfügbare Kaligehalt im Boden. Die Anwendung der organischen und mineralischen Dünger tragen zur Versorgung der Agrarpflanzen mit dem leichtverfügbaren Kalium sowie zur Steigerung und Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit bei [ 3 ].

Das Ziel der Untersuchungen bestand darin, um den Einfluß des Düngungsniveaus auf den Kalihaushalt der Fahlerde sowie auf die Kaliumbilanz und Produktivität der Agrarpflanzen in der Fruchtfolge festzustellen.

## Material und Methoden

Der Kalihaushalt des Bodens wurde im Dauerdüngungsversuch (1991-1997) in der Nähe von Minsk, Weißrußland (Belarus) untersucht. Der Boden wird als Fahlerde (Ap-Al-BtC-C) bezeichnet. Die Bodenart im Oberboden ist Lehm, im Unterboden – Lößlehm. Wichtige Eigenschaften des Ap-Horizonts: Humusgehalt – 1, 5%,  $P_2O_5$ -Gehalt – 390 mg  $kg^{-1}$  (0, 2 n HCl),  $K_2O$ -Gehalt – 217 mg  $kg^{-1}$  (0, 2 n HCl),  $pH_{KCl}$ (gekalkte Fläche) – 6, 3-6, 4,  $pH_{KCl}$ (ungekalkte Fläche) – 4, 3-4, 7.

In einer Kartoffel-Gerste-Hafer-Futtermülsen-Sommerweizen-Flachs-Fruchtfolge wurden die folgenden Varianten angelegt: 1) ohne Dünger; 2) Kalkung; 3) Stalldung; 4) Kalkung+Stalldung; 5) NPK; 6) NPK+Kalkung; 7) NPK+Stalldung; 8) NPK+Kalkung+Stalldung. Die Mineraldünger wurden in Form des Superphosphats und Kaliumchlorids vor der Saat und Ammonsalpeters vor der Saat und als Nachdünger angewendet (Kartoffel -  $N_{120}P_{90}K_{160}$ , Gerste -  $N_{90+30}P_{70}K_{120}$ , Hafer -  $N_{90+30}P_{50}K_{90}$ , Futtermülsen -  $N_{120+60}P_{90}K_{150}$ , Sommerweizen -  $N_{90+30}P_{90}K_{160}$ , Flachs -  $N_{30}P_{70}K_{100}$ ). Die organischen Dünger wurden in Form des Strohbindermistes für die Kartoffel ( $60 \text{ t ha}^{-1}$ ) und für die Futtermülsen ( $40 \text{ t ha}^{-1}$ ) verwendet.

Alle Varianten wurden in vierfacher Wiederholung angelegt. Die Pflanzenanbaumaßnahmen (Bodenvorbereitung, Düngung, Saat, Pflanzenschutz) wurden nach den allgemeinen Regeln durchgeführt.

Vor und nach der Fruchtfolgerotation (1991 und 1997) wurden die Bodenproben im Ap- und Al-Horizonten entnommen. Der Kaligehalt wurde im  $H_2O$ -Extrakt (wasserlösliches Kalium), im 1 n  $CH_3COONH_4$ -Extrakt (austauschbares Kalium) und im 2 n HCl-Extrakt (nicht austauschbares Kalium als Differenz zwischen 2 n HCl-Gehalt und 0, 2 n HCl-Gehalt) gemessen.

## Ergebnisse und Diskussion

Das Düngungssystem hat die ungleiche Wirkung auf die Dynamik des Kaliumhaushalts im Boden ausgeübt (Tab. 1). Für die Fruchtfolgerotation wurde der Gehalt des pflanzenverfügbaren Kaliums auf allen Varianten verkleinert. Dabei wurde der wasserlösliche Kaligehalt auf 34-62% und der austauschbare Kaligehalt auf 14-32% verringert. Größere Verminderung des wasserlöslichen und austauschbaren Kaliums war auf den Varianten ohne Anwendung der organischen und mineralischen Dünger (mehr als 50% für das wasserlösliche Kalium und mehr als 25% für das austauschbare Kalium). NPK-Dünger sowie ihre Zusammenanwendung mit organischen Düngern haben diese Prozesse deutlich verzögert.

Die Düngieranwendung hat auch den nicht austauschbaren Kaligehalt im Boden gesteigert. Die größte Zunahme ( $+116 \text{ mg kg}^{-1}$  oder 41%) des nicht austauschbaren Kaliums war auf der Variante mit voller Düngung (NPK+Kalk+Dung). Die Verringerung des nicht austauschbaren Kaliums war nur auf der Variante ohne Dünger.

Die wichtige Charakteristik des Düngungssystems ist die Nährstoffbilanz im Boden. In unseren Untersuchungen war die positive Kaliumbilanz auf den Varianten mit der Zusammenanwendung der NPK-Dünger und organischer Dünger (NPK+Dung und NPK+Kalk+Dung) (Tab. 2).

Die Düngieranwendung hat auch den Agrarpflanzenenertrag erhöht (Tab. 3). Die Kalkung hat die günstige Auswirkung auf den Ertrag der Getreide und Futtermülsen gemacht. Der Ertrag von Kartoffeln und Flachs, die die säureliebende Kulturpflanzen sind, war von der Bodenversauerung praktisch unabhängig.

Tabelle 1: K-Gehaltsdynamik im Boden in Abhängigkeit von Düngung

Variante	Kaligehalt der Fehlerde, mg kg <sup>-1</sup>					
	wasserlösliches Kalium (H <sub>2</sub> O)		austauschbares Kalium (1 n CH <sub>3</sub> COONH <sub>4</sub> )		nicht austauschbares Kalium (2 n HCl)	
	1991	1997	1991	1997	1991	1997
Ohne Dünger	78	36	255	173	332	325
Dung, 16, 7 t ha <sup>-1</sup>	72	42	244	206	261	338
N <sub>115</sub> P <sub>73</sub> K <sub>123</sub>	79	52	248	185	265	305
NPK + Dung	78	44	253	214	280	346
Kalk	62	27	211	159	271	326
Kalk + Dung	68	33	246	205	286	359
NPK + Kalk	69	26	208	149	263	320
NPK+Kalk+Dung	82	43	254	219	284	400

Tabelle 2: K-Bilanz im Boden in Abhängigkeit vom Düngungsniveau

Variante	Zufuhr, kg ha <sup>-1</sup>	Entzug, kg ha <sup>-1</sup>	Bilanz, ± kg ha <sup>-1</sup>
Ohne Dünger	54	473	-527
Dung, 16, 7 t ha <sup>-1</sup>	550	760	-210
N <sub>115</sub> P <sub>73</sub> K <sub>123</sub>	794	852	-58
NPK + Dung	1290	1191	+99
Kalk	54	595	-541
Kalk + Dung	550	798	-248
NPK + Kalk	794	1098	-304
NPK+Kalk+Dung	1290	1277	+13

$$B = Z_m + Z_o + Z_s + Z_n - E_p - E_a - E_e, \text{ wo}$$

B – Bilanz, ± kg ha<sup>-1</sup>

Z<sub>m</sub> – Zufuhr mit den Mineraldüngern, kg ha<sup>-1</sup>

Z<sub>o</sub> – Zufuhr mit organischen Düngern, kg ha<sup>-1</sup>

Z<sub>s</sub> – Zufuhr mit den Samen, kg ha<sup>-1</sup>

Z<sub>n</sub> – Zufuhr mit den Niederschlägen

E<sub>p</sub> – Entzug des Haupt- und Nebenproduktes, kg ha<sup>-1</sup>

E<sub>a</sub> – Auswaschungsverluste, kg ha<sup>-1</sup>

E<sub>e</sub> – Erosionsverluste, kg ha<sup>-1</sup>

Die organische und mineralische Dünger haben den Ertrag von allen Kulturpflanzen gesteigert. Insgesamt für die Fruchtfolge war die Variante mit voller Düngung ( $N_{115}P_{73}K_{123}$ +Kalkung+Stallung, 16, 7 t ha<sup>-1</sup>) am besten – Gesamtertrag war 83, 8 dt ha<sup>-1</sup> von Futtereinheiten).

Tabelle 3: Einfluß der Düngung auf die Agrarpflanzenproduktivität

Variante	Ertrag der Hauptproduktion, dt ha <sup>-1</sup>						Fruchtfolge, dt ha <sup>-1</sup> FE
	Kartoffel	Gerste	Hafer	Futter- rüben	Sommer- weizen	Flachs	
Ohne Dünger	161	15, 7	9, 2	123	17, 6	41, 3	34, 9
Dung, 16, 7 t ha <sup>-1</sup>	182	29, 8	15, 2	365	29, 5	41, 3	48, 8
$N_{115}P_{73}K_{123}$	187	41, 3	36, 2	194	42, 0	49, 4	60, 3
NPK + Dung	210	57, 3	44, 2	620	50, 3	54, 6	79, 3
Kalk	150	32, 4	16, 2	315	22, 7	36, 9	43, 1
Kalk + Dung	178	41, 3	20, 0	430	29, 6	41, 3	53, 5
NPK + Kalk	193	58, 9	45, 9	586	50, 5	54, 4	77, 4
NPK+Kalk+Dung	206	62, 7	46, 2	724	52, 6	53, 9	83, 8
CD <sub>05</sub>	10	3, 2	3, 0	15	2, 7	3, 4	1, 8

### Zusammenfassung

In Weißrußland (Republik Belarus) wurden Feldversuche auf einer Fahlerde durchgeführt, um den Einfluß des Düngungs-niveaus auf den Kalihaushalt des Bodens sowie auf die Produktivität der Agrarpflanzen festzustellen.

Die Zusammenanwendung von Mineraldünger, Kalk und Stallung hat eine günstigste Wirkung auf den Kalihaushalt der Fahlerde getan. Voldüngung hat auch die positive Kaliumbilanz im Boden sowie den größten Ertrag der Agrarpflanzen sichergestellt.

### Literatur

1. Schweder P., Kape E., Neubauer W. (1998): Düngung 1998: Hinweise und Richtwerte für die landwirtschaftliche Praxis. Schwerin-Brüel. 176 S.
2. Вильдфуш Р. Т., Кукреш С. П., Ионас В. А. (1995): Агрохимия (Agrochemie). Minsk, "Uradzhaj". 380 S, russisch.
3. Босак В. Н. (1997): Проблемы эффективного использования лёгких почв в Германии (Probleme der effektiven Ausnutzung der leichten Böden in Deutschland). Bodenuntersuchungen und Düngieranwendung, Minsk, Nr. 24. S. 64-66, russisch.

## Netto-N-Mineralisation nach mehrjähriger ackerbaulicher Verwertung von Bioabfallkompost und Grünguthäcksel

BRANDT, M; WILDHAGEN, H.

### Einleitung

Bei der landbaulichen Verwertung von organischen Siedlungsabfällen wird seit Ende der 80er Jahre Baum- und Strauchschnitt aus Parkanlagen und privaten Gärten nach dem Schreddern auf Ackerflächen aufgebracht und unterliegt dort einer Flächenkompostierung. Dieser Sekundärrohstoffdünger ist durch überwiegend sehr weite C/N-Verhältnisse charakterisiert. Es stellt sich die Frage nach der N-Mineralisation bzw. einer möglichen N-Immobilisierung insbesondere bei nachfolgender N-Düngung.

### Material und Methoden

Am Versuchsstandort "Saurasen" (Löß-Pseudogley, Ut3) wird seit 1994 ein zweifaktorieller Exaktversuch geführt, der die Praxistauglichkeit der Anwendung von geschreddertem Strauchschnitt (Grünguthäcksel **GGH**) - mit einem C/N-Verhältnis von 46:1 - im Vergleich zur landbaulichen Verwertung von Bioabfallkompost - C/N-Verhältnis von 12:1 - prüfen soll. Mit den organischen Sekundärrohstoffdüngern werden jährlich jeweils ca. 125 kg Gesamt-N/ha ausgebracht. Dies entspricht praxisüblichen Anwendungsmengen von 100 m<sup>3</sup> GGH/ha Frischsubstanz bzw. 10 t Kompost/ha Trockensubstanz. Als weiterer Versuchsfaktor wird zusätzlich mineralischer Stickstoff gedüngt. Das Versuchsdesign ist eine kombinierte Spalten- und Blockanlage in vierfacher Wiederholung.

Um die N-Dynamik im System Boden-Pflanze nach der Anwendung von Bioabfallkompost und Grünguthäcksel beschreiben zu können, wurde in der Vegetationsperiode 1995 in drei- bis vierwöchigen Abständen Bodenproben aus Schichttiefen von 0-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm entnommen und nach (Hoffmann 1991) auf Ihre  $N_{\min}$ -Gehalte untersucht. Zum gleichen Zeitpunkt wurden Pflanzenproben (Sproß; 0,25 cm<sup>2</sup>) entnommen und die Gesamt-N-Gehalte in der Trockenmasse bestimmt. Hieraus wurden die N-Entzüge/ha berechnet. Die pflanzenverfügbare N-Menge wurde wie folgt definiert:

$$\text{pflanzenverfügbare N-Menge} = N_{\min} + \text{N-Sproß}$$

Die N-Entzüge die in der Wurzelmasse akkumuliert worden sind, wurden nicht berücksichtigt.

In Anlehnung an (Isermann & Isermann 1996) wurde die Stickstoffmineralisation berechnet, wobei als Bezugszeiträume die Zeiträume zwischen den Probenahmetermi-  
nen gesetzt wurden. In Abb. 1 sind die Berechnungen der N-Quellen und -Senken schematisch dargestellt (Brandt 1997).

### Ergebnisse und Diskussion

Im Zeitraum bis zum 03.04.95 wurde im Spross und Boden ( $N_{\min}$ ) bei der N-gedüngten, unbehandelten Variante 53 kg N /ha mehr gefunden als bei der N-ungedüngten Variante (Abb. 2. Dies entspricht 79 % des bis zu diesem Zeitpunkt gedüngten N). Die N-gedüngte GGH-Variante wies aber

nur 29 kg/ha mehr N auf, als die N-ungedüngte GGH-Variante. Gegenüber den 53 kg N/ha der Mineraldüngung bei der unbehandelten Variante fehlen demnach 24 kg N/ha, die von der mikrobiellen Biomasse der GGH-Variante immobilisiert sein dürften (Abb. 3). Beim Kompost betrug die N-Immobilisierung in diesem Zeitraum 26 kg N/ha. Bei den nicht N-gedüngten GGH- und Kompost-Varianten wurden im Vergleich zur nicht N-gedüngten, unbehandelten Variante 2 bzw. 5 kg N/ha mehr gefunden, die aus den organischen Reststoffen GGH bzw. Kompost mineralisiert worden sind. Damit reduziert sich die Netto-Immobilisierung der GGH-Variante auf 22 kg N/ha (24 - 2 kg N/ha) und bei der Kompost-Variante auf 21 kg N/ha (26 - 5 kg N/ha). Die Netto-N-Immobilisierung ist bei beiden Varianten trotz des erheblich weiteren C/N-Verhältnisses des GGH auf einem gleich hohen Niveau.

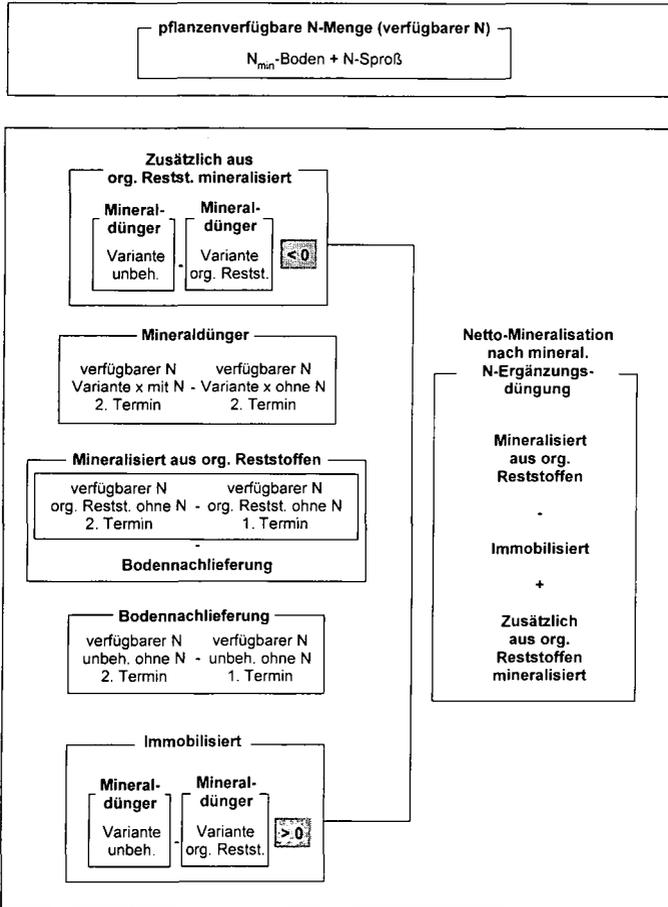


Abb. 1: Diagramm zur Berechnung der Stickstoffquellen und -senken sowie der Netto-Stickstoffmineralisation

Im Zeitraum vom 01.05.95 bis 06.06.95 kam es zu keiner weiteren N-Immobilisierung. Die N-ungedüngte GGH-Variante wies 17 kg höhere N-Gehalte/ha auf als die N-ungedüngte, unbehandelte Variante. Die GGH-Anwendung hatte somit eine höhere N-Mineralisation zur Folge, die nach der Kompost-Anwendung 18 kg N/ha betrug und sich damit auf gleicher Höhe wie nach der

GGH-Anwendung befindet. Die N-Düngung führte bei der unbehandelten und der GGH-Variante zu höheren N-Gehalten im Sproß und Boden von jeweils 40 kg/ha. Bei der Kompost-Variante führte die N-Düngung zu einem Anstieg der N-Gehalten im Sproß und Boden von 42 kg, lag damit um 2 kg/ha höher als bei der unbehandelten Variante und dürften aus dem Kompost zusätzlich mineralisiert worden sein.

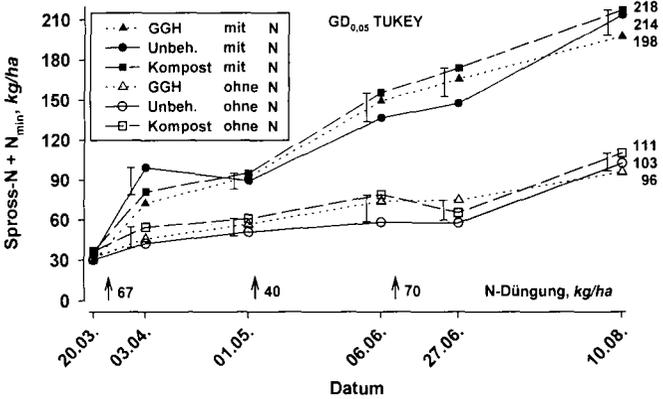


Abb. 2: Summe aus Sproß-N und N<sub>min</sub> von Winterweizen nach Anwendung von Grüngut-häcksel (GGH) und Kompost sowie einer mineralischen N-Ergänzungsdüngung (1995)

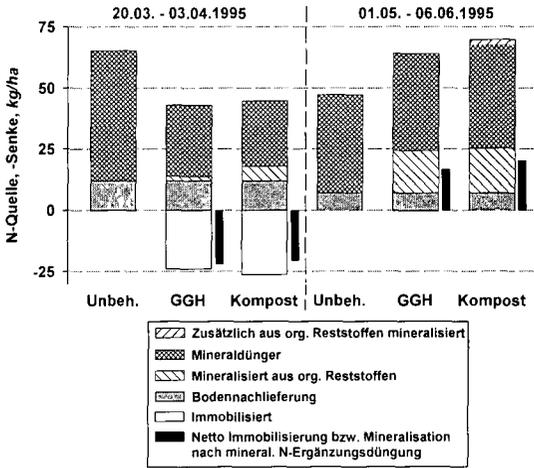


Abb. 3: N-Quellen und -Senken sowie die Netto-Mineralisation zu Winterweizen in Abhängigkeit der verwendeten organischen Reststoffe (1995)

Für das Versuchsjahr 1995 konnten für vier Bezugszeiträume die Berechnung der Netto-Mineralisation bzw. der Netto-Immobilisierung durchgeführt werden. Beim Vergleich mit der unbehandelten Variante zeigten die organisch beaufschlagten Varianten im Bezugszeitraum vom 20.03. bis 03.04. eine Netto-Immobilisierung von 22 kg N/ha für GGH und 21 kg N/ha für Kompost. Bereits im

nachfolgenden Bezugszeitraum vom 03.04. bis 01.05. kam es zu einer Netto-Mineralisation von 17 kg N/ha nach GGH- bzw. 20 kg N/ha nach Kompost-Anwendung.

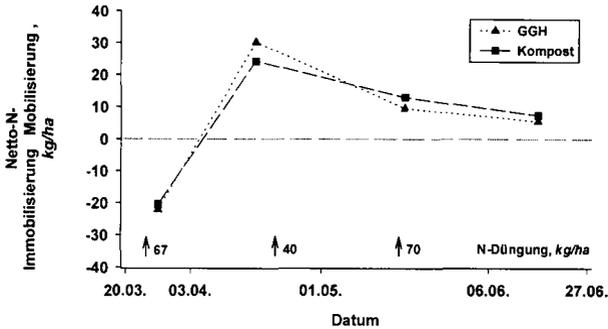


Abb. 4: Netto-Stickstoffmineralisation aus organischen Reststoffen nach mineralischer N-Ergänzungsdüngung zu Winterweizen (1995)

Aus Abb. 4 wird deutlich, dass der Prozeß der Netto-Immobilisierung unter den hier gültigen Standort- und Versuchsbedingungen nur einen relativ kurzen Zeitraum umfasst. Er wird von einer Phase der Netto-Mineralisation als Folge einer gesteigerten Umsetzung der mikrobiellen Biomasse im Boden abgelöst.

Die größeren Stücke des GGH bestehen überwiegend aus holzigem Material mit einem Ligninanteil von ca. 30% und einem C/N-Verhältnis von über 50:1. Die Struktur dieser Partikel führt dazu, dass diese Partikel durch die mikrobielle Biomasse des Bodens keinen raschen Abbau unterliegen und der in ihnen enthaltene C zu keiner nennenswerten N-Immobilisierung beiträgt. Bisher gilt der Parameter des C/N-Verhältnisses für eine Bewertung der Sekundärrohstoffdünger hinsichtlich ihrer N-Immobilisierungspotentiale bei ackerbaulicher Verwertung (Scherer 1996, Sims 1990). Beim Grünguthäcksel scheint dieses Bewertungsschema nicht zuzutreffen und bedarf einer detaillierteren Untersuchung und Bewertung.

### Danksagung

Die Verfasser danken der Deutschen Bundesstiftung Umwelt für die finanzielle Unterstützung dieses Projektes.

### Literatur

Brandt, M. (1997): Grünguthäcksel-Verwertung zur Vermeidung von Bodenerosion und Nährstoffaustrag. - Boden und Landschaft. Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie. Band 18. Gießen.

Hoffmann, G. (1991): Die Untersuchung von Böden. - Methodenbuch, Band 1, 4. Auflage, VDLUFA-Verlag. Darmstadt.

Isermann, K. und R. Isermann (1996): Netto-C-, N-, P- S-Immobilisierung und Mineralisation vor dem Hintergrund der Optimierung von Bodenfruchtbarkeit und Düngung sowie des Bodenschutzes. - *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 80, 133-136,

Scherer, H. W., W. Werner und A. Neumann (1996): N-Nachlieferung und N-Immobilisierung von Komposten mit unterschiedlichem Ausgangsmaterial, Rottegrad und C/N-Verhältnis. - *Agribiol. Res.*, 49, 120-129,

Sims, J. T. (1990): Nitrogen Mineralization and Element Availability in Soils Amended with Composted Sewage Sludge. - *J. Environ. Qual.*, 19, 669-675,

## **Wassergehalt des Bodens und Kaliumaufnahme von Hafer und Zuckerrübe auf einem Kaliumfixierenden Boden**

von

CLAASSEN, N., LIEBERSBACH, H.

### **Einleitung:**

Der Wassergehalt des Bodens beeinflusst die Nährstoffaufnahme dahingehend, daß bei Trockenheit das Wurzelwachstum und die Beweglichkeit von Nährstoffen reduziert sind. So beobachteten SEIFERT et al. (1995) bei Austrocknung des Bodens einen Rückgang im K-Influx von Mais. Bei P dagegen beeinflusste der Wassergehalt des Bodens den Influx kaum (CLAASSEN, 1992). Der Autor argumentierte, daß dies möglicherweise darauf zurückzuführen wäre, daß die P-Verarmungszone von P um die Wurzel oft deutlich unter 1 mm liegt und durch die Wurzeln, z.B. durch Exsudate, so stark beeinflusst wird, daß der Wassergehalt im Gesamtboden relativ unbedeutend wird. Die geringe Ausdehnung der Verarmungszone ist darin begründet, daß P im Boden hoch gepuffert und somit der Diffusionskoeffizient klein ist. In Böden mit hoher K-Pufferung wäre demzufolge zu erwarten, daß auch der K-Influx vom Wassergehalt des Bodens kaum beeinflusst wird. Um diese Hypothese zu prüfen wurde ein Gefäßversuch mit Hafer und Zuckerrübe mit einer horizontalen Splitroot-Technik durchgeführt, der mit Modellrechnungen ausgewertet wurde. Mit den Modellrechnungen sollte geprüft werden ob unsere Vorstellungen den beobachteten Transport quantitativ beschreiben.

### **Methodik:**

Hafer und Zuckerrübe wurden im Gefäßversuch auf einem mit 5 und 10 mmol K/kg gedüngten Boden in der Klimakammer angezogen mit einer horizontalen Splitroot-Technik. d. h. das Oberteil des Wurzelsystems befand sich im Boden mit unterschiedlichen Wassergehalten und das Unterteil der Wurzeln in einer K-freien Nährlösung (siehe SEIFERT et al., 1995). Dieser Versuchsaufbau gewährleistet, daß auch bei trockenem Boden die Pflanzen ausreichend mit Wasser versorgt werden. Der Boden, ein Auenlehm Boden aus der Ampereau, stammt aus einem K-Langzeitversuch bei Anglberg in der Nähe von Freising, wies folgende Körnung auf: 33 % Ton, 31 % Schluff und 36 % Sand. Einen Corg - Gehalt von 3,8 % und einen pH Wert von 6,5 ( $\text{CaCl}_2$ ). Pro Gefäß wurden 2,5 kg Boden mit 0,5 kg Sand gemischt. Während der Vorlaufphase von 17 bzw. 20 Tagen wurde täglich auf 24 Vol % gewässert. Nach 17 Tagen wurde eine erste Ernte bei Hafer durchgeführt bei Zuckerrübe nach 20 Tagen. Danach wurden die Bodenwassergehalte ( $\Theta$ ) durch fehlendes bzw. tägliches Gießen auf 18, 26 und 30 Vol.-% differenziert (der höchste Wassergehalt entsprach etwa der Feldkapazität). Eine zweite Ernte erfolgte bei beiden Pflanzenarten nach insgesamt 27 Wachstumstagen. An beiden Terminen wurde Ertrag, K-Gesamtgehalt und Wurzelwachstum ermittelt. Zwei Ernten wurden durchgeführt um die K-Aufnahme pro Einheit Wurzel und Zeiteinheit, den Influx, zu bestimmen. Der Influx entspricht dem Transport zur Wurzel und ist somit ein Maß für die Beweglichkeit von K im Boden. Dies ermöglicht die Quantifizierung des K-Transportes in der Rhizosphäre. Der K-Influx ( $\text{mol cm}^{-1} \text{s}^{-1}$ ) wurde einerseits gemessen und andererseits mit einem Modell errechnet. Dieses basiert auf dem Nährstofftransport durch Massenfluß und Diffusion zu Wurzel einschließlich Wurzelhaaren sowie der K-Aufnahme in die Wurzel entsprechend der Michaelis-Menten-Kinetik.

**Ergebnisse und Diskussion:**

In Tabelle 1 sind Auswirkungen des Bodenwassergehaltes,  $\Theta$ , und der Düngung auf die K-Verfügbarkeit im Boden dargestellt. Die Düngung führte zu einer deutlichen Erhöhung der Bodenlösungskonzentration,  $C_{Li}$ .

Tab. 1: Wirkung des Wassergehaltes,  $\Theta$ , und der Düngung auf die Parameter der K-Verfügbarkeit im Boden

$\Theta$	K-Düngung	$C_{Li}$	Austauschb. K $NH_4$ -Ac	b	f	$D_e$ (= $D_L \Theta f/b$ )
$cm^3 cm^{-3}$	$\mu mol kg^{-1}$	$\mu mol K L^{-1}$	$\mu mol K kg^{-1}$			$10^{-9} cm^2 s^{-1}$
0,18	5000	29	680	263	0,11	1,55
0,26	5000	26	810	302	0,24	4,10
0,30	5000	15	720	660	0,30	2,74
0,18	10000	63	1140	217	0,11	1,88
0,26	10000	42	1060	341	0,24	3,64
0,30	10000	41	960	349	0,30	5,17

$f$  = Hemmfaktor,  $f = 1,58 \Theta - 0,17$  (BARRACLOUGH und TINKER, 1981),  $D_L = 1,98 \cdot 10^{-5} cm^2 s^{-1}$   
 $b = \Delta C / \Delta C_L =$  Düngg. / Veränderg.  $C_{Li}$ ,  $C_{Li}$  des ungedüngten Bodens =  $6 \mu mol K L^{-1}$

Mit Verdopplung der Dünger Menge von 5 auf 10 mmol K  $kg^{-1}$  erhöhte sich die Menge an austauschbarem K nur von 0,7 auf 1 mmol K  $kg^{-1}$ , d. h. daß von 5 mmol K nur 0,3 in der austauschbaren Form verblieben sind. Dies zeigt die hohe K-Pufferung (Fixierung) dieses Bodens. Mit Anstieg von  $\Theta$  sinkt die Bodenlösungskonzentration stark ab, ein Verdünnungseffekt tritt ein, das austauschbare K reagiert dagegen kaum. Der Anstieg des Wassergehaltes führt dazu das sich die Pufferung, b, ebenfalls erhöht, da sich  $C_{Li}$  verringert und  $\Delta C$ , die gedüngte Menge, konstant bleibt. Der Hemmfaktor, f vergrößert sich mit Ansteigen von  $\Theta$ .

Der Anstieg der Pufferung mit zunehmendem  $\Theta$  müßte dazu führen, daß der effektive Diffusionskoeffizient  $D_e$  abfällt, dies wird aber, mit einer Ausnahme, durch den Anstieg von  $\Theta$  und f überkompensiert. In der Regel ist im feuchteren Boden  $D_e$  höher und damit verbunden ist die Beweglichkeit erhöht, der K-Antransport zur Wurzel ist somit im feuchteren Boden höher.

Der Ertrag der Sproßtrockenmasse ist bei Hafer von 0,22 g in der feuchteren K10-Düngerstufe (30 Vol %) auf 0,16 g in der trockensten (16 Vol %) gesunken, bei Zuckerrübe verringerte sich der Ertrag von 0,24 auf 0,13 g. K-Gehalt und K-Entzug (Ergebnisse hier nicht dargestellt) sind bei beiden Pflanzen ebenfalls durch die Trockenheit im Boden reduziert. Der K-Gehalt von 3,5 bis 2 bei Zuckerrübe und 4 bis 2,5 % bei Hafer kennzeichnet die Pflanzen als K-Mangelpflanzen bzw. nicht übermäßig versorgt (siehe dazu BERGMANN, 1993). Die Wurzellänge ist durch Trockenheit nur bei Zuckerrübe nicht aber bei Hafer verringert.

Der gemessene K-Influx ist in Abb.1 dargestellt. Eine Erhöhung des Wassergehaltes von 18 auf 30 Vol. % führte bei Hafer zu einer Verdopplung des K-Influx in beiden Düngungsstufen. Bei Zuckerrübe war der K-Influx dagegen nur geringfügig vom Wassergehalt abhängig. Die Reaktion der beiden Pflanzenarten auf die Düngung war genau umgekehrt wie auf den Wassergehalt. Während die Verdopplung von  $C_{Li}$  durch die Düngung bei Zuckerrübe auch zu einer Verdopplung des K-Influx führte blieb dieser bei Hafer nahezu unverändert.

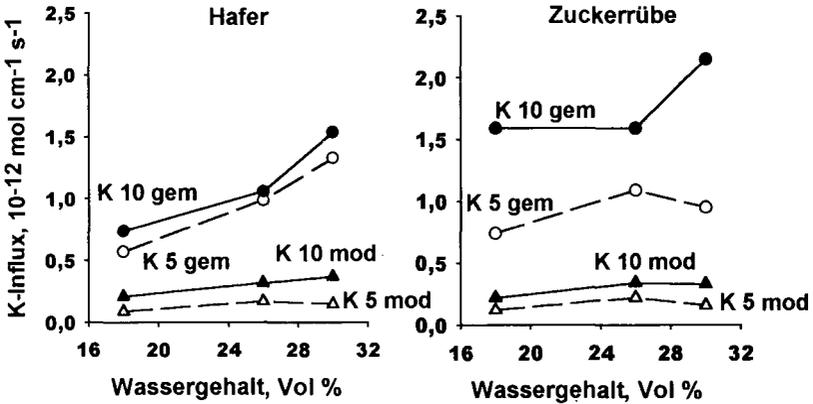


Abb. 1: Kalium - Influx von Hafer und Zuckerrübe gemessen (gem) und modelliert (mod) bei verschiedenen Bodenwassergehalten und einer K-Düngung von 5 (K5) bzw. 10 mmol kg<sup>-1</sup> (K10)

In einem nächsten Schritt haben wir ein Simulationsmodell verwendet, das mit Boden- und Pflanzenparametern den, nach unserem Wissen, zu erwartenden Influx berechnet. Damit können wir prüfen ob wir das System Boden-Pflanze hinsichtlich der K-Aufnahme verstehen auch in quantitativer Hinsicht.

Die unteren Kurven in Abb. 1 zeigen die mit dem Modell errechneten (K5 mod, K10 mod) Werte. Es zeigt sich, daß das Modell bei Hafer in der Tendenz die Wirkung des Wassergehaltes, d.h. relativer Anstieg, wiedergibt, und bei Zuckerrübe die Verdopplung des Influx durch Düngung. Das Modell berechnet für Hafer eine Verdopplung des Influx durch die hohe K-Düngung was aber im Gegensatz zur tatsächlich fehlenden Düngewirkung steht. Der gleiche Widerspruch ist für Zuckerrübe hinsichtlich der Wirkung des Wassergehaltes zu beobachten.

Damit zeigt sich, daß das Modell nur teilweise die beobachteten Tendenzen nachvollziehen kann. Viel gravierender ist jedoch die absolute quantitative Diskrepanz zwischen den berechneten und gemessenen Werten, d. h. die Pflanzen realisierten einen um den Faktor 5 höheren Influx als berechnet. Wenn wir davon ausgehen, daß die wesentlichen Boden- und Pflanzenparameter für die Modellrechnung richtig bestimmt wurden müssen wir feststellen, daß unser Wissen nur 20 % erklärt von dem was die Pflanzen tatsächlich geleistet haben. Dies deutet darauf hin, daß bei niedrigem K-Angebot weitere Prozesse und Faktoren, wie z.B. Erhöhung des Wurzelhaarbesatzes oder Veränderung der Löslichkeit bzw. Beweglichkeit von K durch Wurzelexsudate / Schleimstoffe von großer Bedeutung sind. Dies zu klären sollte ein vorrangiges Ziel der Forschung sein.

**Zusammenfassung:**

Es wurde ein Gefäßversuch mit Hafer und Zuckerrübe mit einer horizontalen Splitroot-Technik durchgeführt und Modellrechnungen, basierend auf Massenfluß und Diffusion zur Wurzel sowie der K-Aufnahme entsprechend der Michaelis-Menten-Kinetik, erstellt. Der Diffusionskoeffizient als Maß der Beweglichkeit stieg mit dem Wassergehalt i. d. R. an. Der K-Influx erhöhte sich mit Zunahme des Wassergehalt bei Hafer deutlich bei Zuckerrübe dagegen nur zum Teil, das ist im Gegensatz zu unserer Erwartung, die das Modell ausgibt. Die Düngung verdoppelte die K-Konzentration der Bodenlösung, dadurch verdoppelte sich auch der K-Influx von Zuckerrübe, dagegen war der K-Influx von Hafer kaum erhöht. Die Pflanzen realisierten einen fünfmal höheren K-Influx als das

Modell ausgab, daß bedeutet weitere Prozesse oder Faktoren, die nicht im Modell enthalten sind, haben die K-Aufnahme aus dem Boden beeinflußt. Mögliche Prozesse und Faktoren sind Erhöhung des Wurzelhaarbesatzes oder die Beeinflussung der Rhizosphäre durch die Pflanze durch Wurzelexsudate, die die K-Löslichkeit bzw. Beweglichkeit erhöhen.

Diese Untersuchung wurde mit Mitteln der DFG gefördert.

#### **Literatur**

BARRACLOUGH, P.B.; TINKER, P.B. : The determination of ionic diffusion coefficients in field soil. 1. Diffusion coefficients in sieved soils in relation to water content and bulk density. J. Soil Sci. 32, 225-236 (1981)

BERGMANN, W.: Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Entstehung, visuelle und analytische Diagnose. 3. Auflage Gustav Fischer Verlag Jena Stuttgart (1993).

CLAASSEN, N. : Nutrient Acquisition and Soil-Plant Interactions, Proc. 2nd ESA congress, Warwick Univ. 23-28 Aug. 218-227 (1992).

SEIFERT, S., KASELOWSKY, J., JUNGK, A., CLAASSEN, N.: Observed and Calculated Potassium Uptake by Maize as Affected by Soil Water Content and Bulk Density, Agron. J. 87, 1070-1077 (1995).

## Strategie der Bodenmikroorganismen und Bodenfruchtbarkeit

von

Oliver Dilly

### Vorbemerkung

Die mikrobielle Biomasse im Boden ist geprägt durch eine hohe Organismendichte und vielfältige Umsetzungspotentiale. Ihre Versorgung mit Nährstoffen im natürlichen Biotop ist vielfach sub-optimal. Dies zeigt sich darin, daß die Zugabe eines leicht mineralisierbaren Substrats zum Boden meist enorm die mikrobielle Aktivität steigert. Die mikrobiellen Gemeinschaften im Boden müssen daher ihre Ökologie und Nährstoffbedarf und vermutlich auch ihre energetische Ökonomie an die Versorgung anpassen. Unter günstigen Bedingungen können die Mikroorganismen im Boden offensichtlich ineffizient mit ihren Nährstoffen umgehen, während sie unter ungünstigen Umweltbedingungen effizient wirtschaften müßten.

### Bodenfruchtbarkeit und mikrobielle Biomasse

Bodenfruchtbarkeit wird vielfach synonym mit Bodenqualität und Bodengesundheit verwendet oder direkt auf die Ertragsfähigkeit bezogen. Tab. 1 und Tab. 2 zeigen die mittlere Ertrags expectation oder die Erträge sowie die Bodengehalte an mikrobieller Biomasse für landwirtschaftlich genutzte Standorte in Nord- und Süddeutschland. Für die schleswig-holsteinischen Böden ist zu erkennen, daß der Gehalt an mikrobieller Biomasse unabhängig von der Ertrags expectation variiert. Für drei Ertragsabstufungen auf Feldern der Versuchstation Scheyern ergab sich ebenso, daß Veränderungen im Gehalt an mikrobieller Biomasse nicht in jedem Fall mit dem Weizenertrag korrelierte. Es ist anzumerken, daß hier variierende Steingehalte der Böden nicht berücksichtigt wurden. Lediglich die Variante 'eL' aus Tab. 1, mit dem niedrigsten Ertrag auf einem sandigen Standort in Schleswig-Holstein, deutet an, daß es bei Berücksichtigung einer großen Bandbreite von Standorten zu Korrelationen zwischen Ertragsmerkmalen und mikrobiellen Kenngrößen kommen kann. Wenn sich Böden nur geringfügig unterscheiden, existiert offensichtlich keine generelle Beziehung zwischen der Ertragsfähigkeit und der Menge an Mikroorganismen.

Das Wachstum von Bodenmikroorganismen und Pflanzen, wobei für die Pflanzen hier ihre Ertragskomponenten betrachtet werden, zeigen somit unterschiedliche Reaktionen. Dies wird oftmals dadurch verursacht, daß das Wachstum der autotrophen Pflanzen meist von anderen Faktoren limitiert wird als das der überwiegend heterotrophen Mikroorganismen im Boden (Larcher, 1994; Wardle, 1992). Die Strategie der Vegetation und der Bodenmikroorganismen im

Umgang mit den verfügbaren Ressourcen unterscheidet sich somit grundsätzlich. Die Pflanzen geben teilweise hohe Mengen an Energie in die Rhizosphäre ab (Grayston et al., 1996), wobei die Wurzelexsudation abhängig ist von Charakteristika der Pflanzenart oder sogar dem Genotyp, dem Pflanzenalter und der P, K, Ca und Fe-Versorgung (Marschner, 1995). Pflanzen verteilen weiterhin ihre Energie durch Veränderung des Sproß/Wurzel-Verhältnisses, wobei die Abschätzung der Umsatzraten der Wurzeln schwierig ist (Tate, 1995).

Tab. 1. Bewirtschaftungsmerkmale, Ertragsfähigkeit und Eigenschaften der Böden unter ackerbaulicher Nutzung in Schleswig-Holstein (Cramer, pers. Mitt. 1999)

Standort	Fruchtfolge	Fruchtart	Ertrags- erwartung [dt ha <sup>-1</sup> ]	Ackerzahl	Mikrobielle Biomasse	$C_{mic}/N_{mic}$ [w w <sup>-1</sup> ]	Bodentyp
					[mg C <sub>mic</sub> l <sup>-1</sup> Boden]		
kL, Bredenbek	Weizen- Monokultur	WW	90	70	415	6.0	Parabraunerde- Pseudogley
iL, Rade	ZR-WW- WR-WW-WG	WW	82	55	429	6.0	Braunerde
iL, Rade	ZR-WW- WR-WW-WG	WW	65	55	466	8.0	Anmoor
oL, Rosenkrantz	Kleegras-WW- Hafer-SW	Hafer	45	32	392	4.9	Braunerde- Pseudogley
eL, Börnhöved	Fruchtwechsel	Hafer	36	≤ 30	161	7.6	Braunerde

Tab. 2. Erträge und mikrobiologische Charakteristika der lehmigen Böden des Versuchsstation Klostergut Scheyern (Erträge nach Auernhammer, Demmel & Steinmayr, FAM; C<sub>mic</sub> und N<sub>mic</sub>, 05/99, unveröffentlicht)

Standorte		Weizenertrag '97 [dt ha <sup>-1</sup> ]	Mikrobielle Biomasse [mg C <sub>mic</sub> g <sup>-1</sup> Boden]	$C_{mic}/N_{mic}$ [w w <sup>-1</sup> ]
A9	Nord	32	436	5.8
A9	Mitte	49	---	---
A9	Süd	63	455	7.0
A9	U5	42	372	6.9
A9	U6	65	342	6.6
A17	U1	120	302	---
A17	U2	120	356	---
A17	U3/4	85	324	6.5

Das mikrobielle Wachstum in der Rhizosphäre beeinflusst wieder die Menge an pflanzenverfügbaren Nährstoffen und steuert dadurch das Pflanzenwachstum. Besonders für weitgehend natürliche oder mit organischen Düngern bewirtschaftete Systeme ist dies wichtig. Bei intensiver Mineraldüngung wird jedoch dieses Wechselverhältnis verändert.

Merckx et al. (1987; in Tate, 1995) zeigten, daß unter Nährstoffmangel deutlich mehr assimiliertes C von der Pflanze in den Boden abgegeben wurde als unter guter Versorgung. Unter solchen Bedingungen steht den Mikroorganismen mehr Energie zum Wachstum zur Verfügung und kann nicht in ertragswirksame Komponenten eingelagert werden. Es ist daher nicht erstaunlich, das Ertragskomponenten und mikrobielle Kenngrößen nicht direkt gekoppelt sein müssen (Abb. 1).

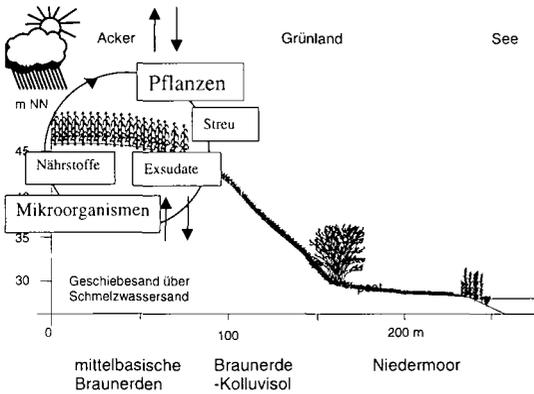


Abb. 1. Interaktion zwischen Pflanzenwachstum und Bodenmikroorganismen (Projektgraphik 'Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette'; modifiziert)

### C- und N-Effizienz der mikrobiellen Biomasse im Boden

Für den C-Haushalt im Boden äußern sich günstige Bedingungen für die mikrobielle Biomasse mit einem erhöhten metabolischen Quotient,  $qCO_2$  (Dilly & Munch, 1996). Wird zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse die Substrat-induzierte Respiration, SIR, nach Anderson & Domsch (1978) eingesetzt, ist der  $qCO_2$  identisch mit dem Kohlenstoffverfügbarkeitsindex nach Cheng et al. (1996). Der C-Verfügbarkeitsindex errechnet sich direkt aus dem Verhältnis von Atmungsrate ohne und mit Substratzugabe. Werte um 1, wie sie in der Rhizosphäre gemessen werden können (Abb. 2), zeigen, daß durch Glucosezugabe keine Steigerung der  $CO_2$ -Produktionsrate mehr erreicht wird. Dies entspricht einem  $qCO_2$  von etwa  $6 \text{ mg } CO_2\text{-C g}^{-1} C_{mic} \text{ h}^{-1}$

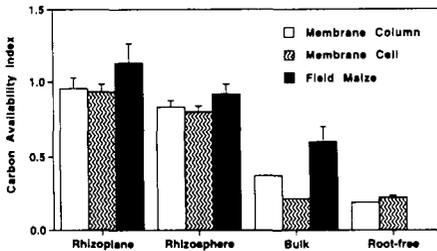


Abb. 2. Kohlenstoffverfügbarkeit (Carbon Availability Index) im Rhizosphären-Kontinuum Rhizoplane, Rhizosphere, wurzelfernen und wurzelfreien Boden nach Cheng et al. (1996)

Der  $qCO_2$  wird oftmals als Indikator für ungünstige Bedingungen, 'Belastungen' oder 'Stress' eingesetzt (Anderson & Domsch, 1990; Wardle & Ghani, 1995; Insam et al., 1998). Existiert in Ökosystemen nun eine gute Versorgung an Energiequellen für die Bodenmikroorganismen durch Pflanzen, trennt der  $qCO_2$  nicht zwischen guter C-Versorgung und 'Stress'.

Für den Stickstoffhaushalt im Boden ist Entsprechendes anzunehmen: Steht ausreichend N zur Verfügung, ist ein hohes Verhältnis zwischen N-Mineralisationsrate und Gehalt an mikrobieller Biomasse möglich (Dilly & Munch, 1998). Demgegenüber wird unter N-Mangel weniger N durch die mikrobielle Biomasse freigesetzt, angezeigt durch niedrige  $qNH_4^+$  oder  $qN_{min}$ -Werte, und steht damit nicht für das Pflanzenwachstum zur Verfügung (Abb. 3). Ein niedriger N-Status beeinflusst die pflanzlichen Erträge und damit Bodenfruchtbarkeit maßgeblich.

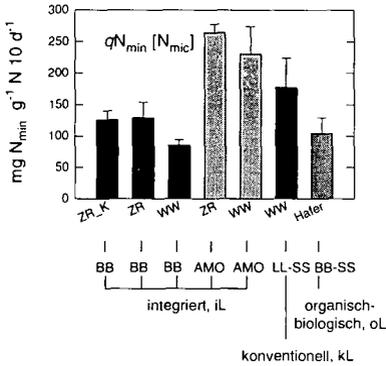


Abb. 3. Biomasse-spezifische N-Mineralisationsraten in schleswig-holsteinischen Ackerböden. Weitere Informationen s. Menzel & Dilly (1999) Metabolismus der mikrobiellen Biomasse in Ackerböden mit unterschiedlicher Bewirtschaftung. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 91

### Schlussfolgerungen

Eine intensive mikrobielle Besiedlung im Boden ist abhängig von der Menge pflanzenbürtiger Energie und Nährstoffe und deren effizienten Verwendung. Die Bodenfruchtbarkeit, die vielfach mit Ertragsfähigkeit gleichgesetzt wird, baut darauf auf, daß die Pflanzen effizient in ertragswirksame Pflanzenteile einlagern. Nur unter Berücksichtigung einer großen Bandbreite von Standorten und einer hohen Anzahl von Stichproben sind signifikante Zusammenhänge zwischen mikrobiologischen Kenngrößen und Ertragsmerkmalen zu erwarten. Zum Verständnis der Funktionalität einzelner Systeme ist offensichtlich eine Verknüpfung von Ökophysiologie der Pflanzen und der mikrobiellen Biomasse, insbesondere die Ableitung der Strategie der Mikroorganismen im Umgang mit C und N-Verbindungen, wichtig.

*Ich bedanke mich sehr herzlich bei Herrn Dr. N. Cramer, Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein, und Frau Dr. M. von Lütow, stellvertretend für die Kollegen vom Forschungsverbund Agrarökosysteme München, für die gute Zusammenarbeit sowie der Deutschen Forschungsarbeit für die finanzielle Förderung meiner Arbeit.*

- Anderson J.P.E., Domsch K.-H. (1978) A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology & Biochemistry* 10, 215-221
- Anderson T.-H., Domsch K.-H. (1990) Application of eco-physiological quotients ( $qCO_2$ ) and  $qD$ ) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biology & Biochemistry* 22, 251-255
- Cheng W., Zhang Q., Coleman D.C., Carroll C.R., Hoffmann C.A. (1996) Is available carbon limiting microbial respiration in the rhizosphere? *Soil Biology & Biochemistry* 28, 1283-1288
- Dilly O., Munch J.-C. (1996) Microbial biomass content, basal respiration and enzyme activities during the course of decomposition of leaf litter in a black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) forest. *Soil Biology & Biochemistry* 28, 1073-1081
- Dilly O., Munch J.-C. (1998) Ratios between estimates of microbial biomass content and microbial activity in soils. *Biology & Fertility of Soils* 27, 374-379
- Grayston S.J., Vaughan D., Jones D. (1996) Rhizosphere carbon flow in trees, in comparison with annual plants: the importance of root exudation and its impact on microbial activity and nutrient availability. *Applied Soil Ecology* 5, 29-56
- Insam H., Hutchinson T.C., Reber H.H. (1996) Effects of heavy metal stress on the metabolic quotient of the soil microflora. *Soil Biology & Biochemistry* 28, 491-694
- Larcher W. (1994) Ökophysiologie der Pflanzen. Ulmer, Stuttgart
- Marschner H. (1995) Mineral nutrition of higher plants. Academic Press, London
- Tate R.L. (1995) Soil microbiology. John Wiley and Sons Inc., New York
- Wardle D.A. (1992) A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. *Biological Reviews* 67, 321-358
- Wardle D.A., Ghani (1995) A critique of the microbial metabolic quotient ( $qCO_2$ ) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. *Soil Biology & Biochemistry* 27, 1601-1610

## Below ground carbon flows in rhizosphere of *Lolium perenne* as measured by $^{14}\text{C}$ pulse labeling

DOMANSKI, G.<sup>1,2</sup>, KUZYAKOV, Y.<sup>1</sup>, STAHR, K.<sup>1</sup>

### Introduction

Below ground allocated Carbon (C) accounts for about 20%–50% of total assimilated carbon (Patterson *et al.*, 1996). It is used by roots for growth and root respiration. Part of it is released by roots as exudates, secretions and sloughed cell material derived from living and dead cells. Organic substances released by roots are named rhizodeposits. They play an important role in rhizosphere. They serve as available source of energy and easy decomposable carbon. This feature of rhizodeposits lead to their rapid decomposition to  $\text{CO}_2$  by microorganisms and contribution to  $\text{CO}_2$  emission from soil. Other biological sources that contribute to  $\text{CO}_2$  efflux from soil are root respiration and Soil Organic Matter (SOM) decomposition by microbes. Because rhizodeposits influence SOM dynamics through changing of microbial activity (Whipps and Lynch, 1985, 1986), knowledge on that influence is needed, especially in reference to sustainable agriculture. Separation of root respiration from microbial respiration and quantification their contribution to total  $\text{CO}_2$  emission from the rhizosphere encounter many problems. High turnover rates of exudates and interference of root and microbial respiration are responsible for them. Tracer techniques and modeling of carbon translocation are useful in solving these experimental difficulties. However, despite many performed investigations on C partitioning within the rhizosphere (Whipps, 1990), there is no general model, which could be commonly used. Our previous studies (Kuzakov *et al.*, 1999a; 1999b) allowed making a simple model of C partitioning within plant-soil system. This work contributes to these efforts.

### Aim

The objective of this study was to calculate the parameters of below ground carbon flows by mean of  $^{14}\text{C}$ -pulse labeling and modeling according to experimental data.

### Material and methods

We have studied the dynamics of below ground carbon translocations after  $^{14}\text{C}$ -pulse labeling of *Lolium perenne* growing on a loamy Haplic Luvisol under controlled laboratory conditions (Table 1).

Labeling took place at the same stage of plant development – 42 days after sowing.  $^{14}\text{C}$ - $\text{CO}_2$

was introduced as  $\text{Na}_2^{14}\text{CO}_3$  and sulfuric acid was used for labeled  $\text{CO}_2$  generation. Plants were allowed to assimilate labeled  $\text{CO}_2$  for 6 h. We used pulse labeling method for  $^{14}\text{CO}_2$  introduction into the plant-soil system.

**Table 1.** Experimental conditions during plant growth.

Parameter	Value and units
Soil moisture	60% WHC ( $\pm 5\%$ )
Light intensity	400 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$
Day time	14 hours
Day/night temperature	20/27°C ( $\pm 1^\circ\text{C}$ )

allowed to assimilate labeled  $CO_2$  for 6 h. We used pulse labeling method for  $^{14}CO_2$  introduction into the plant-soil system.

Plants were destructively harvested after 3, 6, 12, 24, 48, 96, 192 and 264 h after  $^{14}C$ -pulse.  $^{14}C$  and total C was measured in:  $CO_2$  efflux from soil (trapping in NaOH solution), microbial biomass (MB; by extraction-fumigation method), dissolved organic carbon (DOC; extraction with 0,5M  $K_2SO_4$ ), roots, shoots and soil. All presented data has been calculated as percent of total assimilated  $^{14}C$ , if not mentioned.

Model of below ground C translocation (Fig. 1) was developed on the basis of previous studies and literature data. The model was fitted to experimental data and was used for evaluation those C flows that were not possible to measure, for example root respiration and microbial respiration of root exudates.

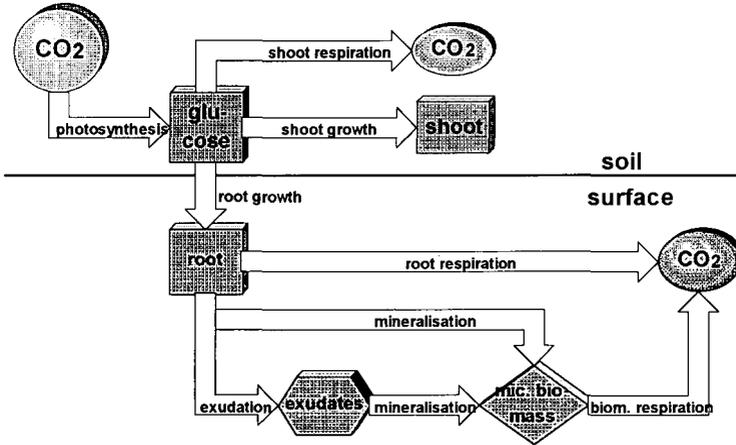


Figure 1. Model of carbon flow through above and below ground pools.

## Results and discussion

### $^{14}CO_2$ dynamics

The  $^{14}C$  rhizosphere respiration rate peaked 6–18 hours after labeling (0,2–0,55% of  $C\ h^{-1}$ ) and by day eight it was almost constant at low level – below 0,02% of  $C\ h^{-1}$  (Fig. 2).  $^{14}C$  respired by roots and microorganisms during eleven days accounted for 11% of total assimilated carbon. Most of that amount (more than 80%) was released during first five days. The observed rapid changes of  $^{14}CO_2$  emission indicated that below ground allocated photoassimilates roots were intensively metabolized either by roots (respiration and exudation) as by microorganisms

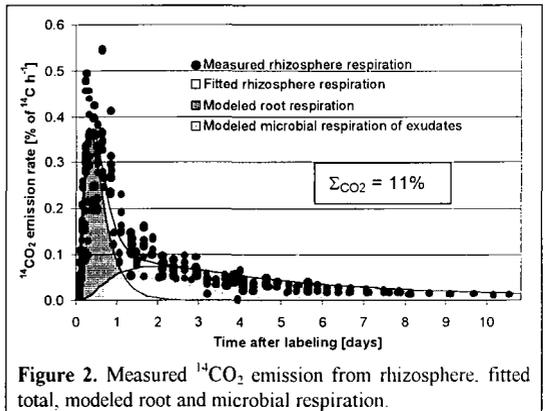


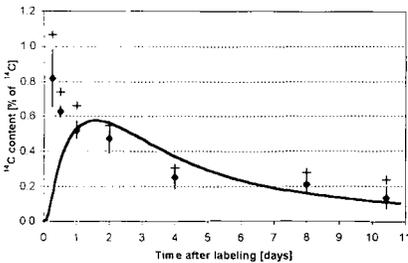
Figure 2. Measured  $^{14}CO_2$  emission from rhizosphere. fitted total, modeled root and microbial respiration.

Performed simulation showed that root respiration was a main source of  $^{14}\text{CO}_2$  evolved during first day. Microbial respiration contributed a large portion to rhizosphere respiration as early as on the second day of C translocation (Fig.2). This temporary separation of root- and microbial-derived  $^{14}\text{CO}_2$  efflux was in accordance with our model.

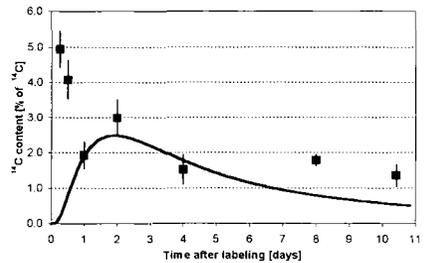
*$^{14}\text{C}$  dynamics in roots, exudates and microbial biomass*

Roots were major below ground sink for C.  $^{14}\text{C}$  accumulation, that was observed during first hours after  $^{14}\text{C}$ -pulse, reached maximal value (about 43%) after 12 hours (Fig. 3). 50% of this amount was lost and less than 25% was recovered in the roots on the 11<sup>th</sup> day. This observation can be explained by losses of  $^{14}\text{C}$  caused by fast metabolism of young photoassimilates during first day and by exudation of organic compounds together with losses of sloughed root tissues during next few days. Some differences occurred, when experimental data were compared to those obtained by fitting (Fig. 3). The model gave lower maximal  $^{14}\text{C}$  content and less its decline than it was observed in experiment. Also calculated time of maximal  $^{14}\text{C}$  abundance in roots occurred later (between 6<sup>th</sup> and 12<sup>th</sup> hours) than it was measured (6<sup>th</sup> hour).

$^{14}\text{C}$  recovered in DOC was derived from rhizodeposition which occurred during allocation period. We have estimated DOC into two pools. One of them was measured by extraction of bulk soil with  $\text{K}_2\text{SO}_4$  solution and another one by washing roots in distilled water. If the first pool of DOC consisted only of exudates, than the latter could consist of such amendments as root hairs, mucilage, or sloughed external root tissue. Maximum of  $^{14}\text{C}$  in DOC was reached six hours after labeling and a decrease was observed during next few days (Fig. 4). This decrease could be divided into two phases with different rates of carbon losses. The first phase with fast changes in carbon amounts occurred between first and fourth days and was followed by a phase with much smaller changes in  $^{14}\text{C}$  content. The proportion of total assimilated  $^{14}\text{C}$  recovered in rhizosphere microorganisms decreased with the time (Fig. 5). After six hours, microorganisms accounted for 5% of total assimilated  $^{14}\text{C}$  with a subsequent decrease. After that,  $^{14}\text{C}$  content in microbial biomass was relatively stable and leveled off about 1,5%. An observed decline during first four days was large (about 3-fold) and might be connected with a contribution of microbial respiration of exudates to  $^{14}\text{CO}_2$  efflux from the rhizosphere (Fig. 2 and 5). We assumed that incorporation of C from exudates into more stable (polymeric) constituents of microbial cell was responsible for retention of  $^{14}\text{C}$  during the following days.



**Figure 4.** Measured and fitted (line)  $^{14}\text{C}$  content in DOC ( $\pm$  SD); + – sum; ◆ – DOC from bulk soil. DOC from washed roots is a difference between sum and bulk soil.



**Figure 5.** Measured (points) and fitted (line)  $^{14}\text{C}$  content in microbial biomass ( $\pm$  SD).

**Conclusions**

Below ground allocation of  $^{14}\text{C}$  was complete by day eleven after labeling. Translocation of young assimilates from shoots to roots and C flows between different below ground pools were very

intensive during the few hours after  $^{14}\text{C}$ -pulse. They achieved maximal values about 6–12 hours after labeling. An observed decrease during next few days could be divided into two phases: fast phase followed by much slower one.

The rhizosphere respiration of *L. perenne* accounted for 11% of assimilated  $^{14}\text{C}$ . Root and microbial contribution to  $\text{CO}_2$  efflux was estimated to 40% and 60%, respectively.

The model used for flow rates calculations was suitable for simulation of  $^{14}\text{C}$ - $\text{CO}_2$  emission from rhizosphere, of  $^{14}\text{C}$  dynamics in below ground C partitioning. However, some improvements are needed to achieve better modeling of C flows during few first hours after  $^{14}\text{C}$ -pulse.

### Acknowledgements

Deutsche Forschungsgemeinschaft supported this work.

### Literature

Kuzyakov Y., Ehrensberger H., Stahr K. 1999a. Rhizodeposition of *Lolium perenne* on two nitrogen levels and enhance of humus decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*. (submitted).

Kuzyakov Y., Kretzschmar A., Stahr K. 1999b. Contribution of *Lolium perenne* rhizodeposition to carbon turnover of pasture soil. *Plant and Soil*. (in print).

Patterson, E., Rattray, E.A.S., Killham, K., Effect of elevated atmospheric  $\text{CO}_2$  concentration on C-partitioning and rhizosphere C-flow for three plant species. *Soil Biol. Biochem.*, 1996, 28 (2), 195–201.

Rattray, E.A.S., Patterson, E., Killham, K., Characterisation of the dynamics of C-partitioning within *Lolium perenne* and to the rhizosphere microbial biomass using  $^{14}\text{C}$  pulse chase. *Biol. Fertil. Soils*, 1995, 19 (4), 280–286.

Swinnen, J., Van Veen, J.A., Merckx, R.,  $^{14}\text{C}$  pulse-labelling of field-grown spring wheat: an evaluation of its use in rhizosphere carbon budget estimations. *Soil Biol. Biochem.*, 1994, 29 (2), 161–170.

Whipps, J.M., Carbon economy. In: *The Rhizosphere* (J.M. Lynch, Ed.), Wiley, Chichester, 1990, 59–97.

Whipps, J.M., Lynch, J.M., Energy losses by the plant in rhizodeposition. *Annual Proceedings of the Pythochemical Society of Europe*, 1985, 26, 59–71.

Whipps, J.M., Lynch, J.M., The influence of the rhizosphere on crop productivity. *Advances in Microbial Ecology*, 1986, 9, 187–244.

# **Auftreten von Unkräutern auf Ackerflächen in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften**

Dunker, M., Nordmeyer, H.

## **Einleitung**

Unkräuter treten nur selten gleichmäßig über die Ackerfläche verteilt auf (Häusler *et al.*, 1998). Meist bilden sie Aggregierungen, die oft über Jahre ortstabil bleiben (Mortensen *et al.*, 1995; Johnson *et al.*, 1996; Walter, 1996). Gründe für diese heterogene Verteilung verschiedener Unkrautarten auf einem Acker können unter anderem in den jeweiligen Anforderungen der Arten an die Bodeneigenschaften gefunden werden. Diese beeinflussen die Keimung, das Wachstum, die Konkurrenzfähigkeit und damit auch die Verbreitung der Arten. Obwohl für das Auftreten verschiedener Pflanzenarten bereits qualitative Zusammenhänge mit einigen Bodeneigenschaften, wie etwa Bodenart oder pH-Wert, bekannt sind (Ellenberg, 1992; Andreasen *et al.*, 1991), fehlen jedoch quantitative Aussagen über diese Beziehungen weitgehend (Nordmeyer & Dunker, 1999). Durch eine bessere Kenntnis der Standortansprüche und der Populationsdynamik der Unkrautarten könnte daher mit höherer Genauigkeit vorausgesagt werden, wo bestimmte Arten mit solchen Dichten auftreten, dass eine Bekämpfung notwendig wird. Ziel der vorliegenden Untersuchungen war es daher, Zusammenhänge zwischen verschiedenen Bodenfaktoren und Unkrautverteilung zu untersuchen und diese Ergebnisse mit Gewächshausversuchen zu vergleichen, in denen das Wachstum der Unkräuter bei unterschiedlicher Nährstoffversorgung des Bodens beobachtet wurde.

## **Material und Methoden**

### **Felduntersuchungen**

Für die Untersuchungen wurden 3 Ackerschläge in der näheren Umgebung von Braunschweig ausgewählt, die eine hohe Variabilität der Bodeneigenschaften aufwiesen. Auf diesen Flächen wurden mit Hilfe eines satellitengestützten Ortungs- und Navigationssystems (DGPS) Rasterpunkte mit einem Abstand von 50 \* 50 m eingemessen (Nordmeyer *et al.*, 1997). Zur Ermittlung der

Unkrautbesatzdichten wurde jeweils im Frühjahr 1997 und 1998 vor der Unkrautbekämpfungsmaßnahme an den Rasterpunkten die Anzahl der Keimpflanzen jeder Unkrautart pro Quadratmeter bestimmt. Außerdem wurden an den Rasterpunkten Bodenproben aus dem Bearbeitungshorizont entnommen und auf die Bodeneigenschaften pH (CaCl<sub>2</sub>), Korngrößenverteilung sowie Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff, Gesamtstickstoff und pflanzenverfügbarem Phosphat, Kalium und Magnesium analysiert.

### **Gewächshausversuche**

Für die Gewächshausversuche wurden jeweils 5 Unkrautkeimpflanzen in Biotestöpfe pikiert, die über einen Glasfaserdocht mit Nährlösungen unterschiedlicher Gehalte an Phosphor, Kalium oder Magnesium versorgt wurden. Das Wachstum der Unkräuter wurde in Abhängigkeit von der Nährstoffversorgung über einen Zeitraum von 4 Wochen beobachtet und schließlich die Trockenmasse der Pflanzen pro Topf bestimmt. Weitere Einzelheiten sind bei Dunker & Nordmeyer (2000) beschrieben.

### **Auswertung**

Mit Hilfe der Variogrammanalyse wurde die Art der räumlichen Abhängigkeit der verschiedenen Bodeneigenschaften ermittelt. Auf der Grundlage dieser Daten konnten dann mit Hilfe der Kriging-Interpolation Bodeneigenschaften an nicht untersuchten Punkten der Äcker geschätzt und Bodenkarten für die Einzelschläge erstellt werden. Zusätzlich wurden Korrelationsanalysen und multiple lineare Regressionen zur Untersuchung des Zusammenhangs zwischen Unkrautbesatzdichten bzw. Unkrautwachstum und Bodeneigenschaften durchgeführt.

### **Ergebnisse**

Die Felduntersuchungen zeigen für viele der betrachteten Unkrautarten aggregierte Verteilungen. Für einige dieser Arten konnten signifikante Zusammenhänge zwischen Unkrautbesatzdichten und den verschiedenen untersuchten Bodeneigenschaften gefunden werden, wie dies beispielhaft anhand einer Beobachtungsfläche für die Verteilung der beiden Gräser Acker-Fuchsschwanz (*Alopecurus myosuroides*) und Windhalm (*Apera spica-venti*) sowie des Tongehalts und des pflanzenverfügbaren Magnesiumgehalts gezeigt wird (Abb. 1). Individuendichten von *Alopecurus myosuroides* korrelierten positiv mit den Gehalten an Ton, organisch gebundenem Kohlenstoff, Gesamtstickstoff und pflanzenverfügbarem Kalium und Magnesium. Dagegen konnten hohe Besatzdichten von *Apera spica-venti* nur in den Bereichen des Feldes gefunden werden, die geringe Ton- und Nährstoffgehalte aufwiesen.

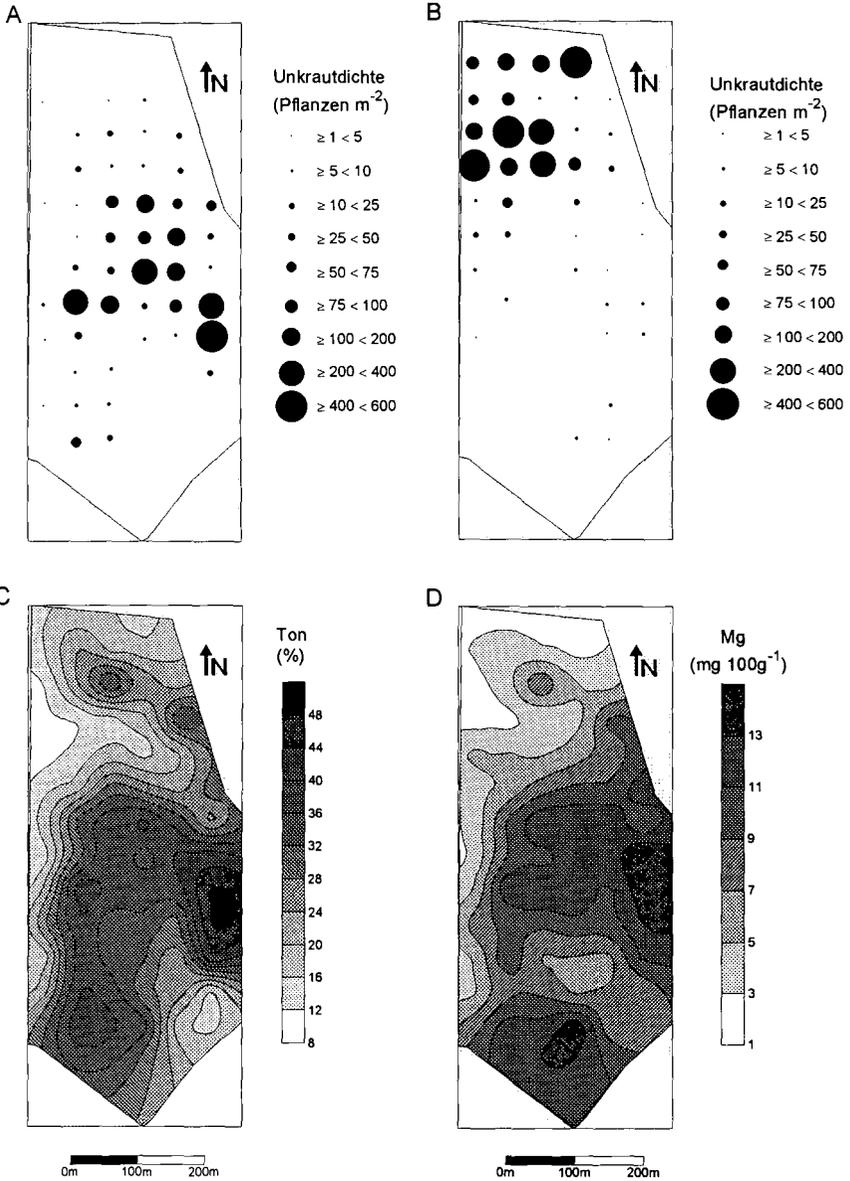


Abb. 1: Verteilung der Ungräser *Alopecurus myosuroides* (A) und *Apera spica-venti* (B) sowie der Bodeneigenschaften Tongehalt (C) und Gehalt an pflanzenverfügbarem Magnesium (D).

Da auf dieser Fläche die genannten Bodeneigenschaften untereinander stark korrelieren, ist es aufgrund dieser Daten allein jedoch nicht möglich, abzuleiten, welche dieser Eigenschaften tatsächlich für die gefundenen Verteilungen ausschlaggebend sind. Auf den beiden anderen Untersuchungsflächen sind die Bodeneigenschaften untereinander weniger stark korreliert. Hier konnte ebenfalls ein signifikant positiver Zusammenhang der Besatzdichten von *Alopecurus myosuroides* mit dem Tongehalt des Bodens und außerdem auf einer Fläche mit dem Gehalt an pflanzenverfügbarem Magnesium gefunden werden. *Apera spica-venti* korrelierte dagegen negativ mit dem pflanzenverfügbaren Phosphatgehalt des Bodens.

Die Gewächshausversuche zeigten eine positive Abhängigkeit des Wachstums von *Alopecurus myosuroides* von gesteigerter Magnesiumversorgung. Dagegen hatte der Phosphorgehalt der Nährlösung nur geringen Einfluss auf das Wachstum dieser Unkrautart.

## Zusammenfassung

Die räumliche Verteilung von Unkrautarten auf Ackerflächen wird von der Bodenvariabilität beeinflusst. Die auf den Beobachtungsflächen gefundenen Korrelationen konnten in Gewächshausversuchen teilweise bestätigt werden. Sie geben Hinweise auf die für die Verteilung der jeweiligen Arten ausschlaggebenden edaphischen Faktoren und den Grad ihres Einflusses.

## Literatur

- Andreasen, C., Streibig, J.C., Haas, H. (1991b) Soil properties affecting the distribution of 37 weed species in Danish fields. *Weed Research*, **31**, 181-187.
- Dunker, M., Nordmeyer, H. (2000) Ursachen einer kleinräumigen Verteilung von Unkrautarten auf Ackerflächen – Feld und Gewächshausuntersuchungen zum Einfluß von Bodeneigenschaften. Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderh. XVII, im Druck.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Paulißen, D. (1992) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, **XVIII**, 258 pp.
- Häusler, A., Nordmeyer, H., Niemann, P. (1998) Voraussetzungen für eine teilflächenspezifische Unkrautbekämpfung. Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderh. XVI, 249-256.
- Johnson, G.A., Mortensen, D.A., Gotway, C.A. (1996) Spatial and temporal analysis of weed seedling populations using geostatistics. *Weed Science*, **44**, 704-710.
- Mortensen, D.A., Johnson, G.A., Wyse, D.Y., Martin, A.R. (1995) Managing spatially variable weed populations. *Proceedings ASA-CSSA-SSSA, Site Specific Management for Agricultural Systems*, 397-415.
- Nordmeyer, H., Dunker, M. (1999) Variable weed densities and soil properties in a weed mapping concept for patchy weed control. In: Precision agriculture 99: Teil 1, J. V. Stafford (ed.), Sheffield Academic Press, 453-462.
- Nordmeyer, H., Häusler, A., Niemann, P. (1997) Patchy weed control as an approach in precision farming. In: Precision agriculture 97: Teil 1, J. V. Stafford (ed.), BIOS Scientific Publishers Ltd, 307-314.
- Walter, A.M. (1996) Temporal and spatial stability of weeds. *Proceedings of the Second International Weed Control Congress, Copenhagen, Denmark*, **1**, 125-130.

Using the stable isotopes  $^{13}\text{C}$  and  $^{15}\text{N}$  to study leaf formation in beech under elevated atmospheric  $\text{CO}_2$  concentrations

Dyckmans, J.; Flessa, H.; Beese, F.

## Introduction

Environmental parameters such as rising atmospheric  $[\text{CO}_2]$  or global warming may modify the uptake and translocation of C and N as well as the plant internal mobilisation of nutrient pools. Root respiration and turnover are important C sinks (Gansert 1994) and have a major feedback on the total C budget of the forest ecosystem (Norby 1997). However, the examination of the dynamics of these internal nutrient fluxes in trees is difficult because a differentiation between the internal and external nutrient sources is needed.

The aim of the present study was to investigate the pattern of uptake and allocation of C and N in beech (*Fagus sylvatica* L.) at the whole-plant level during leaf formation. For this purpose a continuous  $^{13}\text{C}$  and  $^{15}\text{N}$  labelling experiment was set up in a microcosm system allowing belowground  $\text{CO}_2$  evolution to be assessed separately from the aboveground C-fluxes. This approach enabled the quantification of C and N partitioning in different plant organs.

## Materials and Methods

### Microcosms and growth chambers

The plants were introduced into PVC-cylinders as shown in fig. 1. The pots were 0.3 m high and 0.14 m in diameter. The root compartment is separated from the aboveground atmosphere allowing no gas exchange between the two compartments. The air headspace of approx.  $800\text{ cm}^3$  of each soil compartment was continuously flushed with a  $\text{CO}_2$ -free air flow of  $0.17\text{ cm}^3\text{ s}^{-1}$ . The exhaust of the soil compartment was lead through sample vials which were collected once a week for analysis of the belowground  $\text{CO}_2$  evolution. Irrigation was achieved by weekly feeding of  $130\text{ cm}^3$  of a Hoagland based nutrient solution (2 mM  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ) through a syringe feeding system. The microcosms were drained by application of a partial vacuum of -15 kPa at the bottom of the soil columns overnight prior to irrigation.

The plant pots were installed into growth chambers of Plexiglas with a volume of  $2.68\text{ m}^3$  each.  $\text{CO}_2$ -free air was continuously supplied at a rate of  $125\text{ cm}^3\text{ s}^{-1}$  into the two growth chambers for the ambient and the elevated  $[\text{CO}_2]$  treatment. The injected air was drawn in from outside the building, dried over silica gel and washed  $\text{CO}_2$ -free over soda lime. A  $\text{CO}_2$  analyser (Maihak, UNOR 610, Germany) connected to the growth chambers controlled the injection of  $\text{CO}_2$  with  $\delta^{13}\text{C} = -48.0\text{ ‰ PDB}$  (Messer-Griesheim, Duisburg, Germany) and the maintenance of the set  $\text{CO}_2$  concentration of  $350$  and  $700\text{ }\mu\text{mol mol}^{-1}$ , respectively. The concentration was checked and adjusted every 120 s for each treatment and varied about  $\pm 5\text{ }\mu\text{mol mol}^{-1}$ . The growth chambers were located in a climatic chamber and irradiated with Hg-lamps yielding  $130\text{ }\mu\text{E m}^2\text{ s}^{-1}$  photosynthetically active radiation (PAR) at plant level

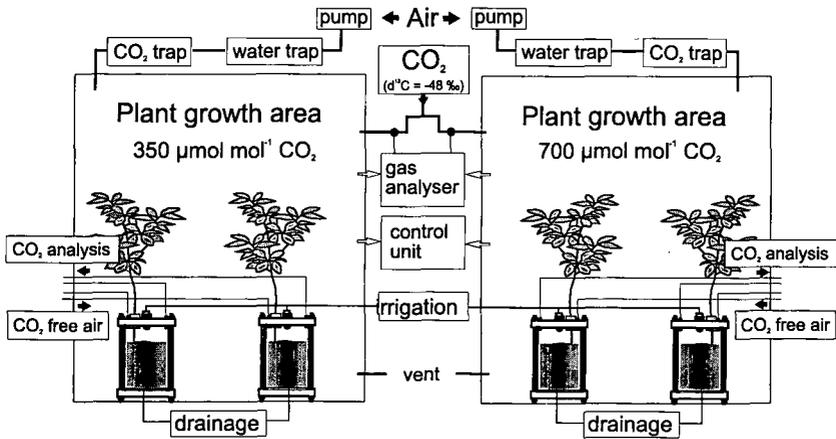


Figure 1. Experimental set-up of the microcosm system used to study uptake and allocation of  $^{13}\text{C}$  and  $^{15}\text{N}$  in young beech under elevated  $[\text{CO}_2]$ .

for 12 h daylength. The temperature was maintained at 13 °C in the night and at 18 °C during daytime.

### Plants

Three-years old beech were planted into pots filled with sand two months before leafing. The soil was carefully washed off the roots before planting. Whole plants were harvested after six weeks of growth. All samples were taken in four replicates for each treatment. The plants were divided into five different plant organs: leaves, branches, stem, coarse roots and fine roots. Plant samples were dried at 65 °C for 96 h. Stems and coarse root were milled in a planetary mill (Retsch, Haan, Germany). All other plant samples were milled in a piston action ball mill.

Isotope measurements were made on a mass spectrometer (Delta C, Finigan Mat, Bremen, Germany). The average error of repeated analysis of standard samples was less than 0.06 ‰ PDB.

### Plant treatments

Two N-variants were investigated in which the tree experienced different pre-treatments in the year prior to the experiment: 1. beech were sufficiently supplied with nitrogen (N+ treatment) and 2. beech were grown on sand with no N-addition in the year prior to the  $\text{CO}_2$  treatment (N- treatment). Both N treatments were conducted under two different  $\text{CO}_2$ -regimes: (i) Ambient  $\text{CO}_2$ -concentration (350 ppm) (ii) Elevated  $\text{CO}_2$ -concentration (700 ppm)

### Belowground respiration

The plants were grown on a carbon free sand and therefore the  $\text{CO}_2$ -efflux from the root compartment was exclusively root derived as the sum of root respiration and microbial respiration of root derived organic carbon.  $\text{CO}_2$ -C release was determined by taking gas samples from the root compartments at the end of the night every ten days using sealed vials. The vials were flushed for 30 min with the efflux of the root compartment. The  $\text{CO}_2$

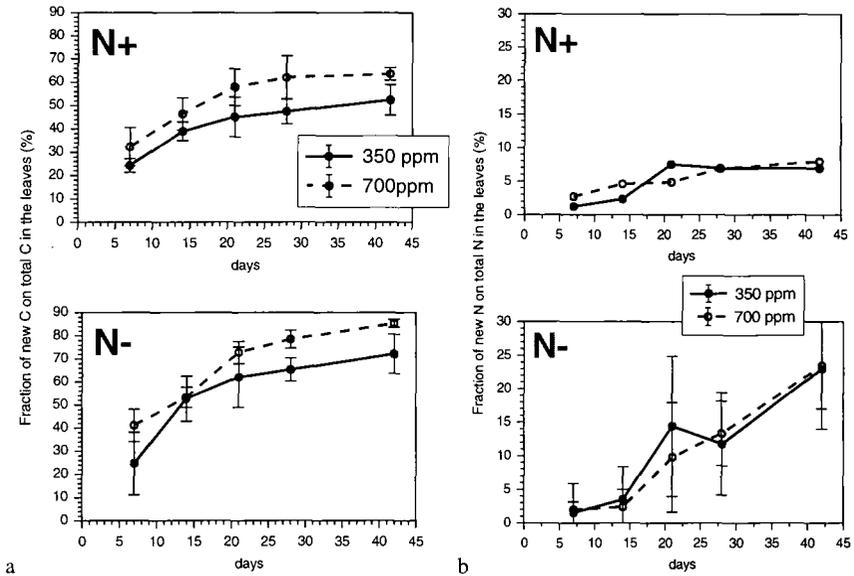


Figure 2. (a) Fraction of the new C on total C in the leaves in the first six weeks after bud break for the 350 ppm CO<sub>2</sub> (●) and 700 ppm CO<sub>2</sub> treatment (○). Bars indicate standard deviation, different letters indicate significant differences for the mean (n = 4). (b) Fraction of the new N on total N in the leaves in the first six weeks after bud break. For the N+ treatment, leaf samples (n = 4) were pooled before analysis.

concentration was determined by gas chromatography (Lofthelds Analytische Lösungen, Neu Eichenberg, Germany) and isotopic measurements were carried out on a GC-MS system (Delta C, Finigan Mat, Bremen, Germany).

From these data the root derived carbon released by root and microbial respiration was calculated. These two processes could not be distinguished and, thus, are referred to as belowground CO<sub>2</sub>-C release.

## Results and Discussion

New leaves consisted to a high degree of newly assimilated carbon (Fig. 2). In the N+ treatment, new C as a fraction of total C rose to 45 and 58 % after three weeks for the two CO<sub>2</sub>-treatments, respectively. After that time, no significant change in the fraction of the new C was observed. At all times, the fraction of new C was significantly higher under elevated CO<sub>2</sub> than under ambient conditions. For the N- treatment, the pattern is only slightly different: first, the difference in the CO<sub>2</sub>-treatments is only significant after three weeks, this fact being closely related to a rise in the fraction of the new N in the leaves. Second, the overall level of the fraction of the new C in leaves was higher in the N- treatment as compared to the N+ treatment: it rose to 72 and 85 % for the two CO<sub>2</sub> treatments, respectively. The higher fraction of the new C in the leaves may be attributable to tinier buds formed in the previous year subject to N deficiency.

The leaf formation after good N supply was only marginally fuelled by new N uptake (Millard 1996). After six weeks, only 8 % of the total N in leaves was derived from the new

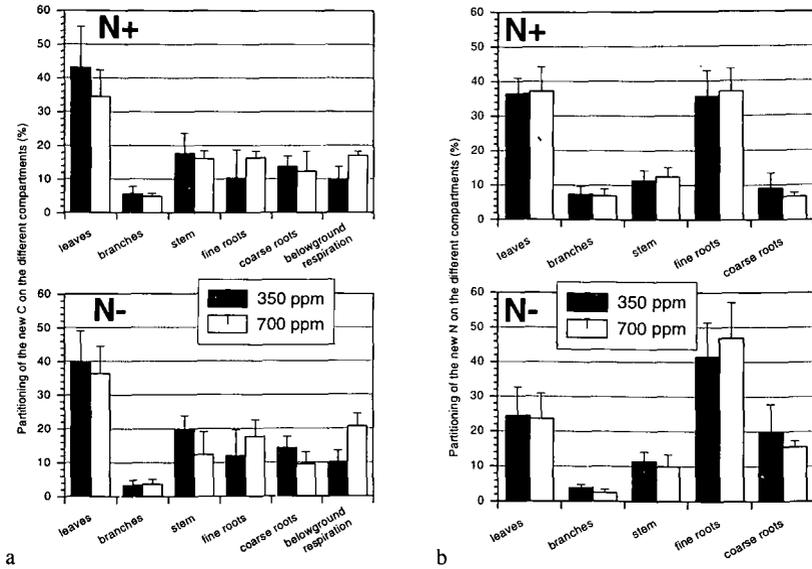


Figure 3. Partitioning of the new C (a) and the new N (b) in the plant six weeks after bud break. 350 ppm CO<sub>2</sub> (solid columns) and 700 ppm CO<sub>2</sub> treatment (open columns). Bars indicate standard deviation (n = 4).

uptake. This was substantially different in the N- treatment: After two weeks, the fraction of the new N started to increase and amounted to 20 % after six weeks. For both N-variants, no CO<sub>2</sub>-effect was observed.

After six weeks, the main C sink were the leaves (Fig. 3a). While no N effect was observed, the partitioning of the new assimilated carbon tended to be more basipetal under elevated CO<sub>2</sub> than under ambient conditions. The belowground respiration was almost doubled under both N treatments.

In the N+ treatment, leaves and fine roots both were strong sinks for new N, accounting for about 36 % of the total N uptake. In the N- treatment, the partitioning of the new N was more basipetal than in the N+ treatment; the leaves accounted for no more than 24 % of the total N uptake, but more than 40 % was found in the fine roots. The N partitioning was not affected by CO<sub>2</sub>.

In summary the present study support the hypothesis that increased C supply significantly accelerates C incorporation already during leaf formation. This might be attributed to an accelerated growth and development of the plants. Furthermore, our results show that the CO<sub>2</sub>-effect is independent of the N nutrition of the previous year.

## Literature

- Gansert D. (1994) Root respiration and its importance for the carbon balance of beech saplings (*Fagus sylvatica* L.) in a montane beech forest. *Plant & Soil* **167**, 109 -119.
- Millard P. (1996) Ecophysiology of the internal cycling of nitrogen for tree growth. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* **159**, 1 -10.
- Norby R.J. (1997) Inside the black box. *Nature* **388**, 522 -523.

# CHARAKTERISIERUNG ORGANISCHER BODENSUBSTANZ SANDIGER BÖDEN IN ABHÄNGIGKEIT VON VERSCHIEDENEN LANDNUTZUNGSFORMEN MITTELS FT-IR

Ellerbrock, R. H.; Höhn, A.; Gerke, H. H.

## Einleitung und Problemstellung

Um Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf Bodeneigenschaften vorherzusagen zu können, sind Kenntnisse erforderlich, in welcher Form die Landnutzung sowohl den Gehalt als auch die Zusammensetzung der OBS beeinflusst. Verschiedene Autoren beschreiben Auswirkungen von Landnutzungsformen auf Gehalt und Qualität der organischen Bodensubstanz (OBS) (z.B. Guggenberger et al. 1994). Der Begriff Qualität bezieht sich hier auf Art und Menge der funktionellen Gruppen (z.B. Carboxylgruppen) innerhalb der OBS. Diese funktionellen Gruppen bedingen das Sorptionsverhalten der OBS und diese wiederum beeinflusst in sandigen Böden maßgeblich Bodeneigenschaften wie die Kationenaustauschkapazität (KAK). Zur Charakterisierung der OBS eignet sich die Fourier Transform Infrarot (FT-IR) Spektroskopie (Stevenson 1982). Änderungen im Verhältnis der funktionellen Gruppen innerhalb der OBS während Humifizierungs- oder Kompostierungsvorgängen wurden von Niemeyer et al. (1992) und Inbar et al. (1989) mit FT-IR untersucht. Celi et al. (1997) leiteten aus der Intensität der Absorptionsbanden der Carboxylgruppen (C=O) in FT-IR Spektren den Gehalt dieser Gruppen innerhalb der OBS ab. Die Intensität dieser Absorptionsbande ist gleichzeitig proportional der KAK organischer Komponenten bekannter Struktur (Günzler und Böck 1990). Ellerbrock et al. (1999) konnten zeigen, daß Unterschiede in der Düngung ackerbaulich genutzter, sandiger Böden langfristig Änderungen in der OBS-Zusammensetzung bedingen. Ziel dieser Untersuchung ist es die Abhängigkeit der OBS-Zusammensetzung von Landnutzungsformen (Acker, Grünland, Laub- und Nadelwald) zu erfassen und deren Auswirkungen auf die KAK zu analysieren.

## Material und Methoden

Die Bodenproben stammen von Standorten ca. 60 km östlich von Berlin, die eine vergleichbare Textur aufweisen (lehmige Sande). Sie sind durch einen mittleren Jahresniederschlag von 530 mm und eine mittlere Jahrestemperatur von 8,2°C charakterisiert. Die Bodenproben wurden aus einer Tiefe von 5 - 25 cm unter Acker, Grünland, Laub- und Nadelwald mit einem Bohrstock als Mischproben entnommen. Sie wurden luftgetrocknet und auf 2 mm gesiebt. Die OBS wurde mit Natriumphyrophosphat-Lösung und Heißwasser extrahiert ( Ellerbrock et al. 1999). Der Tongehalt wurde mit der Pipett-Methode ermittelt. Der pH wurde in einer 0.01 M Calciumchlorid-Lösung bestimmt. Die  $C_{org}$  Bestimmung erfolgt mittels Elementaranalyse nach trockener Verbrennung als  $CO_2$  (Infrarot-Detektor). Der Meßfehler beträgt  $\pm 0.05$  g/kg. Die KAK-Bestimmung erfolgte an 5 g Boden als austauschbare Bariumionen mittels Atomabsorptions-Spektroskopie (Leineweber et al. 1993). Der Meßfehler beträgt  $\pm 5$  mmol<sub>c</sub>/kg. Die Methode von Leineweber et al. (1993) wurde auch zur Bestimmung der KAK der Natriumphyrophosphat-Extrakte herangezogen. Allerdings wurden

---

Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung ZALF e.V.; Eberswalderstr. 84, D-15374 Müncheberg,

anstelle der Tonminerale 0.05g des Extraktes mit 4,95g Quarzsand vermischt. Die FT-IR Spektren der Natriumpyrophosphat- und Heißwasser-Extrakte wurden mit einem BioRad<sup>®</sup> FTS 135 (KBr-Technik, Ellerbrock et al. 1999) als Transmissionsspektren aufgenommen. Die Meßbedingungen waren für alle Proben identisch. Die Effekte mineralischer Verunreinigungen im Natriumpyrophosphat-Extrakt wurden durch mathematische Spektrensubtraktion mit BioRad<sup>®</sup> Software ausgeglichen. Um den Gehalt an Carboxylgruppen innerhalb der Natriumpyrophosphat-Extrakte zu quantifizieren wurde die Summe der Absorptionsbanden der C=O Banden bei 1760 - 1700  $\text{cm}^{-1}$  und 1660 - 1600  $\text{cm}^{-1}$  und die Intensität der O-H Bande bei 3500  $\text{cm}^{-1}$  (Peak Fläche) durch Integration der entsprechenden Spektrenbereiche nach Basislinienkorrektur (Celi *et al.*, 1997)) gebildet.

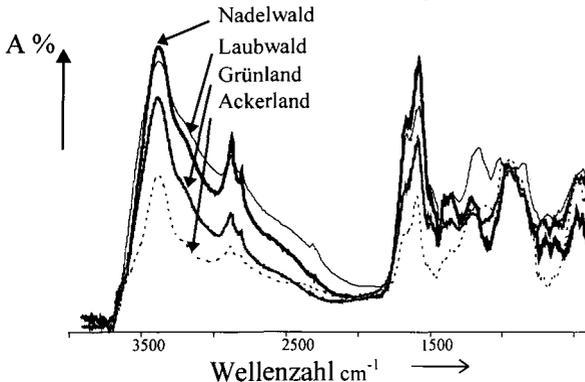
### Ergebnisse und Diskussion

Der Tongehalt der Böden variiert zwischen 15 und 38 g/kg und der pH-Wert liegt zwischen 3.3 und 3.8 g/kg (Tab. 1). Der  $C_{\text{org}}$ -Gehalt der Bodenproben nimmt in der Reihenfolge Acker > Grünland > Laubwald > Nadelwald zu (Tab. 1). Die KAK der Bodenproben aus Acker und Grünland sind vergleichbar (38.9 bzw. 38.4  $\text{mmol}_e/\text{kg}$ ), die für den Laubwald (50.2  $\text{mmol}_e/\text{kg}$ ) liegen höher, die Nadelwald-Probe (70.4  $\text{mmol}_e/\text{kg}$ ) weist die höchste KAK auf (Tab. 1).

**Tabelle 1:** Tongehalt, pH,  $C_{\text{org}}$  und KAK der untersuchten Böden unter unterschiedlicher Landnutzung (5 - 25 cm Tiefe).

Probe	Tongehalt [g/kg]	pH ( $\text{CaCl}_2$ )	$C_{\text{org}}$ [g/kg]	KAK <sub>Boden</sub> [mmol <sub>e</sub> /kg]
Ackerland	38	3.8	5.9	38.9
Grünland	24	3.8	7.0	38.4
Laubwald	15	3.4	10.6	50.2
Nadelwald	32	3.3	36.8	70.4

Die FT-IR Spektren der Natriumpyrophosphat-Extrakte (Abb. 1) der Böden aus den verschiedenen Landnutzungsformen zeigen deutliche Unterschiede. Die C=O Bande bei 1730 - 1645  $\text{cm}^{-1}$  und die O-H Bande bei 3500  $\text{cm}^{-1}$  ist jeweils am intensivsten für den Extrakt aus Nadelwald-Boden. Die Intensität dieser Banden nimmt in der Reihenfolge Nadelwald > Laubwald > Grünland > Acker ab.



**Abbildung 1:** FT-IR Spektren der Natriumpyrophosphatextrakte der Proben aus Acker-, Grünland- und Waldböden.

Der Gehalt an Carboxyl- und Hydroxylgruppen weist die gleiche Abfolge auf wie der  $C_{\text{org}}$  Gehalt. Die Ergebnisse deuten daraufhin, daß die Zusammensetzung der Pflanzenreste die OBS-Zusam-

mensetzung maßgeblich bestimmen könnte: Die Streu von Laub- und insbesondere Nadelbäumen enthält einen relativ hohen Anteil an Phenol- (O-H) und Carboxyl-Gruppen (C=O), welche die intensiven Absorptionsbanden bei  $3500\text{ cm}^{-1}$  (= O-H) und bei  $1700\text{ cm}^{-1}$  (= C=O) in den Spektren der Extrakte bedingen. Grünland- und Getreidepflanzen enthalten höhere Anteile an Cellulose, die eine intensivere C-O-C Bande im FT-IR-Spektrum verursachen. In den Spektren der jeweiligen Extrakte ergeben sich vergleichbare Intensitäten der O-H, C=O und C-O-C Absorptionsbanden. Die Unterschiede in den Intensitäten der FT-IR-Banden für die Acker- und Grünlandproben könnte durch Unterschiede in Pflanzenmenge und -qualität sowie durch Unterschiede in den Humifizierungsprozessen erklärt werden.

Die Spektren der Heißwasser-Extrakte (hier nicht dargestellt) zeigen eine ähnliche Abfolge wie die der Natriumpyrophosphat-Extrakte (Ellerbrock et al. (1999). Allerdings sind die Unterschiede zwischen den Landnutzungsformen in den Spektren der Heißwasser Extrakte stärker ausgeprägt; vermutlich weil sie den leichter umsetzbaren, "pflanzenähnlicheren" Anteil der OBS wieder spiegelt (Körschens et al. 1990). Der Natriumpyrophosphat-Extrakt repräsentiert den stabileren OBS-Anteil. Zusammen mit seinem im Verhältnis zum Heißwasser-Extrakt höheren Anteils an der gesamten OBS ist der Natriumpyrophosphat extrahierbare OBS-Anteil für die Ableitung von Sorptionseigenschaften (z.B. KAK) vermutlich von größerer Bedeutung als der heißwasserlösliche Anteil.

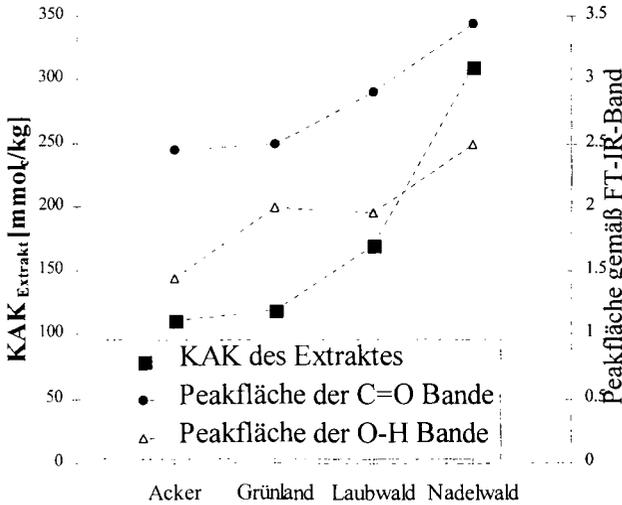


Abbildung 2: KAK und Peak-Fläche der C=O und OH Bande des Natriumpyrophosphat-Extraktes der Bodenproben aus Ackerland, Grünland und Wald.

Da die Absorptionsintensität der entsprechenden FT-IR Bande in der Reihenfolge Ackerland < Grünland < Laubwald < Nadelwald zunimmt, kann man annehmen, das auch die KAK der betreffenden OBS in der gleichen Reihenfolge ansteigt. Abbildung 2 zeigt die KAK-Werte der Natriumpyrophosphat Extrakte und die durch Integration der Peak-Flächen der C=O Banden bei  $1730 - 1710\text{ cm}^{-1}$  und  $1645 - 1625\text{ cm}^{-1}$  und der O-H Bande bei  $3500\text{ cm}^{-1}$  ermittelten Werte. Die KAK der Extrakte korreliert eher mit den C=O Peak-Flächen als mit den Peak-Fläche der O-H Bande. Dies zeigt das auch die O-H Gruppen ein Kationenaustauschpotential haben, dies ist, wie erwartet, deutlich geringer ist als das der C=O Gruppe. Weiterhin ist die KAK der Natriumpyrophosphatextrakte

mit der KAK der Böden korreliert. Relativ gesehen sind jedoch die KAK-Unterschiede in den Extrakten größer als in den Böden.

### **Zusammenfassung**

Die FT-IR spektroskopischen Untersuchungen der mit Natriumpyrophosphat Lösung extrahierten OBS sandiger Standorte weisen darauf hin das der Gehalt an Carboxyl-Gruppen in der OBS mit der Landnutzungsform korreliert ist. Weiterhin kann ein Effekt der Landnutzung auf den Gehalt an O-H Gruppen beobachtet werden. Dieser ist jedoch nicht so stark ausgeprägt. Die Unterschiede im Carboxylgehalt der Extrakte sind mit der KAK der Natriumpyrophosphat-Extrakte korreliert. Auch zeigt sich, daß Nadelwald höhere Carboxylgehalte im Natriumpyrophosphat-Extrakt verursacht als Laubwald. Die Resultate deuten darauf hin, daß - bei vergleichbarer Textur und ähnlichen klimatischen Bedingungen - vor allem landnutzungsbedingte Unterschiede im Eintrag an organischem Material (Bestandesabfall, Streu, Dünger u.a.) Gehalt und Zusammensetzung der OBS determinieren. Weitergehende Untersuchungen sind zur Absicherung der Einzelbefunde u.a. auf unterschiedlich texturierten Böden Beschreibung der Auswirkung landnutzungsbedingter Veränderungen der OBS-Zusammensetzung und deren Folgen auf die Sorptionseigenschaften und geplant.

### **Danksagung**

Die hier vorgestellten Untersuchungen wurden vom Bundesministerium für Landwirtschaft und Forsten und dem Ministerium für Land- und Forstwirtschaft des Landes Brandenburg gefördert. Die Bodenproben wurden von Dr. L. Müller (ZALF) entnommen und dankenswerterweise zur Verfügung gestellt.

### **Literatur**

- Celi, L., Schnitzer, M. & Nègre, M. 1997. Analysis of carboxyl groups in soil humic acids by a wet chemical method, Fourier-Transform infrared spectrometry and solution-state carbon-13 nuclear magnetic resonance. A comparative study. *Soil Science*, **162**, 189-197.
- Ellerbrock, R.H., Höhn A. & Rogasik J. 1999. Functional analysis of soil organic matter with respect to soil management. *European Journal of Soil Science* **50** 65 - 71.
- Günzler, H. & Böck, H. 1990. *IR-Spektroskopie*. Verlag Chemie, Weinheim.
- Guggenberger, G., Christensen, B.T. & Zech, W. 1994. Land use effects on the composition of organic matter in particle size separates of soil: I. Lignin and carbohydrate signature. *European Journal of Soil Science*, **45**, 449-458.
- Inbar, Y., Chen, Y. & Hadar, Y. 1989. Solid-state carbon-13 nuclear magnetic resonance and infrared spectroscopy of composted organic matter. *Soil Science Society of America Journal*, **53**, 1695-1701.
- Körshens, M., Schulz, E. & Behm, R. 1990. Hot-water extractable carbon and nitrogen of soils as a criterion for their ability of N-release. *Zentralblatt für Mikrobiologie*, **145**, 305-311.
- Leineweber, P., Reuter, G. and Brozio, K. 1993. Cation exchange capacities of organo-mineral particle-size fractions in soils from long-term experiments. *Journal of Soil Science*, **44**, 111-119.
- Niemeyer, J., Chen, Y. and Bollag, J.-M. 1992. Characterization of humic acids, composts, and peat by diffuse reflectance Fourier-Transform Infrared spectroscopy. *Soil Science Society of America Journal*, **56**, 135-140.
- Stevenson, F. J. 1982. *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*. John Wiley & Sons, New York.

Erstaufforstung ehemals landwirtschaftlicher Nutzflächen:  
Einfluß einer Pflugsohle auf das Wurzelwachstum junger Bergahorne

von

Evers, Jan

### **Zusammenfassung**

Auf einer 1995 angelegten Versuchsanlage zur Erstaufforstung ehemals landwirtschaftlicher Nutzflächen im Ostwestfälischen Bergland konnte anhand von Wurzelfreilegungen an 5-jährigen Bergahornen gezeigt werden, daß eine Pflugsohle ein Hemmnis für die Wurzeln darstellt. Tiefere Bodenschichten wurden kaum von den Wurzeln erschlossen, über der Pflugsohle kam es zu einem Wurzelstau. Im Gegensatz dazu erschlossen Bergahorne aus Naturverjüngung in einem vergleichbaren Boden in einem benachbarten Waldbestand tiefere Bodenschichten problemlos.

### **Einleitung und Problemstellung**

Auf ehemaligen landwirtschaftlichen Nutzflächen ist mit Pflugsohlen zu rechnen: Infolge einer Bewirtschaftung von Ackerböden mit immer schwereren Maschinen sind Pflugsohlen allgegenwärtig (EHLERS 1996). Verdichtungen im Bereich der Pflugsohlen können das Wurzelwachstum, den Wasser- und Gashaushalt sowie die Bodenfauna stören (EHLERS 1996, SOANE und OUVKERK 1994, BRUSSAARD und FAASEN 1994, SCHACK-KIRCHNER 1994, HAGER und SIEGHARDT 1994, FREDE 1982). Der Einfluß einer Pflugsohle auf das Wurzelwachstum junger Bäume bei Erstaufforstungen ist bisher kaum untersucht. Die Wurzeln junger Bäume erschließen möglicherweise nur den unverdichteten und nicht den potentiell möglichen Bodenraum: geringere Stabilität, höhere Ausfälle und Anfälligkeit gegenüber Trockenheit, Ernährungsstörungen und Schaderregern sowie Nährstoffverluste durch unerschlossenen Wurzelraum könnten die Folge sein. Ziel dieser Untersuchung war es, in der Erstaufforstungsfläche eine Pflugsohle nachzuweisen und bei gegebener Pflugsohle deren Einfluß auf das Wurzelwachstum darzustellen.

### **Material und Methoden**

**Age:** Revier Vinsebeck der Graf Wolff-Metternich'schen Forstverwaltung im Ostwestfälischen Hügelland, Wuchsgebiet Weserbergland, NRW (ca. 10 km nördlich von Bad Driburg);

**Standort:** tiefgründiger Lößlehm aus schluffigem Lehm über Keuper mit ca. 30 cm mächtigem Ap;

**Nutzung:** 1995 Erstaufforstung mit Laubholz (Buche, Bergahorn, Kirsche, Traubeneiche) auf einer bis 1993 landwirtschaftlich genutzten Ackerfläche (Getreide, Raps);

**Vergleichsfläche:** Wiederaufforstungsfläche von 1980 mit Bergahorn-Kirschen Bestand, Winterlinden-Unterbau und Bergahorn aus Naturverjüngung, tiefgründiger Lößlehm.

In der Erstaufforstungsfläche wurde mit einem Penetrograph (Fa. Eijkelkamp, 1 cm<sup>2</sup> Kegelsonde) der Eindringwiderstand des Bodens ermittelt und die Straten stärkere und schwächere Ausprägung einer Pflugsohle ausgewiesen, in der Vergleichsfläche gab es keine Hinweise auf eine Pflugsohle. Damit ergaben sich 3 Straten zur Wurzelfreilegung, in jedem Stratum wurden 3 Bergahorn-Wurzelsysteme mit Wasserdruck freigelegt. Die Wurzelsysteme wurden grafisch als Auf- und Seitenansicht maßstabsgerecht gezeichnet, die Wurzellänge je Bodenschicht in 5 cm Stufen gemessen sowie die horizontal durchwurzelte Fläche berechnet. Zur Bestimmung der Trockenraumdichte wurde ein Bodensäulenzylinder (Fa. Eijkelkamp, 100 cm Länge, 93 mm Durchmesser) verwendet, der Boden wurde bei 105 °C getrocknet. Die gesamte Versuchsanlage mit weiteren Fragestellungen und ersten Ergebnissen sind bei EVERS (1996) beschrieben.

## Ergebnisse

### Nachweis einer Pflugsohle

Über den Eindringwiderstand konnte eine Pflugsohle direkt unter dem Ap-Horizont nachgewiesen werden. In der nicht befahrenen Wiederaufforstung waren die Eindringwiderstände ab 30 cm

Bodentiefe deutlich geringer als in der Erstaufforstung. In der Erstaufforstung war die Pflugsohle unterschiedlich ausgeprägt: mit bis zu 3 MPa in der Tiefenstufe 30-35 cm stärker und mit 2.0 MPa derselben Tiefenstufe schwächer (Abb. 1).

In der Wiederaufforstung lagen die Eindringwiderstände dieser Tiefenstufe dagegen nur bei 1,4 MPa.

Die Trockenraumdichten in der Erstaufforstung im

Bereich der Pflugsohle waren höher als die der Wiederaufforstung in den entsprechenden Schichten. Damit ergaben sich 3 Straten für die Wurzeluntersuchungen: stärker und schwächer ausgeprägte Pflugsohle in der Erstaufforstung und ohne Pflugsohle in der Wiederaufforstung.

Penetrometermessung Vinsebeck: Mittelwerte  
Ausprägung der Pflugsohle: stärker, schwächer, ohne

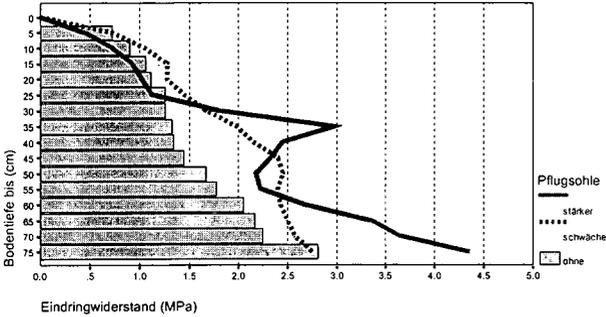


Abb. 1: Eindringwiderstände in der Erstaufforstung (stärkere und schwächere Pflugsohle) und der Wiederaufforstung (ohne Pflugsohle)

### Einfluß der Pflugsohle auf das Wurzelwachstum von jungen Bergahornen

Typische Wurzelsysteme aus jedem Stratum sind in den Abb. 2a-c dargestellt.

Die Wurzel ausbreitung in die Tiefe wurde durch die Pflugsohle deutlich gestört: auf der Pflugsohle kam es zu einem Wurzelstau und verstärkter horizontaler Wurzel ausbreitung. Dies wird besonders deutlich in Abb. 2a, in der das Wurzelsystem eines Bergahorns aus dem Stratum einer stärker ausgeprägten Pflugsohle abgebildet ist. An der Grenze der Horizonte Ap-Bv wirkt das Wurzelsystem dieses Bergahorns wie abgeschnitten, nur 5 Feinwurzeln durchdringen die Pflugsohle und erschließen tiefere Bodenschichten. Über der Pflugsohle bis ca. 30 cm Bodentiefe im Ap-Horizont wachsen die Wurzeln schräg in den Boden, direkt auf der Pflugsohle horizontal auf ihr entlang und unterhalb der Pflugsohle senkrecht in die Tiefe. Es bildet sich so ein weit verzweigtes, aber flaches Wurzelsystem aus. Die Wurzelverdrehungen unmittelbar um den unterirdischen Stammanlauf lassen sich auf die Winkelpflanzung zurückführen. In Abb. 2b ist das Wurzelsystem eines Bergahorns aus dem Stratum der schwächer ausgeprägten Pflugsohle

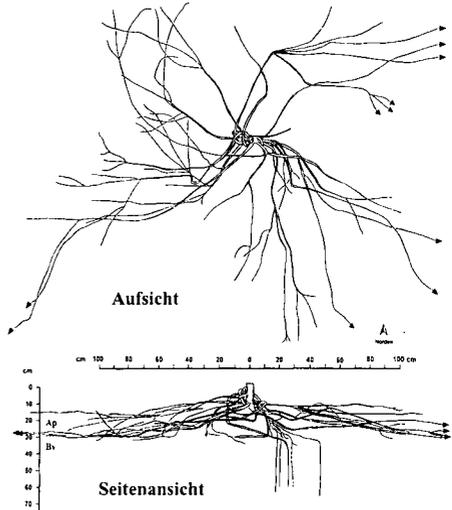


Abb. 2a: Wurzelsystem aus dem Bereich einer stärker ausgeprägten Pflugsohle, Erstaufforstung

in der Erstaufforstungsfläche dargestellt. Hier durchdringen wesentlich mehr Feinwurzeln die Pflugsohle, tiefere Bodenschichten werden besser erschlossen. Dennoch kommt auch hier horizontales Wurzelwachstum oberhalb, v.a. direkt auf der Pflugsohle vor, das Wurzelsystem dieses Bergahorns ist insgesamt jedoch horizontal weniger weit ausgebildet als das aus dem Stratum der stärker ausgeprägten Pflugsohle. Bei den freigelegten Bergahornen in der Wiederaufforstung ohne Pflugsohle bildete sich zumeist das für Bergahorn typische Herzschenkerwurzelsystem mit Betonung des Horizontalwurzelwerkes (KÖSTLER et al. 1968) aus, wie es beispielhaft in **Abb. 2c** dargestellt ist. Es gab auch in der Wiederaufforstungsfläche horizontal wachsende Wurzeln, doch nur vereinzelt und nicht wie in der Erstaufforstungsfläche an bestimmte Bodenschichten gebunden.

In **Tab. 1** sind Anzahl, die Mittelwerte des Alters, der Höhe, des Wurzelhalsdurchmessers der freigelegten Bergahorne sowie die mittlere horizontal durchwurzelte Fläche und die mittlere absolute Wurzellänge angegeben. Für die Bergahorne in der Erstaufforstung konnten eine signifikant größere horizontale Wurzelausbreitung und höhere Wurzellängen gegenüber den Bergahornen der Wiederaufforstung nachgewiesen werden. Dieses Ergebnis ist bemerkenswert insofern, als daß die fast doppelt so alten Bergahorne aus Naturverjüngung mit entsprechend höheren und stärkeren Stämmen deutlich kleinere Wurzelwerke aufweisen als die Bergahorne der Erstaufforstung.

Tab.1: Kenndaten der Bergahorne, horizontale Wurzelausbreitung und Wurzellänge (Whdm=Wurzelhalsdurchmesser in 5 cm Höhe)

Stratum Pflugsohle	Anzahl	Alter Jahre	Höhe (m)	Whdm (mm)	Fläche (m <sup>2</sup> )	W.Länge (m)
stärker	3	5	2.0	29.6	2.7	23.5
schwächer	3	5	2.1	28.6	2.0	20.9
W.Auff.	3	9.7	3.8	42.9	0.6	9.5

größere horizontale Wurzelausbreitung und höhere Wurzellängen gegenüber den Bergahornen der Wiederaufforstung nachgewiesen werden. Dieses Ergebnis ist bemerkenswert insofern, als daß die fast doppelt so alten Bergahorne aus Naturverjüngung mit entsprechend höheren und stärkeren Stämmen deutlich kleinere Wurzelwerke aufweisen als die Bergahorne der Erstaufforstung.

In **Abb. 3** sind die mittleren Gesamtwurzellängen in 5 cm Bodenschichten für die 3 Straten stärkere und schwächere Pflugsohle sowie der Wiederaufforstungsfläche zusammengefaßt. Die Wurzellängen der Bergahorne in der Erstaufforstung sind in fast allen Bodenschichten höher als in der Wiederaufforstung. Das Maximum der höchsten Wurzellänge je Schicht findet sich im Stratum der stärker ausgeprägten Pflugsohle zwischen 20-30 cm Bodentiefe: Es liegt damit direkt über der Pflugsohle und kann als Wurzelstau bezeichnet werden. Im Stratum einer schwächer ausgeprägten Pflugsohle liegt das Maximum der durchschnittlichen Wurzellänge je Schicht 10 cm tiefer, unterhalb der Pflugsohle sind die mittleren Wurzellängen dagegen höher als im Stratum mit stärkerer Pflugsohle. Tendenziell hemmt die stärker ausgeprägte

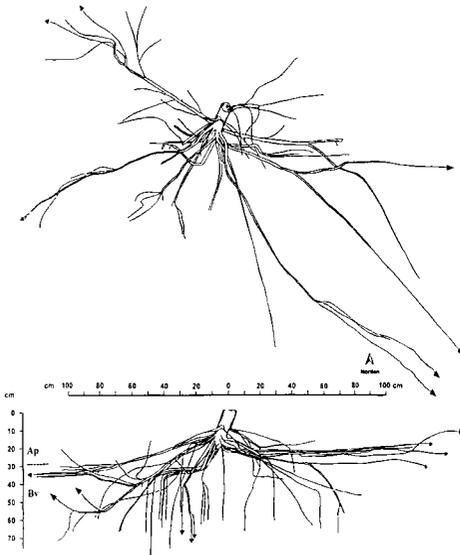


Abb. 2b: Wurzelsystem aus dem Bereich einer schwächer ausgeprägten Pflugsohle, Erstaufforstung

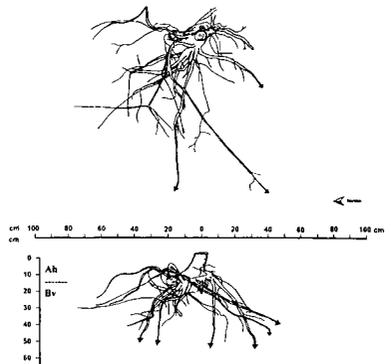


Abb. 2c: Wurzelsystem aus dem Bereich ohne Pflugsohle, unbefahrene Wiederaufforstung

Pflugschle die vertikale und fördert die horizontale Durchwurzelung im Vergleich zu den Wurzelsystemen im Stratum der schwächer ausgeprägten Pflugschle.

### Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse der Wurzelfreilegung aus der Erstaufforstung lassen darauf schließen, daß Pflugschle ein Hemmnis für das Wurzelwachstum von Bergahorn darstellen können.

Offensichtlich reagiert der Bergahorn auf die Pflugschle mit einer größeren horizontalen Wurzelverbreitung und, weniger deutlich, auch mit höheren Wurzellängen: Es bildet sich ein weitverzweigtes, flaches Wurzelsystem aus. So durchwurzelt der Baum nur einen Teil des potentiellen Wurzelraumes, mit Einschränkungen gegenüber dem Wasser- und Nährstoffangebot ist ebenso zu rechnen wie langfristig mit einer Verminderung der Stabilität gegenüber Windwurf. Die Wurzelsysteme der Bergahorne in der Wiederaufforstung zeigen eine Wurzelentwicklung ohne Pflugschle. Sie sind fast doppelt so alt und unter anderen Bedingungen aufgewachsen als die Bergahorne der Erstaufforstung, doch stocken sie ebenfalls auf tiefgründigem Löß und weisen nur selten horizontales Wurzelwachstum auf. Da außerdem die Eindringwiderstände und Trockenraumdichten ab 30 cm Bodentiefe deutlich geringer waren als in der Erstaufforstung, liegt die Vermutung nahe, daß das Fehlen einer Pflugschle mit für diese Wurzelbilder verantwortlich ist. Die geringeren Wurzellängen und horizontalen Wurzelverbreitungen der Bergahorne in der Wiederaufforstung können jedoch auch andere Ursachen haben. Möglich sind eine geringere Transpiration im Unterstand im Vergleich zur Freifläche, bessere Wasserversorgung oder verminderte Wuchsleistung wegen Lichtmangels. Bei Acker-Erstaufforstungen sollte aufgrund dieser Ergebnisse vor der Pflanzung geprüft werden, in wie weit Pflugschle vorliegen. Bei Vorhandensein einer stärkeren Pflugschle sollte diese vor der Erstaufforstung gelockert werden, damit die Ausbreitung des Wurzelsystems der jungen Bäume in die Tiefe nicht gehemmt wird. Alternativ zum kostenintensiven Vollumbruch kann dies möglicherweise auch pflanzstreifenweise erreicht werden oder über die Mehrzweck-Abbruch-Tieflockerung als Beispiel für schonendere Verfahren (SCHULTE-KARRING 1991, SCHULTE-KARRING et al. 1999).

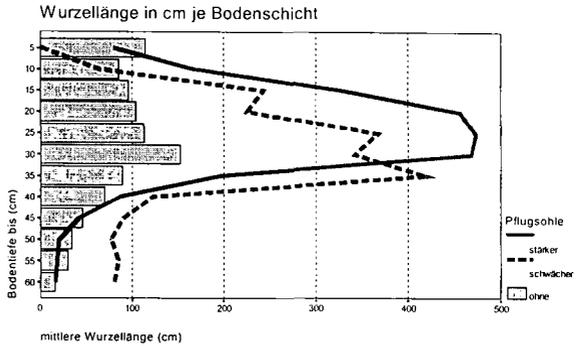


Abb. 3: Mittlere Gesamtwurzellänge nach Bodentiefe

### Literatur

Brussaard, L. und H.G. Faassen (1994): Effects of Compaction on Soil Biota and Soil Biological. in: Soil Compaction in Crop Production. B.D. Soane and C. van Ouwerkerk (Eds.), Elsevier Science B.V.

Ehlers, W. (1996): Wasser in Boden und Pflanze-Dynamik des Wasserhaushalts als Grundlage von Pflanzenwachstum und Ertrag. Ulmer Stuttgart (Hohenheim)

Evers, J. (1996): Forschungsprojekt Erstaufforstung im Privatwald. LÖBF-Mitteilungen 3/1996, 39-42

Frede, H.G. (1982): Struktur-Inhomogenität von Ackerkrumen als Wirkung von landtechnischen Geräten. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 34, 193-198

Hager, H.; Sieghardt, M. (1984): Standortsschäden durch Bodenverdichtung: I. Bodenphysikalische Veränderungen an Böden mit unterschiedlicher Feinfraktion. Centralblatt für das gesamte Forstwesen 101/2; 109-120

Schack-Kirchner, H. (1994): Struktur und Gashaushalt von Waldböden. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 112, Göttingen

Schulte-Karring, H. (1991): Die Mehrzweck-Abbruch-Tieflockerung mit Tiefdüngung - ein neues Verfahren zur Melioration von verdichteten oder kontaminierten Böden. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 32; 48-59

Schulte-Karring, M.; Schulte-Karring, H.; Schneider, R.; Schröder, D. (1999): Bodenverbereitung zur Erstaufforstung flachgründiger Ackerstandorte. AFZ/DerWald Nr. 16, 824-827

Soane, B.D. und Ouwerkerk, van C. (1994): Soil Compaction Problems in World Agriculture. in: Soil Compaction in Crop Production. B.D. Soane and C. van Ouwerkerk (Eds.), Elsevier Science B.V.

Die Citratausscheidung von Weißer Lupine als bestimmender Parameter für die Schwermetallmobilisierung und das Schwermetallaneignungsvermögen  
von  
GERKE, J., WESSEL, E., MEYER, UTE, RÖMER, W.

### Einleitung

In einer Reihe von Untersuchungen ist gezeigt worden, daß Weiße Lupine in hohem Maße auch fixiertes Phosphat im Boden mobilisieren und in eine verfügbare Form überführen kann (Dinkelaker et al., 1989; Gerke et al., 1994). Ursache dafür ist die bei P- Mangel verstärkte Ausbildung von Clusterwurzelbereichen (Proteoidwurzeln), in denen verstärkt Citrat und Protonen ausgeschieden werden.

Die Ausgangsfrage für die im Folgenden beschriebenen Versuche ist, ob die erwünschte Mobilisierung von Phosphat auch zu einer erhöhten Schwermetallmobilisierung und Schwermetallaufnahme führt.

Dazu werden im Folgenden Ergebnisse zum Aneignungsvermögen von Cadmium und Kupfer durch Weiße Lupine vorgestellt. Als nicht mobilisierende Referenzfrucht diente Sommerweizen.

### Material und Methoden

Weißer Lupine (cv. Lublanc) und Sommerweizen (cv. Ralle) wurden in Gefäßversuchen auf einem humosen Sandboden in der Klimakammer angezogen. Phosphat wurde über das Blatt appliziert, Cd mit 1,5 g/kg Boden als CdCl<sub>2</sub> vor Versuchsbeginn dem Boden zugegeben. Bodenlösung wurde mittels der Verdrängungsmethode gewonnen, Proteoidbodenlösung nach der Methode von Gerke et al. (1994) erhalten. Die Bestimmung der Säureanionen erfolgte mittels HPLC, die Metallbestimmung mittels AAS, bzw. GFAAS.

### Ergebnisse

Die Untersuchung der Carboxylatkonzentration in der Bodenlösung zeigte, daß sich ausschließlich in der Proteoidrhizosphären- Bodenlösung von Weißer Lupine Malat und insbesondere Citrat nachweisen ließ (Abb. 1). Die Blattapplikation von Phosphat verringerte, die Applikation von Cadmium erhöhte die Citratkonzentration in der Proteoidrhizosphären- Bodenlösung signifikant.

Die Citratausscheidung in den Proteoidbereichen durch Weiße Lupine hatte Konsequenzen für die Cd- und Cu- Löslichkeit im Boden (Abb. 2,3). Die Gewinnung von Bodenlösung aus den Gefässen mit Sommerweizen (NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ernährt) und Weißer Lupine (mit Rhizobienimpfung) ergab Proben, die über einen weiten pH- Bereich variierten. Vergleicht man die Cd- Löslichkeit in diesen Proben mit der in der Proteoid- Rhizosphäre, so ist diese, bei gleichem pH, in der Proteoid- Rhizosphäre um den Faktor 2 bis 4 im pH- Bereich 4,0-5,0 niedriger als im übrigen Boden unter Lupine oder Weizen (Abb. 2).

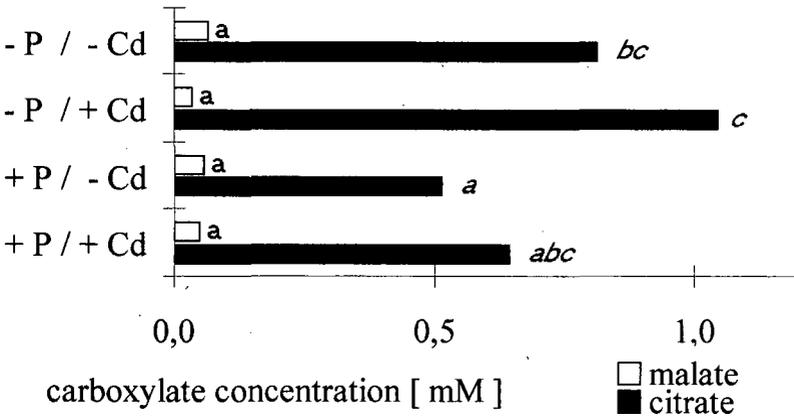


Abb1: Konzentration an Äpfel- und Citronensäure in der Rhizosphärenbodenlösung der Weißblupine bei variiertem P- bzw. Cd-Angebot.

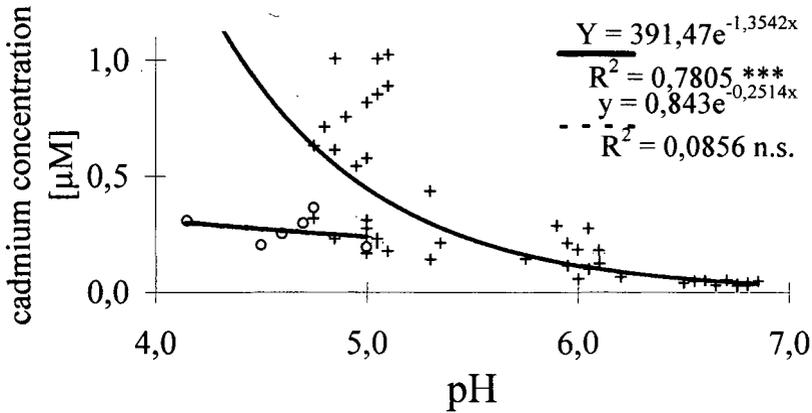


Abb2. Cd-Konzentration in den Bodenlösungen von Weizen und Lupinen nach zwei Ernten (+) bzw.in derProteoidrhizosphäre derWeißblupine zur 2. Ernte (o) in Abhängigkeit vom pH.

Für Cu ist das Löslichkeitsverhalten umgekehrt (Abb. 3). Im pH- Bereich 4,0-5,0 ist die Cu-Löslichkeit in der Proteoid- Rhizosphäre um den Faktor 5 bis 10 höher, als im übrigen Boden.

Die Citratausscheidung hat nach diesen Ergebnissen einen deutlichen Einfluß auf die Metalllöslichkeit im Boden. Über die Ermittlung des Metallinflux in die Pflanze ist es möglich, die Konsequenzen der chemischen Mobilisierung für das Aneignungsvermögen der betrachteten Metalle zu ermitteln.

Die unterschiedliche Löslichkeit der Metalle im Rhizosphärenboden und im Nicht-rhizosphärenboden spiegelt sich in der unterschiedlichen spezifischen Aufnahme rate (Influx) dieser Metalle durch Weizen und Weiße Lupine wieder.

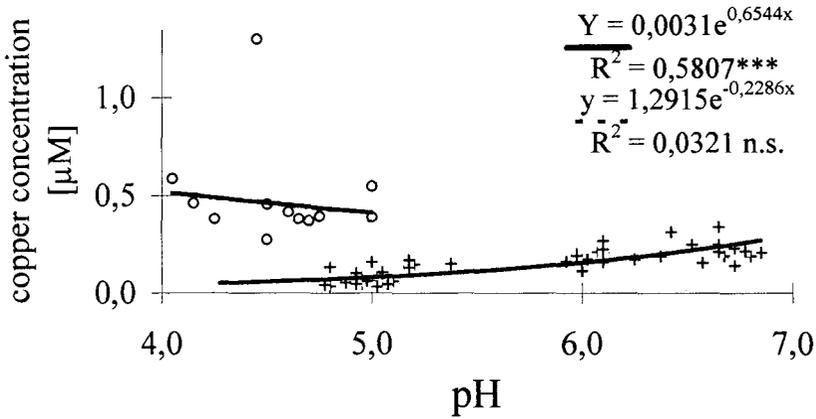


Abb.3: Cu-Konzentration in den Bodenlösungen von Weizen und Lupinen nach zwei Ernten (+) bzw.in der Proteoidrhizosphäre der Weißlupine zur 2. Ernte (o) in Abhängigkeit vom pH.

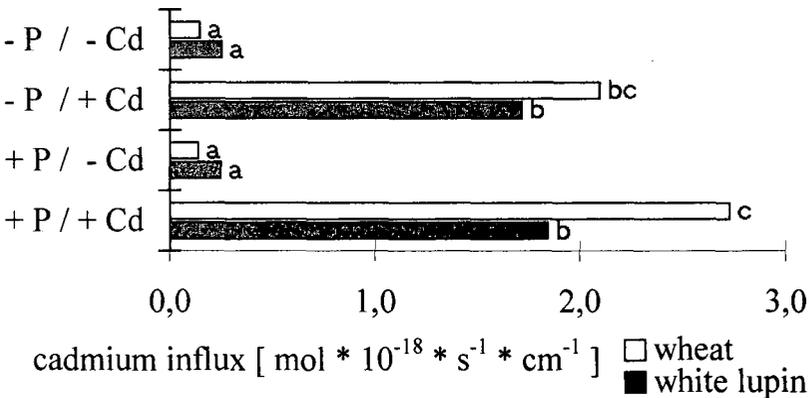


Abb.4: Cd-Influx von Weizen und Weißlupine in Abhängigkeit vom P- bzw. Cd-Angebot.

Der Cd- Influx war bei Weizen in den Versuchsgliedern mit Cd- Applikation signifikant höher als bei Weißer Lupine (Abb. 4).

Dagegen war der Cu- Influx von Weißer Lupine in allen Varianten um den Faktor 5 höher, als der von Weizen (Abb. 5).

Wir schließen daraus, daß die Citratausscheidung von Weißer Lupine zu einer reduzierten Cd-Aufnahme führt. Auch kann man aus diesen Versuchen Interaktionen zwischen der P- und Cu-Ernährung vermuten. Solche Interaktionen sind für den Fall des P/Fe- Aneignungsvermögens bei Weißer Lupine schon beobachtet worden (Gerke et al., 1994).

Die Ursachen für das unterschiedliche Aneignungsvermögen der Metalle bei Weißer Lupine und Weizen sind unklar. Sicher erscheint, daß bei den Erklärungen die dominierenden gelösten

Metallspecies in der Rhizosphären- Bodenlösung zu berücksichtigen sind. Die hohe Affinität von Cu(II) für organische Liganden führt in vielen Böden dazu, daß der überwiegende Teil des gelösten Cu in organisch komplexierter Form vorliegt (Gerke, 1995). Die mittels einer pH- stat- Methode ermittelten Stabilitätskonstanten für Huminstoff- Cu- Komplexe (U. Meyer und Gerke, unveröffentl.) wurden für Cu- Speciesberechnungen verwendet und zeigten, daß Huminstoff- Cu- Komplexe und Citrat- Cu- Komplexe auch bei relativ kleiner Aktivität bzw. Konzentration der organischen Liganden dominieren. Offenbar kann das gelöste, organisch komplexierte Cu durch die Wurzeln genutzt werden. Die Mechanismen des Überganges von der Wurzel in die Pflanze sind unklar, da Cu als  $Cu^{2+}$  von der Pflanze aufgenommen wird.

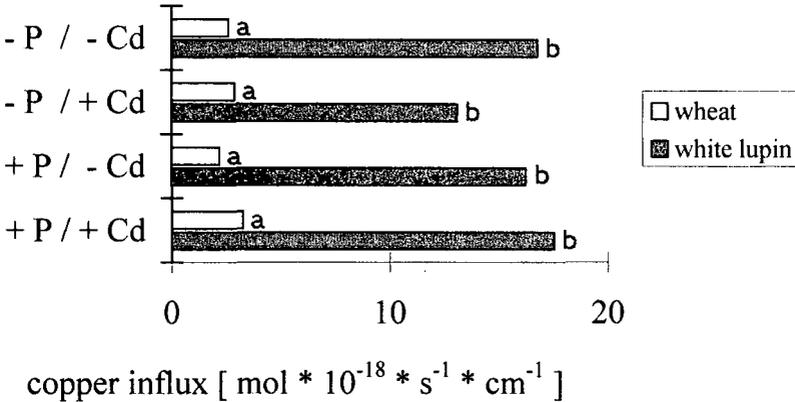


Abb.5: Cu-Influx von Weizen und Lupine in Abhängigkeit vom P- bzw. Cd-Angebot.

Für Cd fehlen z.T. verlässliche Stabilitätskonstanten insbesondere mit Huminstoffen, sodaß Speciesberechnungen in Bodenlösungen nur mit Einschränkungen möglich sind. Die Tatsache, daß eine relativ geringe Cd- Applikation in der Proteoid- Rhizosphäre zu einer erhöhten Citratlöslichkeit führt (Abb. 1), ist ein Hinweis auf die Bedeutung des Citrates für das Cd- Aneignungsvermögen von Weißer Lupine und unterstreicht auch für dieses Metall die potentielle Bedeutung der Komplexierung durch organische Liganden für das Aneignungsvermögen.

#### Literatur

Dinkelaker et al. (1989), Plant Cell Environ., 12, 285-292  
Gerke et al. (1994), Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 157,189-294  
Gerke (1995), Habilitationsschrift, Cuviller Verlag, Göttingen

## **Die Bedeutung langjähriger Düngeenthaltung für die Treibhausgasbilanz von kolluvialen Grünlandstandorten**

Glatzel, S.<sup>1,2</sup>; K. Stahr<sup>1</sup>

### EINLEITUNG:

Im Rahmen der Bemühungen um umweltgerechte Landnutzung wird die reduzierte oder gänzlich unterbundene Düngung von Grünlandbeständen als angemessene Maßnahme angesehen. Im Hinblick auf den Treibhauseffekt werden die Minimierung der Lachgasfreisetzung sowie die Erhaltung der Fähigkeit zur Methanoxidation angestrebt. Auch aus Gründen der CO<sub>2</sub>-Bindung in Böden ist die Erhaltung oder Erhöhung des Humusgehaltes ein Ziel nachhaltiger Landbewirtschaftung. Aus diesem Grund stellt sich die Frage nach der Auswirkung langjähriger Düngeenthaltung auf den Humusspiegel.

Zur Untersuchung der Frage der Abhängigkeit des Lachgas- und Methan- Gaswechsels von der Düngung wurde zwischen August 1996 und März 1998 der CH<sub>4</sub>- und N<sub>2</sub>O- Gaswechsel des Systems Pflanze-Boden mit Hilfe einer Meßanlage bestimmt. Der CO<sub>2</sub>-Gaswechsel des Systems konnte mit Hilfe von Messungen und durch Modellierung abgeschätzt werden.

### MATERIAL UND METHODEN:

#### Standort:

Siggen bei Wangen im Allgäu, durchschnittliche JMT: 6,5°C; durchschnittlicher Niederschlag: 1400 mm. Im Untersuchungszeitraum wichen die Klimabedingungen stark vom langjährigen Mittel ab: 1996: JMT: 6,4°C, Niederschlag: 1127 mm; 1997: JMT: 7,6°C, Niederschlag 792 mm. Lolio-Cynosuretum-Pflanzengesellschaft, 4-5-schnittiges Dauergrünland seit 30 Jahren (davor Ackernutzung)

Varianten: Gedüngt: durchschnittlich 200 kg Rindergülle-N ha<sup>-1</sup>  
Ungedüngt: seit 10 Jahren ohne Düngung.

Böden: Gedüngt: vergleyter Kolluvisol, C<sub>1</sub> 16,83 kg m<sup>-2</sup>, N<sub>i</sub> 2,0 kg m<sup>-2</sup>  
Ungedüngt: vergleyter Kolluvisol, C<sub>1</sub> 12,52 kg m<sup>-2</sup>, N<sub>i</sub> 1,5 kg m<sup>-2</sup>

---

<sup>1</sup> Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310), 70593 Stuttgart

<sup>2</sup> zur Zeit: Department of Geography, McGill University, 805 Sherbrooke St. W., Montreal, Quebec H3A 2K6, Canada

Meßanlage:

Bei den Varianten wurden vier „Hohenheimer Hauben“, (1 m<sup>2</sup> Grundfläche; 0,6 m Höhe) während der Messung geschlossen.

Datengewinnung:

Zur Gewinnung der CH<sub>4</sub>- und N<sub>2</sub>O- Flüsse wurden die Standorte 1-3 x wöchentlich beprobt. Die Probenahme erfolgte nach 0, 30, 60, 90 und 120 Minuten Kammerschließzeit. Die Messung erfolgte am GC –FID (CH<sub>4</sub>) bzw. –ECD (N<sub>2</sub>O). Die Beprobung der CO<sub>2</sub>-Flüsse erfolgte 6 x täglich nach 0 und 15 Minuten Kammerschließzeit. Die Messung fand mit einem IR-Gasanalysator statt.

Bei Sonnenschein gewonnene Daten unterschätzen die Photosynthese, daher war bei diesen Situationen die Simulation des CO<sub>2</sub>-Gashaushaltes notwendig. Die nächtlichen Meßwerte sowie ökologische Begleitparameter gingen in zwei Modelle ein.

Modellierung:

Der CO<sub>2</sub>-Nettogaswechsel wurde mit Hilfe der Modelle von Kim et al. (1992) und Wolter (1982) beschrieben (Glatzel, 1999). Die wichtigsten Input-Parameter in den verwendeten Modellen sind der Blattflächenindex, die Bodenatmung, die maximale Nettophotosynthese des Bestandes, die Boden- und Lufttemperatur sowie die Bodenfeuchte.

ERGEBNISSE:

Die Methan- und Lachgasflüsse an den unterschiedlichen Meßplätzen sind sehr niedrig und unterscheiden sich nicht. Die in Tab.1 dargestellten Unterschiede zwischen den Varianten sind aufgrund der sehr niedrigen, sich oft im Schwankungsbereich der Meßgenauigkeit befindlichen Meßwerte nicht signifikant. Die Kohlendioxidflüsse sind erheblich größer und erlauben bisher keine Aussage über deren Signifikanz.

	CH <sub>4</sub> [mg C m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> ]	N <sub>2</sub> O [mg N m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> ]	CO <sub>2</sub> [g C m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> ]
ungedüngt	-36 ± 876	+16 ± 147	+74
gedüngt	-47 ± 613	-1 ± 128	-246

**Tabelle 1: Jährliche Netto-Emission (positives Vorzeichen) oder –Aufnahme (negatives Vorzeichen) von klimarelevanten Spurengasen und deren durchschnittlicher Standardfehler zwischen Feldparallelen an unterschiedlich behandelten Grünlandstandorten in Siggen/Allgäu. Methan- und Lachgasflüsse: Meßwerte Kohlendioxidflüsse: Modelliert, daher kein Standardfehler.**

Die Methanflußmessungen resultierten im allgemeinen in der Emission bzw. Aufnahme von bis zu 1 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Da sich diese Flüsse im langjährigen Mittel aufheben, liegt die Bilanz nahe 0. Beide Parzellen waren im Meßzeitraum im Winter Netto-Methanquellen und im Sommer Netto-Methanoxidierer.

Die Lachgasflüsse bewegten sich an der ungedüngten und der gedüngten Parzelle zwischen einer Abgabe und einer Aufnahme von 100 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Meist lagen die gemessenen Flüsse im Bereich der Meßgenauigkeit. An der ungedüngten Parzelle wurden im Winterhabjahr 20 mg N<sub>2</sub>O-N m<sup>-2</sup>

abgegeben, während sich die gedüngte Parzelle im selben Zeitraum nahezu neutral verhielt (-3 mg N<sub>2</sub>O-N m<sup>-2</sup>).

Die Netto-Kohlendioxid-Aufnahme der gedüngten Parzelle und der Humusverlust an der ungedüngten Parzelle sind das Resultat eines höheren Blattflächenindizes und einer niedrigeren Netto-Respiration während einer Trockenperiode im Spätsommer 1997 an der gedüngten Parzelle. Der niedrigere Blattflächenindex an der ungedüngten Parzelle war vor allem nach den Ernteschnitten ausgeprägt.

Bewertet man die in Tab.1 dargestellten Gasflüsse im Hinblick auf ihre Wirksamkeit als Treibhausgase, erkennt man die Bedeutung des Kohlendioxids (Abb.1). Im Vergleich zu den geringen Methan- und Lachgasnettoflüssen haben die Veränderungen des Humusspiegels eine überragende Bedeutung.

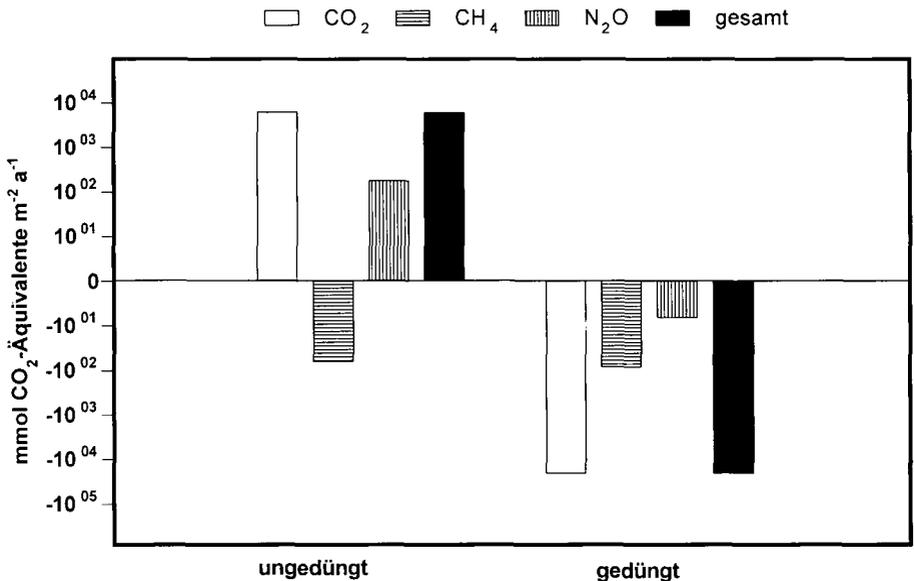


Abbildung 1: An unterschiedlich bewirtschafteten Parzellen in Siggen/Allgäu emittierte (>0) oder aufgenommene (<0) Treibhausgase. Grundlage für die Bewertung in mmol CO<sub>2</sub>-Äquivalente m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> sind die relativen Treibhauspotentiale im Bezug auf CO<sub>2</sub> im 50-Jahre Zeithorizont: (1 (CO<sub>2</sub>) : 21 (CH<sub>4</sub>) : 310 (N<sub>2</sub>O))

## DISKUSSION:

Auf den ersten Blick überrascht die Übereinstimmung zwischen den Methan- und Lachgasflüssen an den unterschiedlich behandelten Parzellen. Zum Teil liegt diese Übereinstimmung darin begründet, daß unmittelbar nach der Düngerausbringung keine  $\text{CH}_4$ - und  $\text{N}_2\text{O}$ -Messungen durchgeführt worden sind und  $\text{N}_2\text{O}$ -Spitzenemissionen „verpaßt“ wurden. Andererseits betonen Velthof & Oenema (1995), daß Düngerapplikation nicht zwangsläufig erhöhte Lachgasemissionen nach sich zieht. Die niedrige Konzentration von  $\text{NO}_3^+$  (nur zu 2 Zeitpunkten  $>10 \text{ mg kg}^{-1}$ ) und  $\text{NH}_4^+$  (immer im Bereich der Meßgenauigkeit) in der Bodenlösung bestätigt die von Mickley (1999) und Homevo-Agossa (1997) in den Jahren 1987-1993 in Siggen festgestellten niedrigen  $\text{NO}_3^+$ -Werte und spricht für schnelle Nitrifizierung und Pflanzenaufnahme des Rindegüllestickstoffs. An der ungedüngten Parzelle blieb der Nitratgehalt der Bodenlösung des Oberbodens stets unter  $1 \text{ mg kg}^{-1}$ . Vor diesem Hintergrund erscheint der stark durchwurzelte Oberboden des kolluvialen Grünlandes als hervorragender N-Verwerter.

Die Abwesenheit von  $\text{NH}_4^+$  in der Bodenlösung erklärt ebenfalls die ausbleibende kompetitive Hemmung der Methanoxidation durch  $\text{NH}_4^+$ .

Die Plausibilität des (nicht validierten) modellierten  $\text{CO}_2$ -Gaswechsels wird durch die Tatsache unterstrichen, daß Kleber & Stahr (1997) an den kolluvialen Standorten in Siggen ebenfalls eine gegenüber der ungedüngten Parzelle stärkere C-Speicherung an der gedüngten Parzelle feststellten.

## FAZIT:

Auf humusreichen, kolluvialen Grünlandstandorten führt langjährige Düngeenthaltung nicht zu erniedrigten Lachgasemissionen und zu erhöhter Methanoxidation. Es können jedoch Humusverluste auftreten, die auch in ihrer Treibhauswirkung erhebliche Bedeutung besitzen.

## LITERATUR:

- GLATZEL, S. (1999): The greenhouse gas exchange of grassland agroecosystems. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, 52, 184 p. Dissertation.
- HOMEVO-AGOSSA, A. C. (1997): Bodenstickstoffumsatz und  $\text{-N}_2\text{O}$ -Freisetzung unter Grünland in Catenen des württembergischen Allgäus. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, 43, 162 p. Dissertation.
- KIM, J., VERMA, S. B., CLEMENT, R. (1992): Carbon dioxide budget in a temperate grassland ecosystem: Journal of Geophysical Research-Atmospheres, 97, p. 6057-6063.
- KLEBER, M. AND STAHR, K. (1997): Soil carbon valance in intensively managed, humid grasslands. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, 27, p. 117-125.
- MICKLEY, W. (1999): Stoffhaushalt, insbesondere Stickstoffumsatz in Bodencatenen des Westallgäuer Hügellandes unter Grünlandnutzung. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, 51, 171 p. Dissertation.
- VELTHOF, G. L. AND OENEMA, O. (1995): Nitrous oxide fluxes from grazed grassland in the Netherlands: II. Effects of soil type, nitrogen fertilizer application and grazing. European Journal of Soil Science, 46, p. 541-549.
- WOLTER, B. (1982): Blattflächenindex in Grünlandmischbeständen in Abhängigkeit von variierter Nutzungsfrequenz und N-Düngung. Universität Bonn. 91 p. Dissertation.

## **Die Verteilung von Wurzelabscheidungen in Böden und deren Auswirkung auf die Phosphatmobilisierung**

von

Andreas Gransee; Wolfgang Merbach; Wolfram Schaecke

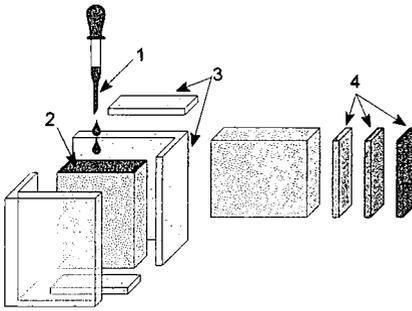
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Adam-Kuckhoff-Str. 17 b, D-06108 Halle (Saale), Fax: 0345/5527113, e-mail: gransee@landw.uni-halle.de

### **Einleitung**

Durch Abgabe organischer Verbindungen in die Rhizosphäre können höhere Pflanzen die P-Aufnahme wesentlich beeinflussen. In der Literatur werden hauptsächlich Aminosäuren und sonstige Carbonsäuren (u. a. Citronensäure), welche in Wurzelexsudaten identifiziert worden sind, für die erhöhte Löslichkeit des Phosphates in der Rhizosphäre verantwortlich gemacht (Gerke 1994, Staunton und Leprince 1996). Der Eintrag von organischen Substanzen und der zusätzliche Effekt durch Mikroorganismen könnten je nach Boden einen mehr oder weniger großen Einfluß auf die DL-P-Löslichkeit haben. Unter insterilen Bodenbedingungen dürften diese organischen Säuren jedoch oft nicht lange genug stabil sein, um eine merkliche Erhöhung des P-Gehaltes zu bewirken; denn die Bodenmikroben metabolisieren abgeschiedene Substanzen (Deubel 1996). Aus der Arbeit von Ležovič (1997) ging hervor, daß die Verteilung <sup>14</sup>C-markierter Verbindungen, welche unter sterilen Bedingungen auf Bodenblöcke aufgetropft wurden, sich relativ gleichmäßig nach drei Tagen im Bodenblock verteilten. Unter insterilen Bedingungen war jedoch offensichtlich ein großer Teil durch Mikroorganismen veratmet worden. Die vorliegende Arbeit hatte das Ziel, die Auswirkungen verschiedener in Wurzelabscheidungen identifizierten Substanzen (Citronensäure, DL-Äpfelsäure, L- und D-Glucose) auf die DL-Löslichkeit von Bodenphosphaten unter sterilen und insterilen Bedingungen zu studieren und verschiedene Böden miteinander zu vergleichen.

### **Material und Methoden**

Der Oberboden der Versuchsböden [Haplic Phaeozem, *pH* (CaCl<sub>2</sub>) 6,3, Dystric Cambisol, *pH* 4,3 und Calcaric Regosol, *pH* 7,1], wurde mit einer Bodendichte von ca. 1,13–1,46 g/cm<sup>3</sup> lufttrocken in einen Plexiglascontainer (10 x 20 x 20 mm) eingefüllt. Das Prinzip bestand darin, die Substanzen auf die Stirnseite des gebildeten Bodenblockes aufzutropfen, damit diese sich im Bodenblock durch Diffusion verteilen konnten (Abb. 1).

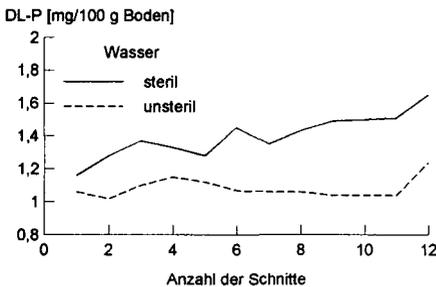


**Abb. 1.** Bodenblockmethode zur Untersuchung des Einflusses von Wurzelabscheidungen auf die Löslichkeit von Phosphaten; links: Auftropfen von wasserlöslichen Wurzelabscheidungen (1) auf die Stirnseite (2) eines von einem Plexiglascontainer (3) umgebenen Bodenblockes (1×2 cm); rechts: Schneiden von 0,4 mm starken Bodenplättchen (4), von der Stirnseite beginnend.

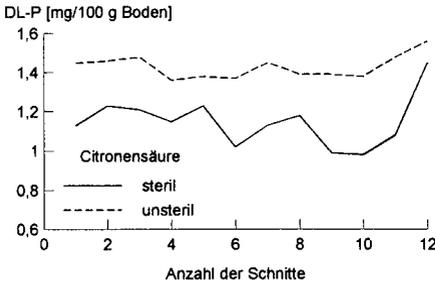
Der Gesamtwassergehalt betrug nach dem Verabreichen der Substanzen je nach Boden 22–24 %. Der Bodenblock wurde zur Verhinderung von Wasserbewegungen mit Paraffin abgedichtet und drei Tage bei konstanter Temperatur und Luftfeuchtigkeit gelagert. Nach dem anschließenden Einfrieren der Blöcke mit flüssigem N<sub>2</sub>, dem Zerschneiden mit Hilfe eines Gefriermikrotoms in 1,6 mm dicke Scheiben und Gefriertrocknung erfolgte die Bestimmung des Gehaltes an DL-löslichem Phosphat in den Bodenscheiben nach Egnér und Riehm (1955).

### Ergebnisse

Die Abb. 2 und 3 zeigen beispielhaft den Gehalt an DL-löslichem Phosphat im Bodenblock des Calcaric Regolsols nach Auftropfen von deionisiertem Wasser und Citronensäure (drei Tage Diffusion) in An- und Abwesenheit von aktiven Mikroorganismen. Die Phosphatlöslichkeit in den einzelnen Bodenschnitten war unter sterilen Bedingungen bei der Zugabe von H<sub>2</sub>O gegenüber der insterilen Variante leicht erhöht. Dies deutet darauf hin, daß Mikroben einen gewissen Einfluß auf die DL-P-Verfügbarkeit im Boden haben. In der insterilen Variante gibt es wahrscheinlich Konkurrenzerscheinungen der Mikroben um den leicht verfügbaren C-Pool des Bodens, welche wiederum die P-Löslichkeit beeinflussen.



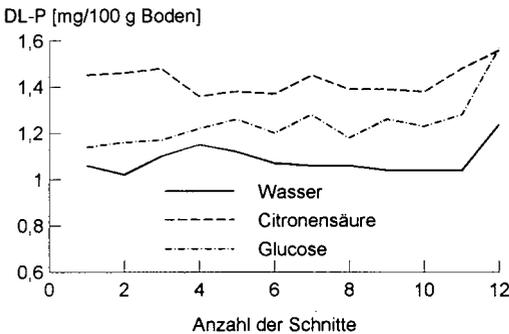
**Abb. 2.** DL-P-Gehalte in einem Calcaric Cambisol bei Verwendung von deionisiertem Wasser als Auftropflösung unter sterilen und insterilen Bedingungen.



**Abb. 3.** Einfluß von Citronensäure auf die extrahierbare DL-P-Menge in einem Calcaric Cambisol unter sterilen und insterilen Bedingungen.

Aus der Abb. 3 ist zu erkennen, daß bei Zugabe einer relativ leicht verfügbaren organischen Verbindung, welche auch in den Wurzelexsudaten identifiziert wurde, sich die Verhältnisse umkehren. Bei der Sterilvariante mit Citronensäure zeigte sich gegenüber der Insterilvariante eine höhere Phosphatlöslichkeit. Das läßt darauf schließen, daß die Citronensäure wahrscheinlich zum einen die im Boden vorhandenen Ca-Phosphate teilweise gelöst hat und zum anderen die Mikroorganismen die Citronensäure als leicht verfügbare C-Quelle nutzen und somit ihre Aktivitäten hinsichtlich der P-Mobilisierung steigern konnten.

Aufgrund des erheblichen Anteils an den wasserlöslichen Wurzelabscheidungen wurde weiterhin Glucose in diese Untersuchungen mit aufgenommen. In der Abb. 4 wurde unter insterilen Bedingungen die Wirkung verschiedener Substanzen auf die P-Mobilisierung aufgezeigt. Hieraus geht hervor, daß durch die Zugabe von Glucose und insbesondere von Citronensäure eine Erhöhung des DL-P-Gehaltes in den Bodenschnitten gegenüber der Vergleichsvariante „nur Wasser“ erzielt werden konnte.



**Abb. 4.** Einfluß von Mikroorganismen auf die extrahierbare DL-P-Menge in einem Calcaric Cambisol bei Verwendung von verschiedenen Substanzen als Auftropflösung.

## Diskussion

Die vorgestellten Ergebnisse bestätigen zunächst, daß die in Wurzelabscheidungen gefundenen Substanzen den Gehalt an DL-löslichem Bodenphosphat erhöhen. Unter insterilen Bedingungen wurde bei gleicher Menge zugesetzter organischer Substanz teilweise ein größerer Effekt festgestellt als im Sterilversuch. Dieses Untersuchungsergebnis basiert wahrscheinlich auf der Tatsache, daß die aufgetropften Verbindungen von den Mikroorganismen relativ leicht verwertet werden können und somit ein erhöhter Einfluß auf die DL-P-Löslichkeit zustande kommt. Weiterhin ist ersichtlich, daß der Einfluß der aufgegebenen Verbindungen auf den Doppellaktat-P-Gehalt im Boden differenziert zu betrachten ist. Ob darüber hinaus die durch Umwandlung der ursprünglichen Verbindungen entstandenen neuen Stoffe andere Lösungsaktivitäten besitzen, bleibt zunächst offen. Diese Ergebnisse zeigen jedoch, daß die mikrobiellen Prozesse in Verbindung mit den aufgetropften in Wurzelexsudaten identifizierten Verbindungen und die dabei entstandenen Stoffe bedeutsam für den extrahierbaren DL-P-Gehalt im Boden sind.

## Literaturverzeichnis

- Deubel, A., 1996: Einfluß wurzelbürtiger organischer Kohlenstoffverbindungen auf Wachstum und Phosphatmobilisierungsleistung verschiedener Rhizosphärenbakterien. Dissertation, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- Egnér, H.; Riehm, H., 1955: *Methodenbuch*. Band I: *Die Untersuchung von Böden*. Radebeul, Berlin: Neumann-Verlag, 3. Auflage, 177–185.
- Gerke, J., 1994: Kinetics of soil phosphate desorption as affected by citric acid. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* **157**, 17–22.
- Ležović, G., 1997: Verhalten und Metabolisierung wasserlöslicher Wurzelabscheidungen in der Rhizosphäre. In: *Pflanzenernährung, Wurzeleistung und Exsudation*. 8. Borkheider Seminar zur Ökophysiologie des Wurzelraumes. Hrsg.: W. Merbach. Stuttgart, Leipzig: B. G. Teubner Verlagsgesellschaft, S. 230–247.
- Staunton, S.; Leprice, F., 1996: Effect of pH and some organic anions on the solubility of soil phosphate: implications for P bioavailability. *European Journal of Soil Science* **47**, 231–239.

## Vergleichende Untersuchung zur N-Verfügbarkeit aus einem mit Methylenharnstoff angereicherten Gesteinsmehl in einem kohlefreien Kippsubstrat im Gefäßversuch

von

Hartmann, R.<sup>(1)</sup>, Schneider, B.U.\*; Hüttl, R.F.\*

### Einleitung

Sandige kohlefreie Kippprohböden im Lausitzer Braunkohlenrevier sind meist arm an Nährstoffen (N-P-K) (Heinsdorf, 1981). Im Hinblick auf eine nachhaltige Stickstoffversorgung von Forstkulturen, die durch eine optimierte Kopplung zwischen Nährstofffreisetzung und Nährstoffaufnahme durch den Baumbestand angestrebt wird, spielt die N-Abgabe aus stickstoffhaltigen Düngemitteln auf den nährstoffarmen Kippenstandorten eine wesentliche Rolle. Um Forstkulturen über einen längeren Zeitraum ausreichend mit Stickstoff zu versorgen, bietet sich der Einsatz von sogenannten "slow release fertilizer" an. Diese langsamlöslichen Dünger unterscheiden sich jedoch, in Abhängigkeit ihrer chemischen Zusammensetzung und ihrer Partikelgröße (Mehl, Pellets), sehr stark in der zeitlichen und mengenmäßigen Freisetzung ihrer Nährstoffe.

### Ziel

Im Rahmen eines Perkolationsversuches mit gestörtem Bodensubstrat sollte die zeitliche und quantitative Löslichkeit von Dünger-N aus einem mit Methylenharnstoff angereicherten Gesteinsmehl mit einem herkömmlichen langsamlöslichen Harnstoff Dünger in einem kohlefreien Kippsubstrat bis zu deren N-Erschöpfung, sowie die Nitrifikation des applizierten Dünger-N unter standardisierten Bedingungen (Temperatur: 20 °C, Niederschlag und Substrathomogenität) untersucht und im Hinblick auf ihre Eignung in der forstlichen Rekultivierungspraxis beurteilt werden.

### Material & Methode

Der Säulenkörper besteht aus einem 240 mm langen und im Ø 100 mm großen PVC-Rohr. Um ein Durchrutschen des Bodensubstrates zu verhindern und gleichzeitig den Durchfluß von Perkolationswasser zu ermöglichen, wurde an einem Ende des Rohres ein Maschengeflecht (PE) mit 1,5 mm Maschenweite befestigt. Durch eine feine Gaze (30 µm, PE), die über das grobe Geflecht gelegt wurde, sollte das Auswaschen von Schluff- und Tonpartikeln aus dem Kippsubstrat verringert werden. Die Summe des Schluff- und Tonanteils des Kippprohbodens variiert zwischen 5,0 und 8,0 %. Unter dem Säulenkörper befindet sich ein Auffangbehälter, der das Perkolationswasser in eine PE-Flasche ableitet (Abb. 1).

Die Füllung der Säulen erfolgte mit gestörtem kohlefreiem Kippsubstrat, das aus dem Tagebau Cottbus Nord von der Kippe C27 entnommen wurde (Hartmann et al. 1997). Das feldfrische Substrat wurde luftgetrocknet und auf 2 mm abgesiebt. Zur Gewährleistung eines Wasserflusses durch die Säule, wurde das Substrat vor dem Einfüllen in die Säule bis zur Feldkapazität aufgesättigt, was einem Wassergehalt von 14 Gew.-% entsprach. Anschließend erfolgte die Befüllung der Säulenbehälter (1,85 kg pro Gefäß) und eine Verdichtung des Substrates auf 1,5 g cm<sup>-3</sup>. Die Füllhöhe betrug 15 cm. Anschließend wurde in dreifacher Wiederholung ein N-freies Gesteinsmehl (W), ein mit Methylenharnstoff angereichertes Gesteinsmehl (RF) und ein reiner Methylenharnstoff-Harnstoff Dünger (NF) auf die Bodensäulen aufgestreut und oberflächlich ca. 5 mm in das Substrat eingearbeitet, so daß der Dünger mit Boden bedeckt war. So wurde entsprechend den N-Gehalten der

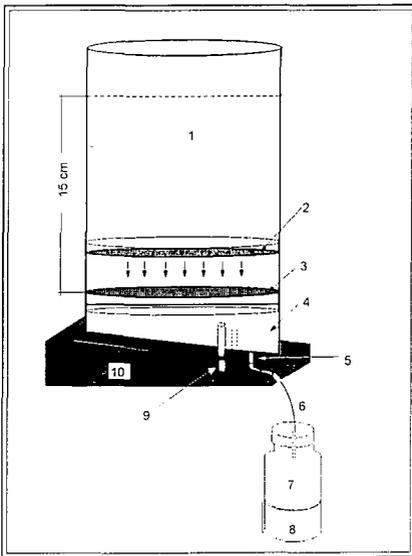
---

\*Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Bodenschutz und Rekultivierung

<sup>(1)</sup>Neue Adresse: FH Ostfriesland/Emden, Institut für Naturwissenschaftliche Technik, e-mail: Ralf.Hartmann@web.de

Dünger (RF: 10 % N und NF: 38 % N) je 4,0 g von den beiden Gesteinsmehlen (W und RF) und 1,2 g des reinen Methylenharnstoff-Harnstoff Düngers (NF) gedüngt. Die beiden N-haltigen Dünger unterschieden sich in ihrer Pelletierung deutlich von dem feiner vermahlene reinen Gesteinsmehl (W). So bestanden die beiden N-haltigen Dünger zu über 60 % aus Körnern > 2 mm, während sich das Gesteinsmehl (W) zu 50 % aus Silikatblättchen < 1 mm zusammensetzte.

In Anlehnung an die im Freilandversuch (Hartmann, 1999) im Mai-Juni 1996 gemessenen Niederschläge (133 mm) und um ausreichend Analyseperkolat zu erhalten, wurden die Bodensäulen im Abstand von drei Tagen mit je 60 ml dest. H<sub>2</sub>O bewässert. Um das Wasser gleichmäßig auf der Oberfläche zu verteilen, erfolgte die Bewässerung mit einem handelsüblichen Pflanzenzerstäuber. Insgesamt wurden über 73 Tage 1320 ml H<sub>2</sub>O dest. (168 L m<sup>-2</sup>) je Säule gegossen. Nach 16 Stunden wurde das durch die Bodensäulen perkolierte Sickerwasser aus den Sammelflaschen entnommen, die Menge notiert und filtriert. Anschließend wurde der pH-Wert gemessen und NH<sub>4</sub>-N und NO<sub>3</sub>-N bestimmt. Der pH-Wert wurde mit einer Glas-Elektrode (WTW-Microprocessor) und NH<sub>4</sub>-N und NO<sub>3</sub>-N mittels der Fließinjektionsanalyse (RFA Alpkem 301) bestimmt. Aus den drei Parallelen einer jeden Variante wurde für die einzelnen Meßparameter Mittelwerte gebildet.



- 1 = Säulenkörper
- 2 = Gazering (Maschenweite 30 µm)
- 3 = Kupplungsring mit Gaze (Maschenweite 1,5 mm)
- 4 = Auffang- und Ablaufbehälter für Sickerwasser
- 5 = Ablaufhahn
- 6 = PE-Schlauch
- 7 = PE-Sammelflasche
- 8 = Perkolat
- 9 = Haltebügel
- 10 = Holzfuß

Abb. 1: Skizze der Versuchsanordnung (Entwurf und Konstruktion: R. Hartmann, 1998)

### Ergebnisse

Die pH-Werte des Säulenperkolates aus dem unbehandelten Kippsubstrat (K) liegen über den gesamten Meßzeitraum im mäßig sauren Bereich (Abb. 2). Aufgrund der mineralogischen Zusammensetzung und der damit verbundenen geringen Löslichkeit, hat eine Applikation von umgerechnet 5 t ha<sup>-1</sup> reinem Gesteinsmehl (W) im Untersuchungszeitraum von 73 Tagen keinen Einfluß auf die Bodenacidität. Im Vergleich dazu verringert die Applikation von 5 t ha<sup>-1</sup> Methylenharnstoff haltigem Gesteinsmehl (RF) die Acidität um 1,5 pH-Einheiten auf bis zu pH 7 innerhalb der ersten 23 Tage. Im weiteren Verlauf geht der pH-Wert wieder bis auf den Wert des unbehandelten Kippsubstrates (K) zurück. Innerhalb der ersten 27 Tage führt auch eine reine Methylenharnstoff-Harnstoff Düngung (NF) zu einem signifikanten Anstieg des pH-Wertes. Letztendlich nimmt die Bodenacidität aber auch hier wieder zu und führt ab dem 44. Tag mit pH-Werten < 5,0 zu einer Versauerung des Substrates.

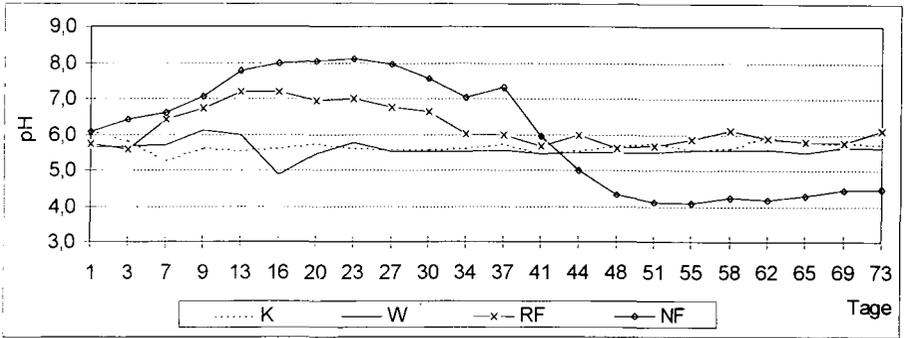


Abb. 2: pH-Werte der Sickerwässer im Untersuchungszeitraum von 73 Tagen

Trotz permanenter Durchfeuchtung kam es aus dem unbehandelten Kippsubstrat (K) zu keinem Stickstoff-austrag mit dem Perkolat (Abb. 3). Auch eine reine Gesteinsmehldüngung (W), die die Nährstoffvorräte an Kalium, Magnesium und Phosphor im nährstoffarmen Kippsubstrat erhöht und somit das Nährstoffangebot für N-mineralisierende Mikroorganismen verbessert, hat letztendlich keinen erhöhten N-Austrag von bodenbürtigem Stickstoff mit dem Sickerwasser zur Folge. Demgegenüber erhöht eine Methylenharnstoff haltige Gesteinsmehlabplikation (RF) den  $N_{ges}$ -Austrag schon 3 Tage nach Versuchsbeginn. Mit einem Austrag von unter 5 mg ist dieser aber sehr gering und steigt über die gesamten 73 Tage Versuchslaufzeit auch nicht weiter an. Eine N-Freisetzung aus dem Methylenharnstoff-Harnstoff Dünger (NF) ist nach 9 Tagen zu messen. Gegenüber dem Methylenharnstoff angereicherten Gesteinsmehl (RF) weist der Dünger NF ein ausgeprägtes Lösungsmaximum nach 30 Tagen auf. Mit 80 mg liegt der Austrag um das 14-fache über dem des Methylenharnstoff haltigen Gesteinsmehls. Nach 65 Tagen ist die  $N_{ges}$ -Auswaschung auf etwa 3 mg zurückgegangen und bleibt konstant auf dieser Verlustrate bis zum Versuchsende. Dies entspricht dem 2-fachen N-Austrag, der bei einer Düngung mit Methylenharnstoff angereicherten Gesteinsmehl (RF) zu messen war.

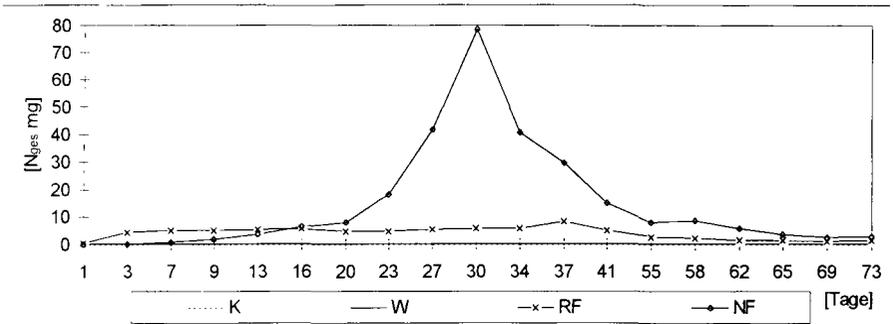


Abb. 3: Zeitlicher Verlauf der Gesamt-Stickstoffauswaschung innerhalb von 73 Tagen (die Verläufe der Varianten Kontrolle (K) und N-freier Gesteinsmehldünger (W) werden von der Abszisse überlagert)

Der N-Austrag sowohl aus dem unbehandelten Kippsubstrat (K) als auch nach N-freier Gesteinsmehlabplikation (W) ist mit 1,6 - 1,7 mg Gesamtstickstoff äußerst gering (Tab. 1). Vorhandener substratbürtiger Stickstoff wird nitrifiziert und in Form von Nitrat-N aus dem Substrat ausgewaschen. Eine Düngung mit Methylenharnstoff versetztem Gesteinsmehl (RF) führt zu einem annähernd gleichen Austrag von Ammonium-N und Nitrat-N mit dem Sickerwasser. Bei einer Methylenharnstoff-Harnstoff Düngung (NF) hingegen wird 79 % des Stickstoffs in Form von Nitrat-N verlagert. Während bei letztgenannter Düngung 68 % des applizierten Dünger-N als Austrag verloren geht, reduziert sich bei einer Düngung mit

Methylenharnstoff angereichertem Gesteinsmehl (RF) der Auswaschungsverlust um 2/3 auf 21 % des applizierten Dünger-N.

Tab. 1: Art und Umfang der Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser

Variante	$\sum \text{NH}_4\text{-N}$ (mg)	$\sum \text{NO}_3\text{-N}$ (mg)	$\sum \text{N}_{\text{Ges}}$ (mg)	$\sum \text{N}_{\text{Ges}}$ (%)
K	0.2	1.5	1.6	0
W	0.1	1.6	1.7	0
RF	36.8	48.6	85.4	21
NF	64.2	242.4	306.6	68

### Schlußfolgerung

Die Untersuchung hat gezeigt, daß das für sandige, nährstoffarme Kippenstandorte typische Substrat sehr geringe Stickstoffvorräte aufweist, so daß ein Stickstoffaustrag aus dem Kippsubstrat nicht zu erwarten ist. Durch die Applikation von reinem Gesteinsmehl (W) besteht die Möglichkeit, Nährstoffe (P, K) dem nährstoffarmen sandigen kohlefreien Kippsubstrat zuzuführen, ohne der Gefahr zu unterliegen, daß aufgrund der verbesserten Nährstoffversorgung von Nitrifizierer-Organismen, der N-Austrag zunimmt (Hildebrand, 1990). Eine alleinige reine Gesteinsmehldüngung kann u. U. auf Dauer jedoch zu einem N-Mangel von Forstkulturen auf diesen Substraten führen bzw. diesen Mangel verstärken, was ein langfristig durchgeführtes Monitoring erforderlich macht. Für eine forstliche Rekultivierung ist daher eine zusätzliche N-Zufuhr erforderlich. Gegenüber dem Methylenharnstoff-Harnstoff Dünger (NF) weist das mit Methylenharnstoff angereicherte Gesteinsmehl (RF) eine wesentlich geringere und gleichmäßig moderate N-Abgabe auf, was letztendlich die Wirkungsdauer des Düngers erhöht und eine Grundwasserbelastung mit Nitrat deutlich verringert (Hildebrand, 1989). Die Applikation einer Methylenharnstoff-Harnstoff Gabe (NF) erhöht die Nitrifikationsrate innerhalb von 73 Tagen deutlich, was im Substrat zu einem Leaching in Form von Nitrat-N führt (Aarnio & Martikainen, 1995). Während die Düngung mit dem Dünger NF einen wesentlichen Eingriff in das Aziditätsverhältnis des Bodenmilieus darstellt und letztendlich zu einer Versauerung des Substrates führt, ist bei einer Applikation von Methylenharnstoff angereichertem Gesteinsmehl mit einer "harmonischen" Wirkung zu rechnen. Entgegen der Annahme, es aufgrund der technologischen Entstehung des Kippbodens mit einem biologisch inaktiven Standort zu tun zu haben (Haubold-Rosar, 1998), zeigen diese Ergebnisse auf, daß die substratbürtigen Mikroorganismen durchaus in der Lage sind, unter den gegebenen abiotischen Bedingungen den anorganischen Dünger-N ( $500 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) zu mineralisieren. Letztendlich hat der Gefäßversuch gezeigt, daß Gesteinsmehle, die mit anorganischem Stickstoff angereichert werden, aufgrund ihres Lösungsschemismus für die nachhaltige forstliche Rekultivierung ein interessantes Meliorationsmittel darstellen. Gegenüber herkömmlichen langsamlöslichen Stickstoff-Düngern läßt sich der N-Austrag deutlich verringern, was letztendlich die Applikationsmenge reduziert und damit die Wirtschaftlichkeit der Melioration erhöht.

### Danksagung

Wir danken Kemira Agro Oy (Finnland) für die Projektfinanzierung.

### Literatur

Aarnio, T. & Martikainen, P.J. (1995): Soil Biol. Biochem., Vol. 27, No. 10: 1235-1331; Hartmann, R. et al. (1997): Mitt. DBG. 85. II. 905-908; Hartmann, R. (1999): Dissertation (in Vorbereitung); Heinsdorf, D. (1981): Beiträge f. d. Forstwirtschaft, Heft 1, S. 37-42; Haubold-Rosar, M. (1998): In Pflug, W.: Braunkohlentagebau und Rekultivierung, S. 573-587; Hildebrand, E.E. (1990): AFZ 24, S.604-607; Hildebrand, E.E. (1989): Österreichische Forstzeitung, Nr. 3, S. 78 - 81

## Die Reaktion von Fichten auf Aluminiumbehandlung in Hydrokultur

Heim, A.; Luster, J.; Brunner, I.; Frey, B.; Frossard, E.

### *Einleitung*

Freie  $Al^{3+}$ -Ionen, die in der Bodenlösung versauerter Standorte in hohen Konzentrationen auftreten können, sind für die meisten Pflanzen toxisch. Einige aluminiumresistente Getreidearten schützen sich durch die Ausscheidung organischer Säuren, welche die  $Al^{3+}$ -Ionen durch Komplexbildung in eine für die Pflanze weniger toxische Form überführen (Delhaize et al. 1993, Pellet et al. 1995, Zheng et al. 1998). Ein weiterer Mechanismus ist die Festlegung des Aluminiums an nicht sensitiven Bindungsplätzen im Apoplasten der Wurzel (Horst 1995). Bei Bäumen wurden Aluminium-Resistenzmechanismen bisher noch nicht untersucht.

Fichten kommen natürlicherweise auf sauren Standorten vor und sind in hohem Maße aluminiumresistent. Ziel der vorliegenden Arbeit war zum einen eine Charakterisierung der Wurzelexsudate von Fichten, um daraus Folgerungen über ihre mögliche Bedeutung für die Al-Resistenz bei Fichten zu ziehen. Des Weiteren sollten die Bindungsformen von Al an der Wurzel beschrieben werden. Ein Vergleich von Sämlingen und dreijährigen Fichten diente zur Abschätzung, inwieweit das Wurzelalter einen Einfluß auf die Prozesse hat, welche zur Al-Resistenz von Fichten führen.

### *Material und Methoden*

**Pflanzenanzucht:** Dreijährige Fichten wurden während drei Jahren im Pflanzgarten und anschließend während 1/2 Jahr in Töpfen angezogen. Sämlinge wurden während drei Monaten in einem sterilen System in Perlit angezogen.

**Behandlung:** Die Behandlung in Hydrokultur dauerte eine Woche, wobei die Behandlungslösung nach 2 und 4 Tagen gegen frische Lösung ausgetauscht wurde. Für die Al-Behandlung wurde eine einfache Salzlösung von  $AlCl_3$  (0,5 mM) verwendet. In der Kontrolle wurde Al durch Ca ersetzt. Der pH-Wert wurde mit HCl auf 4.0 eingestellt und während des Versuchs mit einem Titroprozessor konstant gehalten. Die dreijährigen Fichten wurden in dreifacher Wiederholung behandelt, die Sämlinge in vierfacher Wiederholung in Gruppen zu je 100 Sämlingen. Probenahmen: Die Behandlungslösungen wurden auf TOC sowie nach Aufkonzentrierung auf Summenparameter von Kohlehydraten, Aminosäuren und phenolischen Substanzen analysiert. Organische Säuren wurden mit Kapillarelektrophorese (CE) bestimmt. Genaue Methodenbeschreibungen finden sich in Heim et al. (1999).

Die Wurzeln wurden nach Versuchsende mit 1M  $NH_4Cl$  und 0,01 M HCl sequentiell extrahiert, um eine austauschbare und eine stärker gebundene, säurelösliche Fraktion zu erfassen. Nach der sequentiellen Extraktion wurden residuale Elemente durch Totalaufschluss mit konz.  $HNO_3$  gewonnen.

-----

Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Zürcherstr.111, CH-8903 Birmensdorf  
E.Frossard: Institut für Pflanzenwissenschaften, ETH Zürich, Versuchsstation Eschikon, CH-8315 Lindau-Eschikon

Folgende Analysen wurden durchgeführt:  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Extrakte: austauschbare Kationen (ICP-AES), Phosphat (CE), Phenolische Substanzen (Kolorimetrie);  $\text{HCl}$ -Extrakte: Elementgehalte (ICP-MS), Phenolische Substanzen (Kolorimetrie); Totalaufschluss: Elementgehalte (ICP-MS). In einzelnen Wurzelsegmenten wurde die Elementverteilung mit EDX erfasst.

### Ergebnisse und Diskussion

Sämlinge zeigten, auf Wurzelrockenmasse bezogen, eine deutlich höhere Ausscheidung von Gesamt-C im Vergleich zu dreijährigen Fichten (Tabelle 1). Eine Erhöhung der C-Ausscheidung durch Al-Behandlung wurde nicht beobachtet, stattdessen führte Al-Behandlung in den dreijährigen Fichten zu einigen Zeitpunkten zu einer signifikanten Verminderung der C-Ausscheidung.

Tabelle 1: Ausscheidung von Gesamt-C (Unterschied zwischen Al- und Ca-Behandlung signifikant auf dem Niveau:

\*  $p \leq 0.05$ , \*\*  $p \leq 0.01$ , ns: nicht signifikant)

Tage	Ca Behandlung			Al Behandlung		
	0-2	2-4	4-7	0-2	2-4	4-7
	$\mu\text{mol C g}^{-1}$ Frischgewicht					
3j. Fichten	$20.2 \pm 2.3$	$5.3 \pm 0.2$	$4.3 \pm 0.1$	$9.8 \pm 1.5^*$	$2.7 \pm 0.3^{**}$	$2.8 \pm 0.7\text{ns}$
Sämlinge	$43.6 \pm 7.4$	$21.9 \pm 3.1$	$30.0 \pm 6.2$	$37.4 \pm 13.5\text{ns}$	$24.9 \pm 7.2\text{ns}$	$24.5 \pm 5.1\text{ns}$

Die Zusammensetzung der Exsudate zeigte keinen deutlichen Einfluss der Behandlung. Dagegen war ein deutlicher Unterschied in der Exsudatzusammensetzung zwischen den Sämlingen und den dreijährigen Fichten erkennbar. Mögliche Komplexbildner in den Exsudaten sind vor allem phenolische Substanzen und organische Säuren. Während in den Sämlingsexsudaten Oxalat, Formiat, Acetat und Lactat nachgewiesen werden konnten, lagen die organischen Säuren in den dreijährigen Fichten im Bereich der Nachweisgrenze. Von den identifizierten Säuren bildet insbesondere Oxalat starke Komplexe mit  $\text{Al}^{3+}$ . Der Anteil phenolischer Substanzen war in den Exsudaten der Sämlinge geringer als bei den dreijährigen Fichten. Insgesamt war der Anteil der möglichen Komplexbildner an den Exsudaten sehr gering und vermag unter den experimentellen Bedingungen nur einen minimalen Prozentsatz des vorhandenen Aluminiums zu binden.

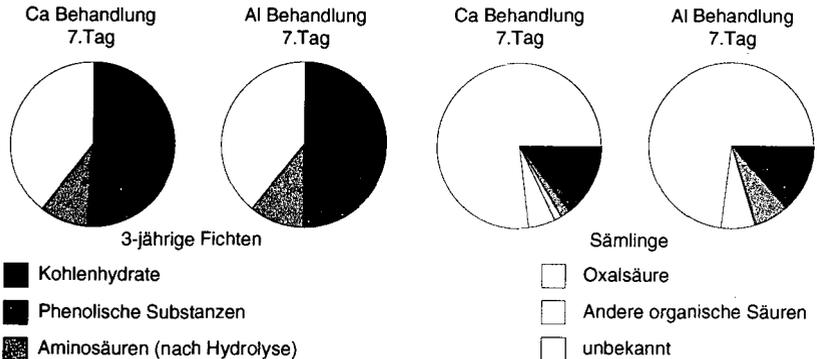


Abb. 1: Anteile verschiedener C-Verbindungen in den Exsudaten von Fichten.

Es ist jedoch denkbar, dass durch die Hydrokulturbedingungen mit freier Ionendiffusion die Konzentrationen an der Rhizoplane unter natürlichen Bedingungen, wo die freie Diffusion durch den begrenzten Porenraum beeinträchtigt ist, unterschätzt werden. Deshalb kann eine physiologische Bedeutung der ausgeschiedenen Komplexbildner nicht ausgeschlossen werden. Die Ergebnisse weisen aber darauf hin, dass die Ausscheidung keine aktive Reaktion der Fichten auf  $Al^{3+}$  darstellt.

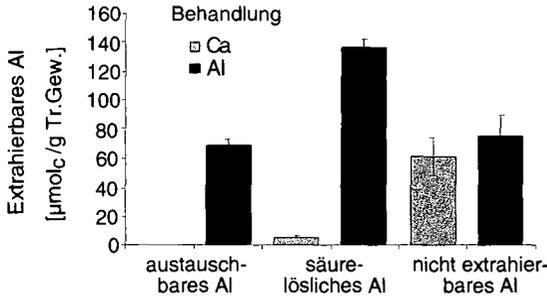


Abb.2: Al-Fractionen in Wurzeln von Fichtensämlingen

Tabelle 2: Kationenaustauschkapazität der Wurzeln von Fichten.

Behandlung		3j. Fichten Sämlinge	
		-- µmol <sub>e</sub> g <sup>-1</sup> Tr.Gew. --	
Ca	Summe austauschbarer Kationen	511	197
Al	Summe austauschbarer Kationen (Al als $Al^{3+}$ )	660	215
Al	$NH_4Cl$ austauschbare phenolische Substanzen (als zweiwertig angenommen)	-75	-23
Al	Summe austauschbarer Kationen (Al z.T. als Komplex m. phenol. Liganden)	585	192

Durch die sequentielle Extraktion wurden drei verschiedene Al-Fractionen gewonnen (Abb.2). Austauschbares Al bildete etwa ein Viertel des in den Sämlingswurzeln vorhandenen Al. In den Wurzeln der dreijährigen Fichten war der Anteil größer, da sie eine fast 3x höhere KAK hatten. Berechnet man die KAK als Summe austauschbarer Kationen (Tab. 2), so erhält man für die Al-Behandlung in beiden Fällen höhere Werte als für die Ca-behandelte Kontrolle. Die Anwesenheit phenolischer Substanzen im  $NH_4Cl$ -Extrakt lässt den Schluss zu, dass Al nicht nur als  $Al^{3+}$ -Ion adsorbiert wird sondern zu einem beträchtlichen Teil auch als niedriger geladener Komplex mit phenolischen Liganden am Austauscher vorliegen kann. Geht man bei der Berechnung der KAK von einer durch die vorhandenen phenolischen Liganden verringerten Ladung des Al aus, so stimmen die errechneten KAK-Werte von Kontrolle und Al-Behandlung besser überein.

Die säurelöslich gebundene Al-Menge war bei Sämlingen und dreijährigen Fichten etwa gleich groß. Als möglicher Bindungspartner kommt Phosphat in Frage, da Phosphor in Al-behandelten Sämlingswurzeln ebenfalls deutlich in der säurelöslichen Fraktion angereichert war, jedoch nicht in den Wurzeln der Kontrollbehandlung. EDX-Analysen zeigten, dass in den Al-Behandlungen eine Anreicherung von Al und P auf der Wurzeloberfläche und in der Zellwand der Epidermis stattfand (Abb.3).

Da in den Behandlungslösungen in der Kontrolle deutlich mehr Phosphat gefunden wurde als in der Al-Lösung, kann angenommen werden, dass in beiden Behandlungen eine Ausscheidung von Phosphat stattfand.

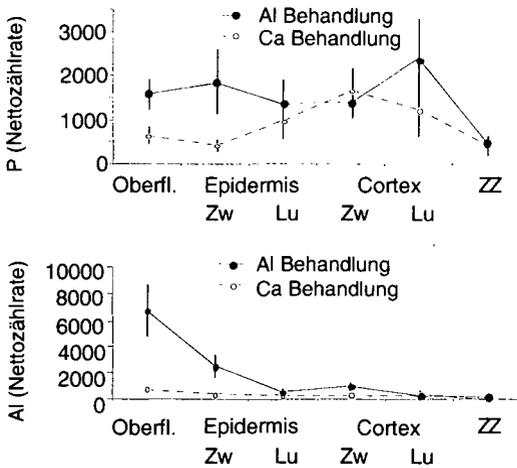


Abb.3: Lokalisierung von Al und P in Sämlingswurzeln mit EDX  
(Lu: Lumen, Zw: Zellwand, ZZ: Zentralzylinder)

Ein bedeutender Teil des Aluminiums war weder durch  $\text{NH}_4\text{Cl}$  noch durch  $\text{HCl}$  extrahierbar. Bei dieser Fraktion zeigten sich jedoch keine Behandlungsunterschiede, so dass davon ausgegangen werden muss, dass dieses Al nicht während des Behandlungszeitraumes sondern schon während der Anwuchsphase in der Wurzel festgelegt wurde.

### Schlussfolgerungen

Fichtensämlinge scheiden in geringen Mengen organische Säuren, darunter auch Oxalat, und phenolische Substanzen aus. Da die Ausscheidung dieser Komplexbildner jedoch nicht durch  $\text{Al}^{3+}$  stimuliert wird, kann nicht von einem aktiven Toleranzmechanismus der Fichte gesprochen werden, obwohl auch diese geringen Mengen an komplexierenden Liganden unter natürlichen Bedingungen eine deutliche physiologische Wirkung haben können. Aluminium wird in der Wurzel unterschiedlich stark gebunden. In austauschbarer Form ist es zumindest zu einem Teil nicht als freies Ion sondern als Komplex mit phenolischen Liganden an die Austauscherplätze gebunden. Dieser Prozess scheint mit zunehmendem Wurzelalter an Bedeutung zu gewinnen. An der Wurzeloberfläche kann Al mit von der Pflanze ausgeschiedenem Phosphat ausgefällt werden. Langfristig wird Al auch in einer nichtextrahierbaren Form gebunden.

### Literatur

- Delhaize, E., P.R. Ryan and P.J. Randall. 1993. Aluminum tolerance in wheat (*Triticum aestivum* L.). II. Aluminum-stimulated excretion of malic acid from root apices. *Plant Physiol.* 103:695-702.
- Heim, A., J. Luster, I. Brunner, B. Frey and E. Frossard. 1999. Effects of aluminium treatment on Norway spruce roots: aluminium binding forms, element distribution, and release of organic substances. *Plant and Soil*, im Druck
- Horst, W.J. 1995. The role of the apoplast in aluminium toxicity and resistance of higher plants: A review. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* 158:419-428.
- Pellet, D.M., D.L. Grunes and L.V. Kochian. 1995. Organic acid exudation as an aluminum-tolerance mechanism in maize (*Zea mays* L.). *Planta* 196:788-795.
- Zheng, S.J., J.F. Ma and H. Matsumoto. 1998. High aluminum resistance in buckwheat. I. Al-induced specific secretion of oxalic acid from root tips. *Plant Physiol.* 117:745-751.

Während das Phosphat in der Kontrolle in die Behandlungslösung gelangte, fiel es in Gegenwart von Al an der Wurzeloberfläche oder im Apoplasten als Aluminiumphosphat aus. Die gefundenen P-Mengen reichen jedoch nicht aus, um alles säurelöslich gebundene Al durch Fällung von Aluminiumphosphat zu erklären, so dass weitere Liganden beteiligt sein müssen. Denkbar wäre zum Beispiel eine Beteiligung von  $\text{OH}^-$ -Ionen, so dass sich Aluminiumhydroxide oder Aluminiumhydroxyphosphate bilden könnten.

# Auswirkungen der standort- und pflanzenartabhängigen Aufnahme von Boden-N auf die Schätzung der N<sub>2</sub>-Bindung von Leguminosen

Heuwinkel, H.<sup>1</sup>; Gutser, R.<sup>1</sup>; Schmidhalter, U.<sup>1</sup>; Claassen, N.<sup>2</sup>

## Einleitung und Fragestellung

Im Feld basiert die Quantifizierung der N<sub>2</sub>-Bindung einer Leguminose im Verlauf einer Vegetation auf den Einsatz einer Referenzpflanze. Diese gibt entweder die Menge an bodenbürtigem Stickstoff in der Leguminose an (Differenzmethode: ND (HAUSER 1987)) oder dessen <sup>15</sup>N-Gehalt (Natürliche Anreicherung: NA (SHEARER & KOHL 1993) bzw. Isotopenverdünnung: ID (DANSO et al. 1993)). Damit die Referenzpflanze tatsächlich die Aufnahmecharakteristik der Leguminose abbildet werden hohe Ansprüche an ihre Vergleichbarkeit mit der Leguminose gestellt. Für die ID zeigen DANSO et al. (1993), daß der Quotient aus dem Anteil Stickstoff am N-Ertrag, den eine Leguminose aus einer <sup>15</sup>N-Markierung zu dem aus dem Boden-N aufgenommen hat, ebenso in der Referenzpflanze vorliegen muß. Oftmals ist es schwierig Anforderungen, die an eine Referenzpflanze zu stellen sind, unter allen Bedingungen erfüllt zu sehen. Infolgedessen wird der gleichzeitige Einsatz mehrerer Referenzpflanzen empfohlen (WITTY & GILLER 1991). Zur Vermeidung des hohen Aufwandes, den eine Referenzpflanze bedeutet und zur Umgehung der Fehler, die sie einbringen kann, werden immer wieder Ansätze vorgestellt, die ohne Referenzpflanze arbeiten (PEOPLES et al. 1991, MCNEILL et al. 1998). Keiner dieser Ansätze hat sich bisher durchgesetzt, sicher auch deshalb, weil sie Annahmen machen, die schwierig zu erfüllen sind und/oder besondere Versuchsumstände erfordern.

In eigenen Versuchen erwies sich die Wahl der Referenzpflanze ebenfalls als schwierig (HEUWINKEL 1999). Deshalb wurde ein Parzellenversuch angelegt um einerseits diese, auch vom Standort beeinflusste, Problematik herauszuarbeiten und andererseits eine neue Auswertung der Daten aufzuzeigen, die keine Anforderungen an die Referenzpflanze stellt.

## Material und Methoden

Auf zwei Standorten („Hangfuß“ & „Kuppe“; Tab. 1) wurden einfaktorielle Blockversuche in gerechter Verteilung mit vier Wiederholungen angelegt. Geprüft wurde die Variabilität von Ertrag und N<sub>2</sub>-Bindung zweier Leguminosen verglichen mit vier Referenzpflanzen (Tab. 2).

Standort	Horizont	pH	N <sub>t</sub>	C <sub>t</sub>	Skelett	Bodenart	Tabelle 1: Bodenkenndaten der Versuchsstandorte (nach Scheinost (1995) zusammengestellt)
g/kg Trockenboden							
Hangfuß	Ap	6,3	1,5	13	70	Ls3	
	Unterboden	6,3			40	Lsu - Lt2	
Kuppe	Ap	5,8	1,2	11	180	Ls3	
	Unterboden	6,0			240	Sl4 - St2	

<sup>1</sup> Lehrstuhl für Pflanzenernährung, TU München, Am Hochanger 2, 85350 Freising, e-mail: hauke@weihenstephan.de

<sup>2</sup> Institut für Agrikulturchemie, Georg-August-Universität Göttingen, 37000 Göttingen

Tabelle 2: Pflanzenarten Versuch

Art	Sorte
Lupinus albus L.	Amiga
Pisum sativum L.	Profi
Avena sativa L.	Jumbo
Linum usitatissimum L.	Barbara
Brassica napus L. var. napus	Jumbo
Secale cereale L.	Sorom

Die <sup>15</sup>N-Markierung erfolgte mit 0,5 g N/m<sup>2</sup> <sup>15</sup>NH<sub>4</sub><sup>15</sup>NO<sub>3</sub>-Lösung (20 at% <sup>15</sup>N, <sup>15</sup>NH<sub>4</sub>:<sup>15</sup>NO<sub>3</sub> = 1:1) zum Auflaufen der Pflanzen. Weitere Düngungs- oder Pflegemaßnahmen, außer Hacken, wurden nicht durchgeführt. Die Ernte der Pflanzen erfolgte zur Gelbreife, wodurch zwischen der ersten und letzten Ernte ca. vier Wochen lagen (Details s. HEUWINKEL 1999). Meßgrößen: Nitrat (0,01 M CaCl<sub>2</sub>-Lösung) in den Bodentiefen 0-30, 30-60, 60-90 und 90-120 cm zum Auflaufen und zur Ernte; Frischmasse- und Trockenmasseertrag des Aufwuchses (Trocknung: 60°C für ≥ 48 h); N- und <sup>15</sup>N-Gehalt (Messung am Massenspektrometer: SL 20-20 EUROPA SCIENTIFIC) des Saat- und Erntegutes.

### Ergebnisse und Diskussion

Sowohl der Standort als auch dessen Wechselwirkung mit der Pflanzenart veränderten den N-Ertrag und die Ausnutzung des zur <sup>15</sup>N-Markierung eingesetzten Stickstoffs (FUE). So war der N-Ertrag aller Pflanzen im kolluvialen Hangfußbereich höher als auf der sandigeren Kuppe (Tab. 3). Relativ gesehen profitierte der Raps stärker vom besseren Standort ‚Hangfuß‘ als die anderen Pflanzen, obgleich er in beiden Fällen den geringsten Ertrag erreichte. Noch deutlicher wird diese von der Pflanzenart abhängige Differenzierung an der FUE. So zeigte Erbse auf dem ‚Hangfuß‘ die höchste Ausnutzung des Markierungs-N, während sie auf der Kuppe nur mittlere Werte erreichte (Tab.3). Lupine war ein Beispiel für deutliche Änderungen im N-Ertrag ohne aber ihren Platz in der Rangfolge nach FUE zu beeinflussen, wo sie auf beiden Standorten die nach Raps geringsten Werte erreichte (Tab. 3). Die Getreide waren vergleichsweise unauffällig. Sie nahmen beim Vergleich von Kuppe mit Hangfuß auf ersterem etwas weniger Markierungs-N auf als nach ihrem Ertragszuwachs zu erwarten war, was letztlich betätigte, daß die FUE vom Standort beeinflusst wurde.

Pflanzenart	Standort		Standort	
	Kuppe	Hangfuß	Kuppe	Hangfuß
	N-Ertrag [g /m <sup>2</sup> ]		% <sup>15</sup> N-Düngerausnutzung (FUE)	
Hafer	5,9	12,4	28	38
Lein	5,3	13,1	19	36
Roggen	4,6	10,0	19	30
Raps	2,4	8,6	5	21
Lupine	22,7	39,3	10	26
Erbse	15,2	26,8	17	43
<sup>#</sup> GD <sub>5%</sub> (Ref <sup>§</sup> )	2,3	4,4	11	15
<sup>#</sup> GD <sub>5%</sub> (alle <sup>§§</sup> )	6,5	7,1	13	14

Tabelle 3: N-Ertrag im Aufwuchs der Parzellenversuche und Ausnutzung des Markierungs-N durch die Pflanzen (Fertilizer Use Efficiency: FUE, nur bezogen auf Sproß-N).

<sup>#</sup>GD: Grenzdifferenz (TUKEY: p=0,05); <sup>§</sup> Ref: Nicht-Leguminosen; <sup>§§</sup> alle: alle Pflanzen

Die Berechnung der N<sub>2</sub>-Bindung mit der ND und ID führte besonders bei Erbse zu je nach Referenzpflanze widersprüchlichen Ergebnissen (Tab. 4). Es spiegelte sich hier sowohl das differenzierte Wachstum der Referenzpflanzen und Leguminosen wieder, als auch deren unterschiedliche Ausnutzung des Markierungs-N. Am Beispiel von Raps ist dies besonders

gut nachzuvollziehbar. Dieser als Referenz zur Erbse eingesetzt brachte auf beiden Standorten je nach Methode (ND oder ID) sehr verschiedene Bindeleistungen (bis zu Faktor 2). Das war dagegen mit Lupine nicht der Fall. Im ersten Fall kommen zwei Gründe in Frage: das schlechte Wachstum des Rapses an sich (Tab. 2) gepaart mit schlechter Ausnutzung des Markierungs-N, während die bei Erbse gut bis sehr gut war (Tab. 3). Beides war mit Lupine wohl ohne Bedeutung, da die Methoden ähnliche Ergebnisse erbrachten. Aus der FUE ließ sich sogar eine große Ähnlichkeit von Raps und Lupine in ihrer N-Aufnahme postulieren (Tab. 3). Daraus auf eine Eignung von Raps als Referenz zur Lupine für die Anwendung der ID und ND zu schließen wäre verfrüht. Ein Kriterium, das als wichtig bei der Festlegung einer Referenzpflanze angesehen wird, die Phänologie, war bei diesen Pflanzen in den Versuchen nämlich verschieden (HEUWINKEL 1999).

Tabelle 4: N<sub>2</sub>-Bindung von Erbse und W.Lupine berechnet nach N-Differenzmethode (ND) bzw. <sup>15</sup>N-Isotopenverdünnungsmethode (ID) in Abhängigkeit von Referenzpflanze und Standort. Zum Vergleich ist das Ergebnis nach der Boden-N - Markierungs-N - Beziehung (STR) aufgeführt.

Referenzpflanze	Hangfuß				Kuppe			
	Erbse		Lupine		Erbse		Lupine	
Methodik:	ND <sup>#</sup>	ID <sup>#</sup>	ND	ID	ND	ID	ND	ID
----- N <sub>2</sub> -Bindung [g N/m <sup>2</sup> ] -----								
Hafer	17	13	29	31	10	12	17	21
Lein	15	11	28	30	10	10	17	20
Roggen	19	13	31	31	11	11	18	20
Raps	20	9	32	28	13	8	20	18
Mittel	17,8	11,4	30,0	29,8	11,1	10,2	18,2	19,6
nach STR <sup>#</sup>	13,0		29,4		10,7		19,5	

<sup>#</sup>: ND = Erweiterte N-Differenzmethode; ID = <sup>15</sup>N-Isotopenverdünnungsmethode;  
STR = Boden-N - Markierungs-N - Beziehung

Um der Problematik der Referenzpflanze zur Leguminose zu entgehen, wurde eine andere Auswertung der mit <sup>15</sup>N-Markierung entstandenen Werte vorgenommen. Aufbauend auf dem von Danso et al. (1993) formulierten Quotienten (s.o.) als Grundvoraussetzung für Referenzpflanzen in der ID wurde geschlossen, daß, solange die Pflanzen kein N<sub>2</sub> aufnehmen, statt Anteile auch N-Mengen den Quotienten wiedergeben. Mit diesem Ansatz konnte gezeigt werden, daß für Nicht-Leguminosen ein hochsignifikanter, linearer Zusammenhang zwischen der Aufnahme von Stickstoff aus einer <sup>15</sup>N-Markierung und dem Boden besteht, den der Standort modifiziert (Abb. 1). Er wurde als Boden-N - Markierungs-N - Beziehung bezeichnet und mit STR (von: Soil-N - Tracer-N - Relationship) abgekürzt.

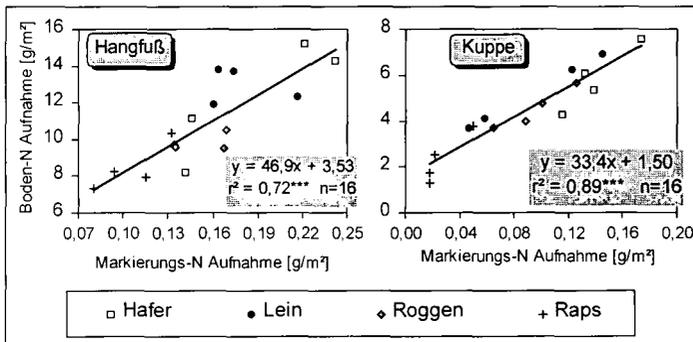


Abbildung 1: Beziehung zwischen der Aufnahme an Markierungs-N und der Aufnahme von Boden-N durch Nicht-Leguminosen in Abhängigkeit vom Standort (Achsenskalierung beachten).

Der Achsenabschnitt, den die Regression aufweist, zeigt die Schwierigkeit auf mit einer bestimmten Pflanze als Referenz zu arbeiten. Je nach Wachstum der Pflanzen kommt diesem konstanten Anteil nicht-markierten Stickstoffs eine mehr oder weniger verdünnende Wirkung für den  $^{15}\text{N}$ -Gehalt der zu vergleichenden Pflanzen zu. Diese N-Fraktion kann deshalb fälschlich dem Boden-N oder dem fixierten Stickstoff zugeordnet werden, wenn die ID oder ND angewandt werden.

Die STR kann nur vorliegen, wenn die Ausbringung des  $^{15}\text{N}$  den Boden-N tatsächlich nur markierte. Dann kann aber angenommen werden, daß sie in gleicher Weise für Leguminosen gilt. Deren Aufnahme an Markierungs-N ist meßbar und damit ihre Aufnahme von Boden-N über die STR. Nach Abzug des Boden- und Markierungs-N vom N-Ertrag bleibt der fixierte Stickstoff, der in Tab. 4 eingetragen wurde. Diese Bindeleistung unterschied sich deutlich von den Einzelwerten der anderen Methoden, wenig aber von deren Mittelwert über alle Referenzpflanzen. Nur am Standort ‚Hangfuß‘ zeigte sich mit Erbse die geringere Empfindlichkeit dieses Ansatzes gegenüber Verschiebungen in den Relationen von N-Ertrag und FUE bei Leguminose und Referenzpflanze.

### Schlußfolgerungen

Die dargelegte neue Vorgehensweise zur Messung der  $\text{N}_2$ -Bindung von Körnerleguminosen löst sich durch den Verzicht auf eine spezifische Auswahl der Referenzpflanze von darin begründeten Fehleinschätzungen der ID und ND-Methode. Sie könnte auch einen Ansatz darstellen pflanzenverfügbaren Stickstoff zu beschreiben.

Für eine uneingeschränkte Anwendung zur Messung der  $\text{N}_2$ -Bindung ist noch nachzuweisen, daß die Annahme zulässig ist, Leguminosen folgen der in der STR beschriebenen Aufnahmecharakteristik.

### Literatur

- DANSO, S.K.A., G. HARDARSON und F. ZAPATA (1993). Misconceptions and practical problems in the use of  $^{15}\text{N}$  soil enrichment techniques for estimating  $\text{N}_2$  fixation. *Plant and Soil* 152, 25-52.
- HAUSER, S. (1987). Schätzung der symbiontisch fixierten Stickstoffmenge von Ackerbohnen (*Vicia faba* L.) mit erweiterten Differenzmethoden. Dissertation, Universität Göttingen. 175p.
- HEUWINKEL, H. (1999).  $\text{N}_2$ -Fixierung von Körnerleguminosen: Aussagekraft und Weiterentwicklung vorhandener Meßmethoden am Beispiel *Lupinus albus* L.. Dissertation, TU München. 236p.
- MCNEILL, A.M., C.J. PILBEAM, H.C. HARRIS und R.S. SWIFT (1998). Use of residual fertilizer  $^{15}\text{N}$  in soil for isotope dilution estimates of  $\text{N}_2$  fixation by grain legumes. *Australian Journal of Agricultural Research* 49, 821-828.
- PEOPLES, M.B., F.J. BERGERSEN, G.L. TURNER, C. SAMPET, B. RERKASEM, A. BHROMSIRI, D.P. NURHAYATI, A.W. FAIZAH, M.N. SUDIN, M. NORHAYATI und D.F. HERRIDGE (1991). Use of the natural enrichment of  $^{15}\text{N}$  in plant available soil N for the measurement of symbiotic  $\text{N}_2$  fixation. In: *Stable Isotopes in plant nutrition, soil fertility and environmental studies*. Proceedings, IAEA, Wien, IAEA-SM-313/47, 117-129.
- SHEARER, G. und D.H. KOHL (1993). Natural abundance of  $^{15}\text{N}$ : Fractional contribution of two sources to a common sink and use of isotope discrimination. In: KNOWLES, R. und T.H. BLACKBURN (eds.). *Nitrogen Isotope Techniques*. Academic Press, San Diego, pp. 89-125.
- WITTY, J.F. und K.E. GILLER (1991). Evaluation of errors in the measurement of biological nitrogen fixation using  $^{15}\text{N}$  fertilizer. In: *Stable Isotopes in plant nutrition, soil fertility and environmental studies*. Proceedings, IAEA, Wien, IAEA-SM-313/100, 59-72.

## **Modellierung der schlaginternen Ertragsvariabilität auf der Basis räumlich variabler Bodenkennwerte am Beispiel eines Lösschlag.**

**K. C. Kersebaum <sup>1)</sup>, P. Jürschik <sup>2)</sup> & O. Wendroth <sup>3)</sup>**

### **Zielstellung**

In den letzten Jahren sind die technischen Voraussetzungen für eine teilflächenspezifische Bewirtschaftung von Ackerschlägen weit fortgeschritten. Es bestehen jedoch noch erhebliche Defizite bei der Interpretation ortsspezifischer Informationen hinsichtlich der Gestaltung konkreter teilflächenspezifischer Maßnahmen. Der Bereich der Stickstoffdüngung stellt sich hier als besonders problematisch dar, da die hohe zeitliche und räumliche Variabilität des allgemein zur Düngeberatung verwendeten Mineralstickstoffgehalts im Boden eine alljährliche Erfassung der räumlichen  $N_{\min}$ -Verteilung erfordern würde. Eine derartig umfangreiche Beprobung ist jedoch vom Kosten- und Arbeitsaufwand nicht zu vertreten. Simulationsmodelle könnten hier eine Lösung darstellen, wenn es gelänge die räumliche und zeitliche Variabilität sowohl des N-Angebots als auch des N-Bedarfs auf der Basis zeitlich wenig variabler Größen (z. B. Textur, Humusgehalt) bzw. aus technisch leicht flächenhaft zu ermittelnden Größen (Ertragskarte) abzubilden.

Nachfolgend werden erste Ergebnisse von Simulationen der N-Dynamik und Ertragsbildung mit dem Modell HERMES (Kersebaum, 1989) unter Berücksichtigung der schlaginternen Variabilität von Bodenkennwerten dargestellt.

### **Material und Methoden**

Die Untersuchungen wurden auf einem knapp 30 ha großen Lössschlag bei Lüttewitz/Sachsen in einem Betrieb der Südzucker AG durchgeführt. Die Fruchtfolge, Düngungsmaßnahmen und Probenahmen sind in Tab. 1 aufgeführt.

Zunächst wurde mit der Ernte 1997 eine Ertragskarte der Vorfucht Triticale mit Hilfe einer über GPS georeferenzierten Durchflußmessung am Mährescher erstellt. Die Ertragsinformation diente zur Ableitung der Ernterückstände, die im Modell als Eingabe für die Mineralisationspools benötigt wird. Nach der Ernte wurde eine Bodenprobenahme bis 90 cm Tiefe in einem Raster von 30 x 30 m (Standardraster = 225 Punkte à 5 Einstiche) zur Bestimmung der Rest- $N_{\min}$ -Mengen durchgeführt. Zusätzlich wurden zur Erfassung der kleinräumigen Variabilität 5 Nester mit jeweils 25 Punkten im Raster 6 x 6 m beprobt. Die Anordnung der Punkte sowie die Höhe der  $N_{\min}$ -Gehalte zeigt Abb. 1.

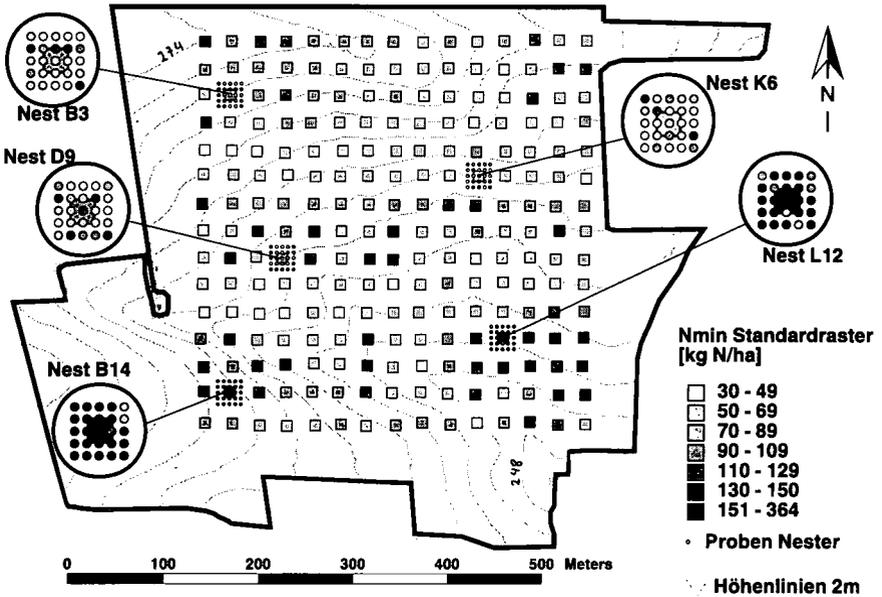
1) Institut für Landschaftssystemanalyse, ZALF Münchenberg e. V., Eberswalder Str. 84, 15374 Münchenberg

2) Agrartechnik Bornim, Technik im Pflanzenbau, Max-Eyth-Allee 100, 14469 Potsdam-Bornim

3) Institut f. Bodenlandschaftsforschung, ZALF Münchenberg e. V., Eberswalder Str. 84, 15374 Münchenberg

**Tab. 1:** Fruchtfolge, N-Düngung und Probenahmen auf dem Schlag Sportkomplex in Lüttewitz

Kultur	N-Düngung	Probenahmen
Triticale (Ernte 24.8.1997)		26.8.97: 225 + 125 Punkte $N_{min}$ daraus 64 Punkte Textur, $C_{org}$
Senf (Aussaat: 28.8.1997)	27.8.97: AHL 40 kg N/ha	
Sommergeste (Aussaat:30.3.1998 Ernte: 11.8.1998)	7.4.98: AHL 60 kg N/ha	3.4.98: 14 Punkte $N_{min}$ 27.5.98: 14 Punkte $N_{min}$ 11.8.98: 225 Punkte $N_{min}$



**Abb. 1:** Gemessene  $N_{min}$ -Gehalte in 0 - 90 cm im August 1997 auf Schlag Sportkomplex.

Die nach der Ernte gemessenen  $N_{min}$ -Gehalte gingen für jeden Punkt als Anfangsverteilung in die Modellrechnung ein. Die für das Modell notwendigen Eingangsgrößen Humusgehalt und Textur wurden für jeden 2. Punkt des Standardraster bestimmt (Doppelraster = 64 Punkte) und nach Ermittlung ihrer räumlichen Struktur auf die Standardrasterpunkte interpoliert. Die beobachteten  $C_{org}$ -Gehalte schwankten in einem Bereich von 0.9 - 1.72 Gew.%, die Textur variiert im wesentlichen innerhalb von 2 Bodenartklassen (Ut3/Ut4).

Da in Teilen des Schlages deutliche Vernässungen zu beobachten waren, wurden für die Punkte des Standardraster zu 2 Terminen im Frühjahr 1998 die Bodenfeuchte des Oberbodens gravimetrisch bestimmt. Wichen die gemessenen Wassergehalte an einem Punkt nach oben vom jeweiligen Schlagmittelwert ab, wurde

der Punkt mit einem Nässeindex belegt. Zusätzlich wurden aus den Daten einer Laserscannerbefliegung die Höhendaten für diese Punkte ermittelt. Beim Übersteigen der kumulierten Hangneigungen einer Richtung auf einen Punkt von 15% wurde für diesen Punkt ebenfalls ein Nässewert von 1 vergeben. Aus der Summe der 3 Feuchteindizes ergab sich somit ein Vernässungsindex zwischen 0 (keine Vernässung) bis 3 (starke Vernässung), die durch Zuschläge auf die Kapazitätsparameter des Wassermodells im Modell berücksichtigt wurden.

Zur Simulation der einzelnen Punkte des Standardrasters wurde das Modell HERMES (Kersebaum, 1989) verwendet, welches den Wasserhaushalt, die Netto-N-Mineralisation, Denitrifikation, Nitrattransport sowie Pflanzenwachstum und N-Aufnahme auf der Basis täglicher Witterungsdaten simuliert. Die Ableitung der modellintern verwendeten Parameter erfolgt automatisch aus den Angaben zur Bodenart (Klassifizierung und Ableitung der Kapazitätsparameter für das Wassermodell entsprechend der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA4)), Humusgehalt (Mineralisationspotentiale). Für die Simulation für die Periode ab Ernte der Triticale 1997 bis zur Ernte der Sommergerste 1998 wurden daher zunächst keinerlei Parameteranpassungen vorgenommen.

**Ergebnisse**

Entsprechend der nur geringen Variation der Textur ergab sich beim ersten Simulationslauf zwar eine gute Übereinstimmung der gemessenen und simulierten Ertragsmittelwerte, jedoch konnte die Variation des Ertrags auf der Fläche nicht nachvollzogen werden (Tab. 2). Daraufhin wurde der Pflanzenwachstumsansatz um einen Ansatz zur Berücksichtigung von Wachstumsdepression bei geringen Bodenluftgehalten erweitert. Durch die Neueinführung eines zusätzlichen Streßfaktors war die Anpassung eines Modellparameters (maximale Photosyntheserate bei Lichtsättigung) notwendig. Die erneute Simulation zeigte nicht nur eine befriedigende Übereinstimmung beim Mittelwert des Ertrags sondern wies auch eine ähnliche Variabilität auf, wie die Beobachtungen. Auch der  $N_{min}$ -Wert nach der Ernte der Sommergerste konnte im Mittel gut getroffen werden (Tab. 2). Die Tabelle 2 faßt einige wesentliche Ergebnisse im Vergleich von Messung und Simulation zusammen.

**Tab. 2:** Vergleich zwischen gemessenen und simulierten mittleren Erträgen und  $N_{min}$ -Gehalten.

Größe/Termin	Messung (Standardabw.)	Simulation (Standardabw.)
Ertrag Sommergerste / 11.8.98 (222 Punkte)	44 ( 6 ) dt/ha	1. Lauf: 43.7 ( 0.5 ) dt /ha 2. Lauf: 46 ( 7 ) dt/ha
$N_{min}$ / 3.4.98 (14 Punkte)	69 ( 38 ) kg N/ha	89 ( 21 ) kg N/ha
$N_{min}$ / 27.5.98 (14 Punkte)	147 ( 77 ) kg N/ha	123 ( 21 ) kg N/ha
$N_{min}$ / 11.8.98 (225 Punkte)	55 ( 31 ) kg N/ha	50 ( 17 ) kg N/ha

Die Übereinstimmung der Simulationswerte mit den Frühjahrmessungen ist weniger gut, aber angesichts der sehr hohen Variabilität der Messwerte zu diesen Terminen noch zufriedenstellend.

Abb. 2 zeigt die räumliche Verteilung der gemessenen und simulierten Erträge auf dem Schlag im Vergleich. Für 43 % der Punkte können die Erträge innerhalb eines Fehlerbereichs von 5 dt/ha vom Modell getroffen



# Lysimeteruntersuchungen zum Wasser- und Stoffhaushalt eines langjährig landwirtschaftlich genutzten Regosols von der Kippe des Braunkohletagebaues Espenhain im Südraum Leipzig

von

<sup>1</sup>S. Knappe, <sup>2</sup>U. Haferkorn, <sup>1</sup>R. Russow, <sup>3</sup>J. Mattusch und <sup>3</sup>R. Wennrich

## 1. EINLEITUNG

Die Braunkohlegewinnung im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier südlich Leipzigs erfolgt seit 1920 in Großtagebauen. In dem ca. 700 km<sup>2</sup> großen, regionalgeologisch dem Weißelsterbecken zuzuordnenden Gebiet werden zukünftig 240 km<sup>2</sup> Land durch Tagebaue überbaggert sein. Im Ergebnis des Braunkohletagebaus werden hier rund 170 km<sup>2</sup> Kippenlandfläche sowie 70 km<sup>2</sup> Seefläche (HILDMANN, 1993) hinterlassen. Gegenwärtig wechseln aktiver Bergbau und Bereiche, die zur Flutung vorbereitet werden, mit gefluteten Restlöchern und rekultivierten Flächen, die z.T. bereits vor Jahrzehnten in die landwirtschaftliche Nutzung genommen wurden. Für die rekultivierten Böden der Bergbaufolgelandschaften ergeben sich spezifische Probleme in Hinblick auf die Stoff- und Wasserbewegung in der ungesättigten Zone, die anhand von Lysimeterexperimenten untersucht werden. Erste Ergebnisse zur Quantifizierung der Wasserhaushaltsgrößen und der Migration von anorganischen Komponenten in Lysimetern mit landwirtschaftlich genutzten, rekultivierten Kippenböden werden vorgestellt.

## 2. MATERIAL UND METHODEN

Die Untersuchungen wurden an drei, je 3m tiefen, monolithischen, wägbaren, mit Meßsensorik in drei Tiefen ausgestatteten, auf der rekultivierten Kippe Espenhain gewonnenen Lysimetern durchgeführt. Die Bodenform entspricht einem Regosol aus Kipp-Sandlehm, schwach karbonathaltig, über tiefen Fein- und Mittelsand, schwach schluffig, schwach bis stark kohlehaltig (KA4, 1994; WÜNSCHE UND THUM, 1990; WEISE, 1996). Am Substrat der Deckschicht ist vorwiegend Geschiebemergel und nur in geringem Maße Geschiebelehm und Schmelzwassersand quartärer Herkunft beteiligt. Darunter steht die Absetzerverkipfung von Abraum aus flöznahen Bereichen (obereozäne bis mitteloligozäne Bornaer und Böhlener Schichten) an, die zu äußerst unregelmäßigem, kleinräumigen Wechsel von kohlefreien bis stark kohlehaltigen, meist feinkörnigen Sanden mit Schluff-, Ton- und Kohlebrocken führte. Die Herkunftsflächen der Lysimeterböden wurden über einen Zeitraum von ca. 30 Jahren landwirtschaftlich intensiv genutzt. Zum Zeitpunkt der Monolithentnahme wurde ein Kleegrasgemisch angebaut, dem in den Lysimetern Kartoffeln (1996), Sommerweizen (1997) und Winterroggen (1998) folgten. Die dabei erzielten Erträge entsprechen in ihrer Höhe etwa denen, die auf Lysimetern mit gewachsenen Böden gleicher Substrate gemessen wurden.

---

<sup>1</sup> Dr. S. Knappe und Dr. R. Russow, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung Theodor-Lieser-Straße 4, D-06120 Halle

<sup>2</sup> Ulrike Haferkorn, Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft, Lysimeterstation Brandis, Kleinsteibinger Str. 3, D-04821 Brandis

<sup>3</sup> Dr. J. Mattusch und Dr. R. Wennrich, UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Sektion Analytik, Permoserstr. 15 D-04318 Leipzig

### 3. ERGEBNISSE

#### 3.1. WASSERHAUSHALT

Geht man von dem sehr unterschiedlichen Schichtaufbau der drei Lysimetermonolithe aus, so wäre eine starke Differenzierung der Wasserhaushaltsgrößen zu erwarten. Aus Abbildung 1 ist jedoch zu entnehmen, daß sowohl die Menge des in drei Meter Tiefe anfallenden Sickerwassers, als auch die Höhe der Evapotranspiration und die Bodenwasservorratsänderung für alle drei Lysimeter in den drei Untersuchungsjahren nahezu übereinstimmen. Sie entsprechen in Dynamik und Menge den Ergebnissen gleichartiger, natürlicher Bodenformen (KNAPPE UND KEESE, 1997; KNAPPE et al. , 1994). Man kann daraus schlußfolgern, daß Sickerwassermenge und Evapotranspiration rekultivierter und wieder in Nutzung befindlicher Bodenflächen im wesentlichen durch die ca. 70 bis 100cm tiefe, kulturfähige Deckschicht geprägt werden. Sickerwasser, welches die Grenze zum Substrat der Absetzkerippe erreicht hat, gelangt, da keine Wurzeln in diese kulturfremde, sandige, extrem saure Schicht eindringen, mit entsprechender zeitlicher Verzögerung vollständig zum Sickerwasserauslauf in 3m Tiefe.

- Niederschlag in mm
- Lys. 12-1 Sickerwasserbildung in mm
- Lys. 12-3 Sickerwasserbildung in mm
- Lys. 12-2 Sickerwasserbildung in mm
- Lys. 12-2-Evapotranspiration in mm
- Lys. 12-1-Evapotranspiration in mm
- Lys. 12-3-Evapotranspiration in mm

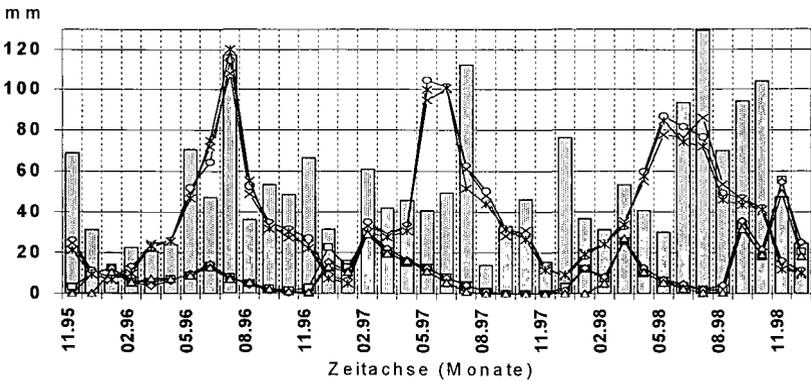


Abb.1: Sickerwassermenge und Evapotranspiration in Abhängigkeit vom Niederschlag auf drei Lysimetern mit rekultivierten Bergbauböden. Monatswerte der Periode 11/95 bis 12/98.

#### 3.2 LEITFÄHIGKEIT, pH-WERT, NITRAT- UND SCHWERMETALLGEGHALTE IM BODEN- UND SICKERWASSER DER LYSIMETER 12/1 UND 12/3

Aus Tabelle 1 ist zu erkennen, daß die pH-Werte im Bodenwasser in der oberen, rekultivierten, landwirtschaftlich nutzbaren Bodenschicht mit Werten von 7,4 bzw. 7,2 Verhältnissen entsprechen, die auf diesen Substraten unter ungestörten, natürlichen Bedingungen herrschten. Auch Leitfähigkeit, Sulfat- und Schwermetallgehalte im Bodenwasser entsprechen unter Berücksichtigung der bei der Rekultivierung aufgetragenen Substrate (Aschen, Gülle, Klärschlamm) natürlichen Bedingungen von Böden dieses Substrates. Unmittelbar unter der Kulturbodenabdeckung liegen im Lysimeter 12/1 stark versauerte, tertiäre Substrate. Diese bedingen für alle diese Kompartimente pH-Werte um 2 und geringer. Es treten Leitfähigkeiten zwischen 8,6-12,6 mS/cm auf. Die Sulfatgehalte nehmen von 4,3g/l bei 1,5m Tiefe, über 6,9g/l auf 7,4g/l im Sickerwasser zu. Demgegenüber scheinen im tertiären Substrat der Bodensäule von Lysimeter 12/3 schluffige, kalk- und mergelhaltige Beimengungen vor allem in den Tiefen von 2,5-3m konzentriert zu sein (pH-Werte von 4,7 und 5,7). Unter den aufgezeigten Bedingungen kommt es in diesem Lysimeter im Vergleich zu Lysimeter 12/1 zu deutlich niedrigeren Leitfähigkeiten und Sulfatgehalten.

Es zeigt sich des weiteren, daß die Schwermetallgehalte im Sicker- und Bodenwasser mit pH-Werten um 2 und darunter die Grenzwerte für Trinkwasser deutlich übersteigen. Die Prüfwerte zur Sanierung des Grundwassers werden für  $\text{SO}_4^{2-}$ , Cd, Cr, Cu, und besonders deutlich für Ni und Zn überschritten. Im weniger saueren Boden- bzw. Sickerwasser des Lysimeters 12/3 werden (außer bei Ni und Zn) Gehalte unter bis leicht über den Trinkwassergrenzwerten gemessen.

**Tabelle 1**

**Leitfähigkeit, pH-Wert, Nitrat-, Sulfat- und Schwermetallgehalte im Boden- und Sickerwasser der Lysimeter 12/1 und 12/3 (Mittel über 3 Jahre aus Monatswerten).**

Meßgröße	Lysimeter 12/1				Lysimeter 12/3				GW Trinkwasser* <sup>1</sup>	Prüfwert Sanierung GW* <sup>2</sup>
	0,5	1,5	2,5	3,0	0,5	1,5	2,5	3,0		
Tiefe(m)	0,5	1,5	2,5	3,0	0,5	1,5	2,5	3,0		
pH	7,5	1,7	1,6	2,1	7,2	3,6	4,7	5,7	6,5-9,5	-
LF[mS/cm]	1,10	12,4	12,6	8,6	0,87	1,91	2,98	3,07	2	-
$\text{SO}_4^-$ [g/l]	0,30	4,30	6,91	7,40	0,32	0,98	1,77	2,02	0,24	0,75
$\text{NO}_3$ [mg/l]	211	17	6	21	185	70	14	5	50	80
Cd [µg/l]	0,26	1,5	54,7	15,3	0,36	2,7	1,7	1,0	5	10
Cr [µg/l]	69	1184	2926	1776	46	68	76	25	50	200
Cu [µg/l]	11	359	518	299	10	57	20	11	100	200
Ni [µg/l]	51	511	1544	926	111	163	794	418	50	200
Pb [µg/l]	14	173	429	33	26	64	22	5	40	200
Zn [µg/l]	730	960	1660	8490	600	6890	10890	3320	100	800
As [µg/l]	30	122	278	66	27	20	20	2	40	100

\*<sup>1</sup> TrinkwV vom 22. Mai 1986 (BGBl.I)

\*<sup>2</sup> Niederländischer Leitfaden zur Bodenbewertung und Bodensanierung (1990)

### 3.3 Nitratgehalte

Von Bedeutung sind die sich mit der Bodentiefe stark verändernden Nitratgehalte. Während in der kulturfähigen Schicht mit Nitratgehalten um die 200mg/l im Bodenwasser hohe Werte auftreten, wurden für die stark bis mäßig versauerten Schichten darunter Werte unter dem Grenzwert von 50mg/l gemessen.

**Tabelle 2**

**$\text{N}_2\text{O}$  in der Bodenluft und  $\text{N}_2\text{O}$  im Sickerwasser zu ausgewählten Terminen in den Lysimetern 12/2 und 12/3**

**a) Durchschnittswerte und Maxima des  $\text{N}_2\text{O}$ -Gehaltes in der Bodenluft in drei Tiefen**

Tiefe	Lysimeter 12/2 [ppm]		Lysimeter 12/3 [ppm]	
	Durchschnitt	Maximum	Durchschnitt	Maximum
50 cm	1,9	8	4,2	11
150 cm	8,4	37	31,0	98
250 cm	0,2	0,9	8,8	41

**b) Dynamik der  $\text{N}_2\text{O}$  Gehalte im Sickerwasser [µg N/l] in 3m Tiefe im Vergleich zum  $\text{N}_2\text{O}$ -Gehalt [ppm] in der Bodenluft bei 2,5m Tiefe (Lysimeter 12/3, Versuchsjahr 1998)**

Datum	23.09.	30.09.	07.10.	14.10.	21.10.	28.10.	04.11.	11.11.	17.11.	25.11.	02.12.	09.12.	16.12.
Wasser	32,30	1,71	0,42	0,16	0,16	0,24	53,80	17,60	4,12	0,94	1,73	4,70	7,00
Luft	2,2	8,6	8,6	1,9	6,9	6,1	3,3	n.b.	8,5	10,5	15,4	n.b.	18,6

Aus der hier nicht dargestellten zeitlichen Dynamik ist des weiteren zu entnehmen, daß in bestimmten Perioden sehr geringe bzw. nicht mehr meßbare Nitratgehalte vorliegen. Weitergehende Untersuchungen haben gezeigt, daß dies in den sauren, mit C aus den Kohlebeimengungen angereicherten Schichten der tertiären Kippensubstrate dem Ergebnis einer verstärkten Denitrifikation zuzuschreiben ist. Die Annahme einer verstärkt ablaufenden Denitrifikation als Ursache für die mit zunehmender Tiefe abnehmenden Nitratgehalte im Boden wird durch die  $\text{N}_2\text{O}$ -Gehalte in verschiedenen Bodentie-

fen und im Sickerwasser gestützt (Tab. 2). Entgegen den Ergebnissen für natürliche, landwirtschaftlich genutzte Böden (RUSSOW et al., 1999) ist der  $N_2O$ -Gehalt der Bodenluft bis zur Tiefe von 150cm verhältnismäßig hoch und nimmt darunter stark ab. Auf Grund des in den Ebenen 50 und 150cm durchschnittlich höheren Nitratgehaltes im Lysimeter 12/3, ist bei diesem Lysimeter im Vergleich zum Lysimeter 12/2 auch die  $N_2O$ -Emission und der Gehalt in der Bodenluft größer. In der Ebene 250cm und im Sickerwasser ist der reduktive mikrobielle Nitratabbau bereits soweit erfolgt, daß bei periodisch extrem niedrigen Nitratgehalten nur noch sehr geringe  $N_2O$ -Mengen nachweisbar waren (Substratlimitierung).

#### 4. SCHLUSSFOLGERUNGEN

1. In der von den Pflanzen durchwurzelt, quartären Deckschicht werden Sickerwassermenge und Evapotranspiration unabhängig von den darunterliegenden heterogenen tertiären Schichten bestimmt. Sickerwassermenge und -qualität dieser Schicht entsprechen weitestgehend den Ergebnissen, die auf gewachsenen Böden dieser Substrate bei gleicher landwirtschaftliche Nutzung erzielt werden.
2. Aus der Sicht der im Bodenwasser der rekultivierten Deckschicht gelösten anorganischen Komponenten werden die Anforderungen an Trinkwasserqualität weitestgehend erfüllt. Erhöhte Gehalte bei einigen Schwermetallen sind auf die zur Rekultivierung verwendeten Stoffe wie Kraftwerksasche, Klärschlamm und Gülle zurückzuführen. Das aus der landwirtschaftlich beeinflussten Deckschicht austretende Sickerwasser ist vom Potential her nicht in der Lage, eine bemerkenswerte Sickerwasserqualitätsänderung in den darunterliegenden Substraten herbeizuführen.
3. Die stark pyrihaltigen Kohlesande mit niedrigen pH-Werten und hohem Säurepotential im Bodenwasser bewirken sehr hohe Leitfähigkeiten. Diese basieren auf sehr hohen Konzentrationen von Sulfat-, Eisen-, Aluminium- und Schwermetallionen. Die Ergebnisse bestätigen die große Bedeutung, die die umgelagerten, belüfteten, pyrihaltigen Kippensubstrate für die Qualität der Grundwasserneubildung haben.
4. Während in der kulturfähigen Schicht mit Nitratgehalten um die 200mg/l im Bodenwasser hohe Werte auftreten, wurden für die darunter liegenden stark bis mäßig versauerten Schichten Werte unter dem Grenzwert von 50mg/l gemessen. Die Annahme einer verstärkt ablaufenden Denitrifikation als Ursache für die mit zunehmender Tiefe abnehmenden Nitratgehalte im Boden wird durch die  $N_2O$ -Gehalte in verschiedenen Bodentiefen und im Sickerwasser gestützt

#### 5. LITERATUR

- AG BODEN, 1994: Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl., 392 S., 33 Abb., 91 Tab., Hannover
- HILDMANN, E. 1993: Braunkohlenbergbau und Landschafts Eingriffe - neue Orientierung für die Folgelandschaft. Ber. Z. Dt. Landeskunde, Trier 1, p. 55-56
- 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 Bodenk. 38 (1994) S. 393-403
- KNAPPE S. und KEESE U., 1997: Untersuchungen zum Einfluß von N-Bilanzen auf den N-Austrag und den Nitratgehalt im Sickerwasser bei ackerbaulicher Nutzung und Flächenstilllegung - Lysimeteruntersuchungen an vier Bodenformen.
- VDLUFASchriftenreihe, 46, S.587-590, Kongreßband 1997
- NIEDERLÄNDISCHER LEITFADEN ZUR BODENBEWERTUNG UND BODENSANIERUNG. (1990) in Rosenkranz/Eisele/Harreß, Bodenschutz, Pkt.8935
- RUSSOW, R.; KNAPPE, S. und HAFERKORN, U.: Vergleichende Untersuchungen von  $N_2O$ -Gehalt in der Bodenluft und  $N_2O$ -Transport mit dem Sickerwasser an landwirtschaftlich genutzten Böden in Lysimetern. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. DBG - Jahrestagung 1999. In Druck.
- VERORDNUNG über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung - TrinkwV) vom 22. Mai 1986 (BGBl. I)
- WEISE, E., 1996: Dokumentation der Lysimetersäulenentnahmestellen auf der Innenkippe im Braunkohlentagebau Espenhain. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Bereich Boden und Geologie, Freiberg/Sachs.
- WÜNSCHE, M.; THUM, J. 1990: Bodensubstrate und Bodenentwicklung der landwirtschaftlich genutzten Flurkippe Espenhain. Arch. f. Naturschutz und Landschaftsforschung, 4, S.217-229

# MÖGLICHKEITEN ZUR VERBESSERUNG DER P-VERSORGUNG BEI MAIS AUF ACRISOLEN IN SÜD-BENIN

I. Koch, T. Gaiser, K. Stahr

## PROBLEMSTELLUNG

Seit Jahren beobachtet man in Westafrika abnehmende Flächenerträge aufgrund abnehmender Bodenfruchtbarkeit. Das traditionelle Anbausystem von kurzer Anbauphase (1-3 Jahre) und langer Brachephase (5-20 Jahre) kann aufgrund des steigenden Bevölkerungsdrucks und der damit einhergehenden Landknappheit nicht mehr durchgeführt werden. Die Erträge könnten durch den Einsatz von Mineraldünger stabilisiert werden, dieser ist jedoch einerseits mit hohen Kosten verbunden und andererseits ist die Effizienz aufgrund hoher Auswaschungs- und Fixierungsverlusten oft gering. Besonders problematisch ist die Zugabe von Phosphat, da die in Westafrika weitverbreiteten Acrisole stark phosphatfixierende Böden sind. Um einerseits zu untersuchen in welcher Form (organisch, mineralisch) Phosphat von einer Nahrungskultur (Mais) besser aufgenommen werden kann und andererseits zu untersuchen ob eine Brachepflanze (*Senna siamea*) P-Mineraldünger effizienter nutzen kann, wurde folgender Feldversuch angelegt:

1. Mais in vier Behandlungen: Co = Kontrolle, M = Mulch (20 t/ha), P = Superphosphat (90 kg/ha  $P_2O_5$ ), PM = Superphosphat und Mulch (45 kg/ha  $P_2O_5$  und 10 t/ha Mulch). Jeder Behandlungen mit Ausnahme der Kontrolle wurden somit 36 kg/ha P in organischer (Mulch) oder anorganischer (Superphosphat) zugeführt.
2. *Senna siamea* in zwei Behandlungen: Co = Kontrolle, P = Superphosphat (90 kg/ha  $P_2O_5$ )

Aus den Ergebnissen aus 1 und 2 sollte dann gefolgert werden können ob die indirekte Düngung (P-Mineraldünger zur Brachepflanze und das Schnittmaterial dieser gedüngten Brachepflanzen als Mulch zur Nahrungskultur) eine Möglichkeit darstellt die P-Mineraldüngereffizienz zu verbessern, unter der Annahme, daß die mehrjährigen Brachepflanzen ein besseres P-Aneignungsvermögen besitzen als Mais.

## MATERIAL UND METHODEN

Der Versuch wurde von März 1996 – Juli 1996 in Attotinga, etwa 3 km entfernt vom Zentralversuch der Universität Hohenheim, durchgeführt. Die Niederschlagsmenge in diesem Zeitraum betrug 700 mm. Die Versuchsfläche für den Maisanbau war vor Versuchsbeginn einige Jahre unter Brache und war bei Versuchsbeginn hauptsächlich von *Imperata cylindrica* bedeckt. Die Fläche wurde in vollständig randomisierte Blöcke unterteilt, wobei jede der vier Behandlungen viermal wiederholt wurde. Die Pflanzdichte des Mais betrug 66000 Pflanzen/ha, der Mulch wurde 11 Tage vor der Saat, der P-Mineraldünger direkt nach der Saat aufgebracht. Für den zweiten Versuch wurde eine

---

<sup>1</sup>Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart

zwei Jahre alte *Senna siamea* Pflanzung in Blöcke unterteilt und die Behandlungen wurden zufällig darauf verteilt. Bei Versuchsbeginn wurden die Pflanzen auf ein Meter Höhe geschnitten und mit P-Mineraldünger gedüngt.

Boden- und Pflanzenproben wurden zu Versuchsbeginn, acht Wochen nach Saat bzw. Schnitt und nach der Ernte aus allen Parzellen entnommen und auf verschiedene Parameter untersucht.

## ERGEBNISSE UND DISKUSSION

### 1. Mais

Die P-Mineraldüngung hatte die deutlichste Auswirkung auf das pflanzenverfügbare Phosphat (P-Brayl) (Abb. 1). Der Mulch beeinflusste zu keinem Zeitpunkt den Gehalt an verfügbarem Phosphat. Über den gesamten Versuchszeitraum betrachtet, war der P-Brayl Anstieg am höchsten in der Phosphor-Variante und etwas geringer in der PM Variante.

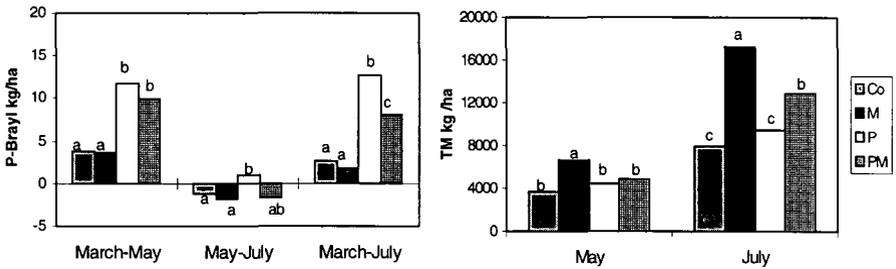


Abb. 1: Veränderung des verfügbaren Phosphats (P-Brayl) links und die Trockenmasseproduktion von Mais (Zwischen- und Endernte) rechts. Signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen sind durch verschiedene Buchstaben dargestellt

Wie Abbildung 1 zeigt, hatte die P-Mineraldüngung keinen Einfluß auf den Trockenmassezuwachs des Mais. Weder bei der Zwischenenernte noch bei der Endernte konnte ein gegenüber der Kontrolle signifikant höherer Ertrag beobachtet werden. Nur in den Behandlungen in denen Mulch zugegeben wurde, konnte der Trockenmassezuwachs gesteigert werden. Die Beobachtung, daß ein höherer P-Brayl-Gehalt, auch auf Standorten auf denen P im Mangel ist, nicht unbedingt zu höheren Erträgen führt konnte auch von einigen anderen Autoren gemacht werden (z.b.: ADEPTU & COREY, 1977, GAISER, 1993). Alle kommen zu dem Schluß, daß die Phosphatversorgung hauptsächlich aus dem organisch gebundenen Phosphat sichergestellt wird. ADEPTU & COREY (1977) kommen zu dem Schluß, daß die P-Mineralisierung schnell genug ist um P-Mangel auszugleichen, während Stickstoffmangel schon sehr früh auftritt. Man kommt zu einer falschen Einschätzung der Phosphatversorgung, weil die Verfügbarkeit des organisch gebundenen Phosphats, bei der Brayl-Methode nicht mitbestimmt wird (GAISER, 1993). Die mit dem Mulch zusätzlich aufgebrauchte Stickstoffmenge führte in Kombination mit dem im Mulch enthaltenen organisch gebundenem P zu höheren Maiserträgen. Die Ergebnisse zeigen, daß die Düngung von organisch gebundenem P und N zu höheren Maiserträgen führt, während die alleinige P-Mineraldüngung, ohne Zufuhr von N keinen Einfluß auf den Ertrag hatte.

## 2. Senna siamea

Wie schon beim Mais, so führte auch bei *Senna siamea* die P-Mineraldüngung zu einem starken Anstieg des pflanzenverfügbaren Phosphats (Abb. 2). Direkt nach der Düngung im Zeitraum März-Mai ist der Gehalt an P-Brayl in den obersten 10 cm um 16 kg/ha angestiegen. Zwischen Mai und Juli ist der P-Brayl Gehalt gesunken, in diesem Zeitraum wurde auch am meisten Phosphat von den Pflanzen aufgenommen. Über den gesamten Versuchszeitraum betrachtet ist der P-Brayl Gehalt in der Kontrolle um 1kg/ha und in der Phosphorvariante um 14 kg/ha gestiegen. (Abb. 2).

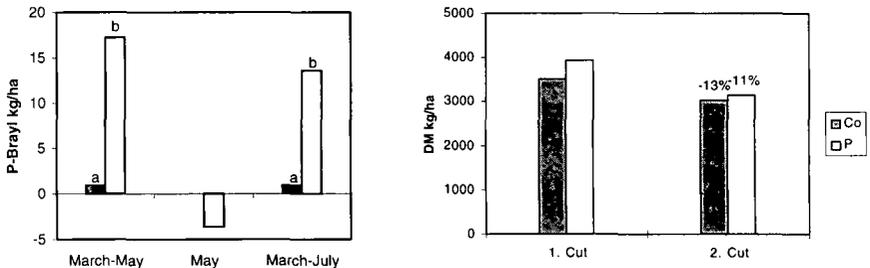


Abb. 2: Veränderung des löslichen Phosphats (P-Brayl) links und der Trockenmasseertrag von *Senna siamea* (erster und zweiter Schnitt) rechts. Die Zahlen über den Balken geben die Veränderung gegenüber dem ersten Schnitt in Prozent an.

Wie Abbildung 2 zeigt hatte die höhere Phosphatverfügbarkeit keinen Einfluß auf den Mulchertrag. In der Kontrolle und in der gedüngten Variante ist der Mulchertrag gegenüber dem ersten Schnitt um 13 % bzw. um 11 % gesunken. Signifikante Unterschiede gab es im P-Gehalt des Mulches: In der Kontrolle lag der P-Gehalt bei 0,29 % und in der P-Variante bei 0,36 %. Da die Pflanzen auch in der Kontrolle schon ausreichend mit P versorgt waren, ist diese Mehraufnahme als Luxuskonsum zu bezeichnen (BERGMANN, 1993). Wie schon beim Mais so war auch hier Stickstoff der limitierende Faktor für die Pflanzenernährung. *Senna siamea* gehört zwar zur Familie der Leguminosen ist aber nicht in der Lage Luftstickstoff zu binden (BERNARD, 1995).

## 3. MAIS UND SENNA SIAMEA

Um die Auswirkung der indirekten und der direkten Düngung auf den Maisertrag vergleichen zu können dient folgende Rechnung (Tab. 1): Von den Brachepflanzen konnte pro Hektar in der Kontrolle und in der P-Variante jeweils 3 t/ha Mulch geerntet werden (Abb. 2), was einer Menge an organisch gebundenem P von 17,5 kg/ha bzw. 21,6 kg/ha entspricht. Pro kg organisch gebundenes Phosphat konnte der Maisertrag um 258 kg/ha erhöht werden. Pro Hektar Mulch konnten somit 4515 kg/ha bzw. 5572 kg/ha mehr Mais geerntet werden. Durch die Applikation von 36 kg/ha P zu den Brachepflanzen konnte auf indirektem Weg ein Maismehrertrag von 1057 kg/ha erzielt werden. Mit derselben Menge Superphosphat auf direktem Weg konnte der Maisertrag um 1510 kg/ha mehr Mais gesteigert werden.

Tab. 1: Auswirkung von 36 kg/ha Mineral-P auf den Ertrag von Senna siamea, auf den Ertrag von organisch gebundenem P („P-org Ertrag“) aus Senna siamea und der daraus resultierende Maismehrertrag, sowie der Maisertrag durch die direkte Düngung.

Pflanze/Behandlung	Senna siamea			Mais
	Mulchertrag	P-org Ertrag	Maisertrag indirekt	Maisertrag direkt
Kontrolle	3000	17,5	4515	7938
Phosphor	3000	21,6	5572	9448
Differenz	± 0	+ 4,2	+1057	+ 1510

Auch in Anbetracht der Tatsache, daß der Mehrertrag in der Phosphorvariante nicht statistisch abgesichert werden konnte, sowie der Unterstellung der Maisertrag in der Mulchvariante wäre vom P-Gehalt des Mulches abhängig, kann dennoch gezeigt werden, daß auf indirektem Weg keine bessere Mineraldüngereffizienz erzielt werden kann. Berücksichtigt man den durch die Mulchproduktion entstehenden Flächenverlust, sowie die zusätzliche Arbeitszeit, stehen die 1057 kg/ha Mehrertrag in keinem Verhältnis zum Aufwand.

### SCHLUßFOLGERUNG

Trotz niedrigem Gehalt an verfügbarem Phosphat im Boden konnte durch eine P-Mineraldüngung weder der Ertrag von Mais noch der Ertrag von Senna siamea statistisch abgesichert gesteigert werden. Die P-Verfügbarkeit ist durch die Mineraldüngung stark angestiegen, dies führte jedoch nur zu höheren P-Gehalten in den Pflanzen. Nur die zusätzliche Gabe an Stickstoff hier in Form von Mulch, führte zu höheren P-Aufnahmen, höheren P-Effizienzen und höheren Trockenmasseerträgen.

Die Ergebnisse zeigen für die Praxis, daß wenn Phosphat an diesen Standorten gedüngt werden muß der effizienteste Weg die direkte Düngung ist. Jedoch wirkt auch auf diesem Weg, ohne zusätzliche Zufuhr von Stickstoff eine alleinige P-Düngung nicht ertragssteigernd.

### LITERATUR

- ADEPTU & COREY (1977): Changes in N and P availability and P fractions in two soils from Nigeria under intensive cultivation. *Plant and Soil* 46: S. 309-316.
- BERGMANN, W. (1993) Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Gustav Fischer Verlag Jena, Stuttgart. 835 S.
- BERNARD; M (1995) Fertility Restoration of Degraded Nitisols and the Possibility to Increase Mineral Fertilizer Efficiency by Senna (Cassia) siamea Mulch in Local Farming Systems of southern Benin. *Special Research Programme* 308. Working paper series 4.
- GAISER, T. (1993) Bedeutung der organischen Bodensubstanz für Eigenschaften und Ertragsfähigkeit von Vertisolen und Acrisolen in Süd-Benin. *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte* Nr. 12. 168 S.
- KOCH, I. (1997): Möglichkeiten zur Verbesserung der P-Versorgung bei Mais auf Acrisolen in Süd-Benin. Universität Hohenheim, Diplomarbeit. 90 S.

# Einfluß extrem hoher Stallungsgaben auf bodenchemische und bodenphysikalische Eigenschaften

MARTIN KÖRSCHENS

## 1. Einleitung

Die organische Substanz ist Voraussetzung für die Bodenbildung und bestimmt auch weitgehend die Bodenfruchtbarkeit. Mit den organischen Düngern aus der Tierproduktion, insbesondere Stallung, werden dem Boden nicht nur organische Substanz, sondern auch erhebliche Mengen an Nährstoffen zugeführt. Zwischen der organischen Bodensubstanz (OBS) und den fruchtbarkeitsbestimmenden Bodeneigenschaften bestehen sehr enge Korrelationen. Zwischen OBS und bodenphysikalischen Eigenschaften sind diese Beziehungen nahezu funktional. Eine Quantifizierung setzt jedoch große Abstufungen voraus, da die zeitliche und räumliche Variabilität der  $C_{\text{org}}$ - und  $N_i$ -Gehalte, als Kriterien für die OBS, sehr hoch ist und Veränderungen sehr langsam verlaufen. Selbst bei extremem Wechsel des Düngungsregimes betragen die jährlichen Änderungen nur 0,01 %  $C_{\text{org}}$  (Körschens, 1998) und die Differenzen zwischen extremen Düngungsvarianten in Dauerfeldversuchen selten mehr als 0,5 %  $C_{\text{org}}$ . Für eine genauere Quantifizierung der Beziehungen zwischen  $C_{\text{org}}$ -Gehalt und bodenphysikalischen Eigenschaften sind aber größere Abstufungen notwendig. Körschens und Waldschmidt (1995) haben unter Nutzung einer ehemaligen Stallungdeponie mit sehr großen Abstufungen im  $C_{\text{org}}$ -Gehalt entsprechende Untersuchungen mit Bodenproben in natürlicher und gestörter Lagerung durchgeführt. In diesem Versuch wurde der Abbau extrem hoher  $C_{\text{org}}$ -Gehalte verfolgt. 1998 konnte für vergleichbare Arbeiten ein Modellversuch mit extrem hohen Stallungsgaben genutzt werden, in dem der Aufbau überhöhter  $C_{\text{org}}$ -Gehalte angestrebt wird.

## 2. Material und Methoden

1983 wurde auf Lößschwarzerde in Bad Lauchstädt ein zweifaktorieller Versuch mit den Prüffaktoren: A = Organische Düngung

$a_1$  = ohne organische Düngung

$a_2$  = 50 t/ha.a Stallung

$a_3$  = 100 t/ha.a Stallung

$a_4$  = 200 t/ha.a Stallung

B = Fruchtfolge

$b_1$  = hackfruchtbetonte Fruchtfolge

$b_2$  = Schwarzbrache

angelegt. Nach 15 Versuchsjahren wurden im Jahre 1998 Bodenproben in 0 – 30 cm und 30 – 60 cm Tiefe entnommen und folgende Parameter bestimmt:  $C_{\text{org}}$ ,  $N_i$ ,  $P_{\text{DL}}$ , K, pH, Mg, Cu, Mn, Zn,  $P_{\text{ges.}}$ , Trockensubstanzdichte und Hygrokopizität.

Die Bestimmungen der Lagerungsdichte, der Wasserkapazität bei pF 1,8; 2,5 und 3,0 und des Porenvolumens wurden in den Tiefen 4 – 8 cm, 12 – 16 cm, 22 – 26 cm und 34 – 38 cm mit 100 cm<sup>3</sup>-Stechzylindern am gewachsenen Boden mit jeweils fünf Parallelen durchgeführt. Alle Untersuchungen erfolgten nach den gültigen Standardmethoden. Die Ergebnisse werden auszugsweise dargestellt.

### 3. Ergebnisse

#### 3.1. $C_{org}$ - und $N_T$ -Gehalte

Abb. 1 enthält die  $C_{org}$ -Gehalte für die Tiefen 0 – 30 cm und 30 – 60 cm. In der Tiefe 0 – 30 cm sind alle Differenzen zwischen den Düngungsstufen signifikant, in der Schicht 30 – 60 cm nur in einem Falle. In allen Fällen liegt die Schwarzbrache unter dem  $C_{org}$ -Gehalt der Fruchtfolge, davon in drei von acht Vergleichen signifikant. Die größte Differenz in der oberen Schicht beträgt 2,35 %  $C_{org}$ , im Unterboden 0,71 %  $C_{org}$ . Die gleichen Relationen ergeben sich bei Betrachtung der  $N_T$ -Gehalte.

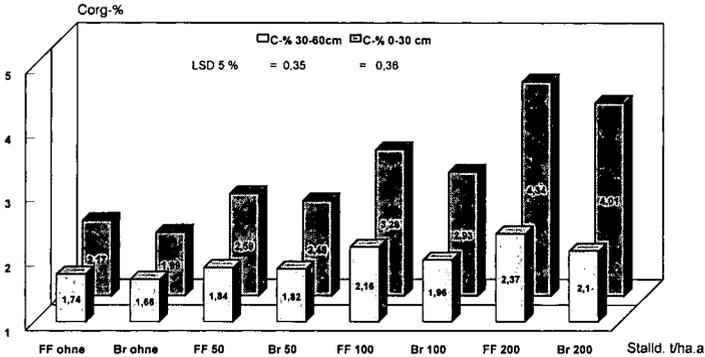


Abb. 1: Einfluß extrem hoher Stalldunggaben auf den  $C_{org}$ -Gehalt in 0-30 und 30-60 cm Tiefe in einem Dauerdüngungsversuch auf Löß-Schwarzerde nach 15 Versuchsjahren (Durchschnitt 1997/1998, FF=Fruchtfolge, Br=Schwarzbrache)

Abb. 2 zeigt den  $C_{org}$ -Gehalt und die Lagerungsdichte in Abhängigkeit von der Stalldunggabe. Daraus wird die enge Beziehung zwischen der organischen Düngung, dem  $C_{org}$ -Gehalt und der Lagerungsdichte deutlich.

Die Regressionskoeffizienten für die Beziehungen zwischen dem  $C_{org}$ -Gehalt und weiteren bodenphysikalischen Parametern sind in den folgenden Abbildungen enthalten. Sie stimmen sehr gut mit den von Körschens und Waldschmidt (1995) erzielten Ergebnissen überein. Die Korrelationskoeffizienten sind durchweg hochsignifikant und bestätigen die nahezu funktionale Abhängigkeit der bodenphysikalischen Eigenschaften vom  $C_{org}$ -Gehalt.

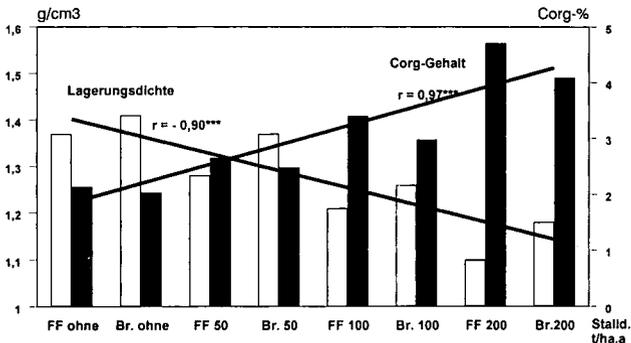


Abb. 2: Einfluß extrem hoher Stalldunggaben auf den  $C_{org}$ -Gehalt (0-30 cm) und die Lagerungsdichte (12-16 cm Tiefe) in einem Dauerdüngungsversuch auf Löß-Schwarzerde im Jahre 1998 nach 15 Versuchsjahren (FF=Fruchtfolge, Br=Schwarzbrache)

Ein Vergleich der Ergebnisse von 1995 (chem. Stallungdeponie) mit allen vorliegenden Untersuchungen 1998 (Modellversuch) zeigt eine gute Übereinstimmung. Die Veränderungen, bezogen auf eine Erhöhung des  $C_{org}$ -Gehaltes um 0,1 %, betragen:

	1995 (Stallungdeponie)	1998 (Modellversuch)
Hygroskopizität:	0,06 bis 0,08 Masse-%	0,082 bis 0,090 Masse-%
Wasserkapazität:	0,4 bis 0,6 Masse-%	0,35 bis 0,57 Masse-%
Lagerungsdichte:	- 0,006 bis - 0,008 g/cm <sup>3</sup>	- 0,007 bis - 0,011 g/cm <sup>3</sup>
Trockensubstanzdichte:	- 0,004 bis - 0,006 g/cm <sup>3</sup>	- 0,0038 bis - 0,0041 g/cm <sup>3</sup>

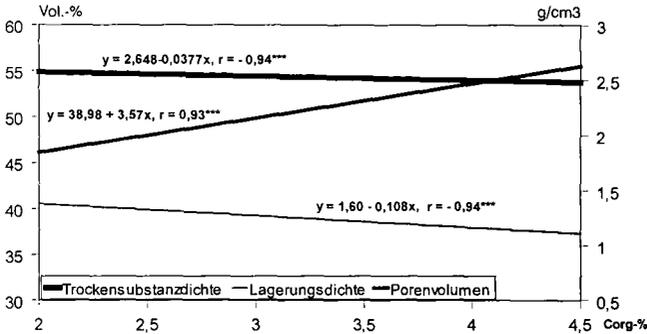


Abb. 3: Abhängigkeit der Trockensubstanzdichte, der Lagerungsdichte und des Porenvolumens vom Corg-Gehalt in einem Modellversuch mit extrem hohen Stallungsgaben auf Löß-Schwarzerde nach 15 Versuchsjahren (0 - 30 cm)

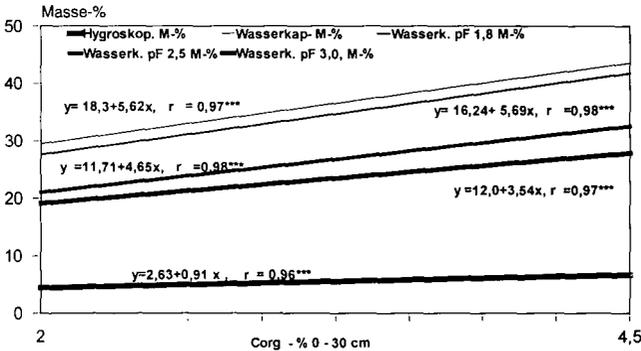


Abb. 4: Einfluss unterschiedlicher Corg-Gehalte auf Hygroskopizität und Wasserkapazität (12 - 16 cm Tiefe) in einem Modellversuch mit extrem hohen Stallungsgaben auf Löß-Schwarzerde nach 15 Versuchsjahren

Bei den chemischen Bodeneigenschaften zeigen alle Düngungsvarianten, auch ohne Stallung, bei den untersuchten Nährstoffen Werte, die überwiegend weit über den Richtwerten liegen. (Die Variante „ohne Stallung“ erhält als Ausgleich jedes zweite Jahr 60 kg P/ha und 120 kg K/ha). Mit Ausnahme von Kupfer und Mangan steigen die Gehalte mit den höheren Stallungsmengen in beiden Tiefen signifikant an (Tab. 1). Der Einfluß der Fruchtfolge im Vergleich zur Schwarzbrache ist sehr verschieden und abhängig von der Düngermenge. Einerseits scheint der höhere Entzug der Fruchtfolge die Gehalte im Boden zu reduzieren, andererseits vermindern die Pflanzen eine Tiefenverlagerung.

**Tabelle 1**

**Einfluß extrem hoher Stallungsgaben auf pH-Wert sowie Makro- und Mikronährstoffe in einem Modellversuch auf Lößschwarzerde (1998) nach 15 Versuchsjahren**

Variante	pH	P <sub>DL</sub>	K	Mg	Cu	Mn	Zn	Pges.
			mg/100g			mg/kg		mg/100g
0 - 30 cm								
Ohne, FF	7,2	23	26	13,2	9,3	37,3	8,0	85
Ohne, Br	7,2	28	34	13,5	8,5	37,9	7,9	85
50, FF	7,3	35	48	19,0	9,7	29,2	11,5	85
50, Br	7,3	40	59	18,2	8,8	36,5	11,0	92
100, FF	7,2	59	115	23,9	10,7	30,1	15,1	117
100, Br	7,1	57	110	21,9	10,3	40,1	14,6	111
200, FF	7,3	104	191	32,8	12,0	25,6	27,2	178
200, Br	7,2	83	150	28,9	10,6	31,1	19,5	153
LSD ( $\alpha = 5\%$ )		11	27	3,14	2	9,4	6,3	33
30 - 60 cm								
Ohne, FF	7,6	4	5	10,0	4,7	5,5	2,1	46
Ohne, Br	7,6	4	8	10,5	4,5	8,2	2,0	38
50, FF	7,7	9	11	13,6	5,0	6,9	3,3	47
50, Br	7,5	5	17	12,9	4,5	6,2	2,6	41
100, FF	7,6	18	36	18,7	6,5	10,7	5,6	56
100, Br	7,5	13	57	17,6	5,4	10,9	3,7	49
200, FF	7,5	20	80	21,5	6,6	9,3	6,5	66
200, Br	7,6	16	117	20,2	6,0	6,5	5,0	56
LSD ( $\alpha = 5\%$ )	0,17	6	7	1,6	1,7	9,05	2,14	12

FF = Fruchtfolge

Br = Schwarzbrache

#### 4. Schlußfolgerungen

Die Quantifizierung der Beziehungen zwischen bodenphysikalischen Eigenschaften und dem C<sub>org</sub>-Gehalt ist auf Grund der hohen Variabilität der Parameter nur bei sehr großen Abstufungen im C<sub>org</sub>-Gehalt, die selbst bei starker Differenzierung der Düngung im Bereich praxisrelevanter Größenordnungen nicht erreicht werden, möglich. Die vorgestellten Ergebnisse weisen die nahezu funktionale Beziehung nach. Gleichzeitig wird deutlich, daß im Rahmen praktisch möglicher Veränderungen im C<sub>org</sub>-Gehalt von 0,2 bis 0,4 % diese nur eine untergeordnete Rolle spielen.

Beim Einsatz von Stallung werden die optimalen Gehalte an Pflanzennährstoffen im Boden schnell überschritten und die Verluste nehmen zwangsläufig zu. Gaben von 10 t/ha.a sollten nicht wesentlich überschritten werden.

#### 5. Literatur

Körschens, M.; Waldschmidt, U.:

Ein Beitrag zur Quantifizierung der Beziehungen zwischen Humusgehalt und boden-physikalischen Eigenschaften. Arch. Acker- Pfl. Boden, 39 (1995) 3, 165-173

Körschens, M.:

C- und N-Dynamik auf Löß-Schwarzerde – Ergebnisse von Feld- und Modellversuchen. In: Merbach, W. (Hrsg.): Pflanzenernährung, Wurzellleistung und Exsudation. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart, Leipzig, (1998) 45-52

# Veränderungen des pH-Wertes in der Nährlösung und im Xylemsaft von *Ricinus communis* in Abhängigkeit von der in der Nährlösung angebotenen Kationen- und Anionenart

von

KRÄHMER, R.

## Einleitung

Veränderungen des pH-Wertes in der Rhizosphäre sind bekanntlich in starkem Maße davon abhängig, zu welchen Anteilen der Stickstoff in der Nitrat- und Ammoniumform angeboten und von der Pflanze aufgenommen wird. Über den pH-verändernden Einfluß aller übrigen Kationen und Anionen ist jedoch wenig bekannt.

**Zum Mechanismus der Nährstoffaufnahme und damit verbundener pH-Veränderungen wird folgende These aufgestellt:**

Die Plasmalemma-gebundene ATPase erzeugt ein Potential, indem sie  $H^+$  in den Apoplasten und anorganisches Phosphat ( $P_i$ ) in das Cytoplasma abgibt (vgl. Übersicht 1). Nährstoffaufnahme ist stets mit einer Erniedrigung dieses Potentials verbunden. Die ATPase wirkt dieser Erniedrigung durch entsprechende Aktivität entgegen. Dies ist jedoch nur zum Teil mit pH-Veränderungen in Apoplast und Cytoplasma verbunden.

Wenn Kationen und Anionen ladungsmäßig mit gleicher Rate aufgenommen werden, führt die Aufrechterhaltung des Potentials durch die ATPase nicht zu einer pH-Veränderung; denn diese Konstellation entspricht der Summe der in den Übersichten 1 und 2 angegebenen Abläufe. Befinden sich im Apoplasten keine Ionen (keine Nährstoffaufnahme), so tritt keine meßbare pH-Veränderung auf, da das durch die ATPase erzeugte Potential räumlich sehr begrenzt ist.

**Werden jedoch Kationen und Anionen ladungsmäßig nicht mit gleicher Rate aufgenommen, so führt dies zu meßbaren pH-Veränderungen in Apoplast und Cytoplasma:**

Besteht die Nährlösung aus **leicht aufnehmbaren Kationen und schwer aufnehmbaren Anionen** (z. B.  $K_2SO_4$ ), so erniedrigen die vom Apoplasten in das Cytoplasma überführten  $K^+$ -Ionen das Potential (vgl. Übersicht 1). Die ATPase wird in Gang gesetzt. Sie pumpt eine den  $K^+$ -Ionen äquivalente Menge  $H^+$  in den Apoplasten und  $P_i$  in das Cytosol. Diese Wiederherstellung des Potentials ist mit meßbaren pH-Veränderungen in beiden Kompartimenten verbunden: Im Apoplast sinkt der pH-Wert. Im Cytoplasma steigt er, weil  $P_i$  infolge Hydrolyse  $OH^-$  erzeugt, z. B. gemäß  $HPO_4^{2-} + H_2O \rightarrow H_2PO_4^- + OH^-$ .

Der pH-Anstieg im Cytoplasma induziert Carboxylierung, wobei  $OH^-$  verbraucht werden. Dadurch wird der pH-Wert im Cytoplasma wieder auf das ursprüngliche Niveau abgesenkt. Die Pflanze weist einen erhöhten Gehalt an organischen Säuren (HIATT, 1967) und erhöhte  $CO_2$ -Fixierung (HIATT u. HENDRICKS, 1967) auf.

Besteht die Nährlösung aus **schwer aufnehmbaren Kationen und leicht aufnehmbaren Anionen** (z. B.  $CaCl_2$ ), so werden 1  $Cl^-$  und 2  $H^+$  an ein Proteinmolekül gebunden und als  $[H_2TPCl]^+$  durch das Plasmalemma transportiert (vgl. Übersicht 2). Die damit verbundene Erniedrigung des Potentials setzt die ATPase in Gang; diese stellt das ursprüngliche Potential wieder her, indem 1  $H^+$  in den Apoplasten und eine negative Ladung in Form von  $P_i$  in das Cytoplasma abgegeben werden. Aus  $[H_2TPCl]^+$  werden 2  $H^+$  und 1  $Cl^-$  in das Cytoplasma freigegeben. Im Apoplasten steigt der pH-Wert an, da für jedes überschüssig aufgenommene  $Cl^-$  2  $H^+$  entzogen, aber nur 1  $H^+$  mittels ATPase

<sup>1</sup> Dr. Reiner Krähmer, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel, Olshausenstraße 40, D-24118 Kiel; e-mail: rkraehmer@plantnutrition.uni-kiel.de

zurückgegeben wird. Im Cytoplasma erniedrigt er sich, da in diesem Kompartiment im Vergleich zum Ausgangszustand  $2\text{H}^+$  und  $1\text{Pi}$  ( $\Sigma$  der Ladungen = -1) zusätzlich gebildet wurden.

Der pH-Abfall im Cytoplasma induziert Decarboxylierung ( $\text{H}^+$ -Verbrauch), wodurch der pH-Wert stabilisiert, d. h. auf das ursprüngliche Niveau wieder angehoben wird. Die Pflanze weist einen verminderten Gehalt an organischen Säuren (HIATT, 1967) und verminderte  $\text{CO}_2$ -Fixierung (HIATT u. HENDRICKS, 1967) auf.

Die Netto-Ionenaufnahme der Pflanze ist am größten, wenn Kationen und Anionen gleichermaßen leicht aufnehmbar sind (z. B.  $\text{KCl}$ ). Sie ist vermindert, wenn Kationen und Anionen nicht in gleichem Maße leicht aufnehmbar sind (z. B.  $\text{K}_2\text{SO}_4$  oder  $\text{CaCl}_2$ ), weil es dann zu pH-Veränderungen kommt, denen durch energieaufwendige Carboxylierung bzw. Decarboxylierung entgegengewirkt werden muß. Wenn Kationen und Anionen in gleichem Maße schwer aufnehmbar sind, ist die Netto-Ionenaufnahme ebenfalls beeinträchtigt; es kommt jedoch nicht zu pH-Veränderungen.

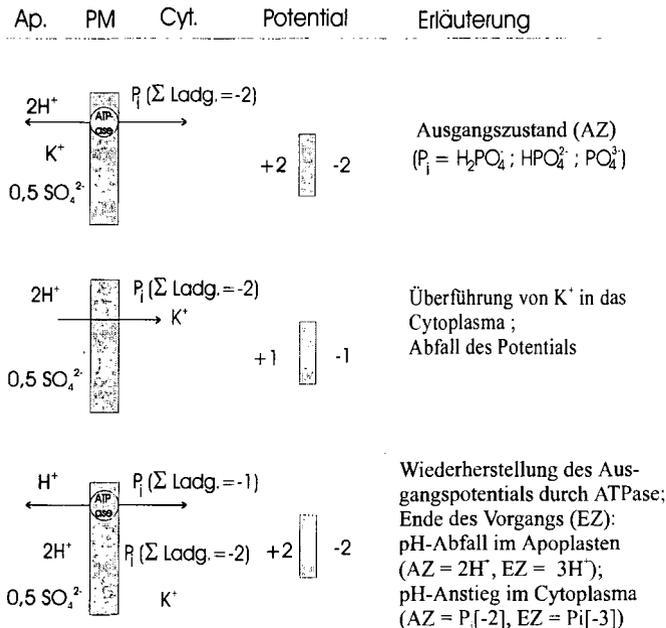
Die pH-Veränderung setzt sich über den Apoplasten und das Xylem bis in die Rhizosphäre fort, ganz gleich, ob es einen symplasmatischen oder apoplastischen Weg des Nährstofftransports gibt. Für die zu erwartende pH-Änderung ist das Verhältnis der Konzentrationen von leicht aufnehmbaren Kationen zu leicht aufnehmbaren Anionen (in mVal) maßgebend.

Das Ziel der Untersuchungen bestand zunächst darin, für einzelne Kationen und Anionen die pH-verändernde Wirkung in der Nährlösung zu bestimmen.

### Material und Methoden

Harmonisch ernährte juvenile Ricinuspflanzen wurden auf 15 verschiedene Einsalz-Nährlösungen (Kationen:  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ; Anionen:  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ) umgesetzt und in kurzen Abständen wurden die pH-Veränderungen in diesen Nährlösungen gemessen. Nach etwa 53 h war Konstanz erreicht. Zu diesem Zeitpunkt erfolgte unmittelbar unterhalb der Ansatzstelle des ersten Blattes die Dekapitierung. In etwa stündlichem Abstand wurde im Xylemsaft der pH-Wert für die Prüfglieder  $\text{KNO}_3$  und  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  bestimmt.

### Übersicht 1: Mechanismus bei überschüssiger Kationenaufnahme



**Übersicht 2:**

Mechanismus bei überschüssiger Anionenaufnahme

Ap.	PM	Cyt.	Potential	Erläuterung
		$P_i (\Sigma \text{Ladg.} = -2)$		<b>Ausgangszustand (AZ)</b> $(P_i = H_2PO_4^- ; HPO_4^{2-} ; PO_4^{3-})$
		$P_i (\Sigma \text{Ladg.} = -2)$		<b><math>[H_2TPCl]^+</math>-Bildung an der PM-Oberfläche</b> (TP= Transportprotein)
		$P_i (\Sigma \text{Ladg.} = -2)$		<b>Transport von <math>[H_2TPCl]^+</math> durch die Membran;</b> <b>Verminderung des Potentials</b>
		$P_i (\Sigma \text{Ladg.} = -1)$ $P_i (\Sigma \text{Ladg.} = -2)$		<b>Wiederherstellung des Ausgangspotentials durch ATPase; Freigabe von 2 H<sup>+</sup> und Cl<sup>-</sup> aus <math>[H_2TPCl]^+</math> in das Cytoplasma</b>
		$P_i (\Sigma \text{Ladg.} = -3)$		<b>Ende des Vorganges (EZ);</b> <b>pH-Anstieg im Apoplasten:</b> AZ = 2 H <sup>+</sup> ; EZ = 1 H <sup>+</sup> , <b>pH-Abfall im Cytoplasma:</b> AZ = P <sub>i</sub> (-2); EZ = 2 H <sup>+</sup> + P <sub>i</sub> (-3)

**Ergebnisse**

Für die Kationen ergab sich hinsichtlich ihrer pH-erniedrigenden Wirkung in der Nährlösung die Rangfolge  $NH_4^+ > K^+ > Ca^{2+} > Mg^{2+} > Na^+$  (vgl. Abb. 1) und für die Anionen wurde hinsichtlich ihrer pH-erhöhenden Wirkung in der Nährlösung die Rangfolge  $NO_3^- > Cl^- > SO_4^{2-}$  (vgl. Abb. 2) erhalten.

Im Xylemsaft zeigten sich die für  $KNO_3$  und  $NH_4NO_3$  in der Nährlösung erzielten pH-Veränderungen in stark abgeschwächter Form.

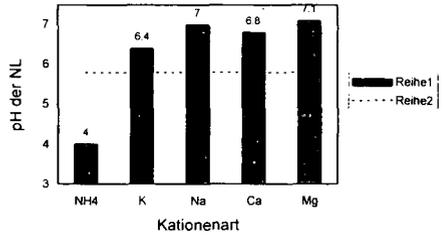
## Diskussion und Schlußfolgerungen

Insgesamt bestätigen diese ersten Versuchsergebnisse, daß pH-Veränderungen in der Nährlösung nicht nur von der angebotenen N-Form, sondern vom Gesamtionenangebot abhängig sind. Im Vergleich zu  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{NO}_3^-$  ist die pH verändernde Wirkung der übrigen Kationen und Anionen jedoch nur gering.

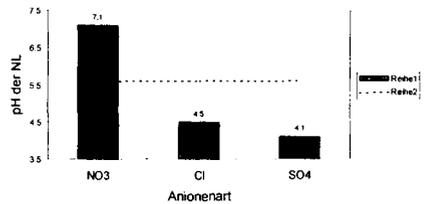
Die stark pH verändernde Wirkung von  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{NO}_3^-$  dürfte weniger eine Folge der hohen Aufnahmeraten dieser Ionen sein, sondern eher eine Folge ihrer Metabolisierung, bei der  $\text{H}^+$  bzw.  $\text{OH}^-$  entstehen.

Die Ernährung der Pflanzen einerseits mit  $\text{KNO}_3$  und andererseits mit  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  bewirkte im Xylemsaft nur einen geringen pH-Unterschied. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, daß  $\text{H}^+$  bzw.  $\text{OH}^-$ -Ionen entweder nicht über das Xylem in die Rhizosphäre gelangen oder bereits vor der Dekapitierungsstelle des Xylems freigegeben werden. Dies würde auch verständlich machen, daß bei  $\text{NH}_4^+$ -Ernährung der Pflanze im Xylem zum Teil erhöhte pH-Werte gefunden werden.

Bestand die Nährlösung aus leicht aufnehmbaren Anionen ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ) und schwerer aufnehmbaren Kationen ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ), z. B.  $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$  (vgl. Abb. 2), so führte dies nur zu geringfügig höheren pH-Werten in der Nährlösung als beim Vorhandensein dieser Anionen und  $\text{K}^+$  (leicht aufnehmbares Ion) in der Nährlösung (z. B.  $\text{KNO}_3$  (vgl. Abb. 1). Dieser Befund könnte ein Hinweis darauf sein, daß bei überschüssiger Anionenaufnahme zur Ladungskompensation auch Anionen organischer Säuren in den Apoplasten abgegeben werden.



**Abb. 1:** Einfluß der Kationenart auf den pH-Wert der Nährlösung (NL) bei Nitrat (2 mM) als Anion (Reihe 1: pH nach 53 h; Reihe 2: Ausgangs-pH)



**Abb. 2:** Einfluß der Anionenart auf den pH-Wert der Nährlösung (NL) bei  $\text{Mg}^{2+}$  (2 mM) als Kation. (Reihe 1: pH nach 53 h; Reihe 2: Ausgangs-pH)

Weitere Untersuchungen zur Präzisierung der erzielten Ergebnisse, aber auch zur Quantifizierung der Ionenaufnahme aus der Nährlösung und zur möglichen Abgabe organischer Anionen in die Nährlösung sind erforderlich.

## Literatur

- Hiatt, A. J. (1967). Relationship of cell sap pH to organic acid change during ion uptake. *Plant Physiol.* 42, 294-298.
- Hiatt, A. J. and Hendricks, S. B. (1967). The role of  $\text{CO}_2$ -fixation in accumulation of ions by barley roots. *Z. Pflanzenphysiol.* 56, 220-232.

# Jahresgang der Matrixpotenziale in unterschiedlich genutzten brasilianischen Savannenböden

KRETZSCHMAR<sup>1</sup>, S., LILIENFEIN<sup>1</sup>, J., VILELA<sup>2</sup>, L., LIMA<sup>3</sup>, S.D.C., THOMAS<sup>4</sup>, R., WILCKE<sup>1</sup>, W.

## Einleitung

In den letzten 30 Jahren entwickelte sich auf den nährstoffarmen Oxisolen der brasilianischen Savannenregion, den sogenannten Cerrados, eine intensive Landwirtschaft. Dafür wurden große Teile des natürlichen Cerrados gefällt und aufgeforstet oder in Weide und Acker umgewandelt (Goedert, 1983). Die Landwirtschaft in den Cerrados ist Wasser-limitiert. In Böden unter natürlicher Vegetation fällt das Matrixpotenzial in 50 cm Tiefe schon einen Monat nach Ende der Regenzeit unter den absoluten Welkepunkt (Franco et al., 1996). Treten Trockenperioden während kritischer Phasen der Pflanzenentwicklung wie z.B. der Blüte auf, kann der Wasserstress zu erheblichen Ertragseinbußen führen (Goedert, 1983).

Der Bodenwassergehalt wird vom Wasserverbrauch der Pflanzen und der Bodenbearbeitung beeinflusst (Hodnett et al., 1995; Azooz et al., 1996). In einer Studie von Lima (1983), die im brasilianischen Bundesstaat São Paulo durchgeführt wurde, war der Wassergehalt unter *Pinus* in den obersten 2 m des Boden signifikant niedriger als unter natürlicher Cerrado-Vegetation. Lima et al. (1990) fanden eine höhere jährliche Evapotranspiration von 5 Jahre alten *Pinus caribaea*-Pflanzungen ( $716 \text{ mm a}^{-1}$ ) als von natürlicher Cerrado-Vegetation ( $576 \text{ mm a}^{-1}$ ).

In konventionell gepflügten Böden ist die Porenkontinuität im Vergleich zu nicht gepflügten Böden reduziert, wodurch die Evaporation herabgesetzt wird (Lal et al., 1980; Logsdon et al., 1990; Azooz et al., 1996). Dies kann zu niedrigeren Infiltrationsraten und gesättigten Leitfähigkeiten führen (Azooz und Arshad, 1996). Hill (1990) fand dagegen ein größeres Makroporenvolumen und dadurch eine schnellere Drainage in konventionell gepflügten Äckern als in Direktsaatäckern.

Das Ziel dieser Untersuchung war es, den Jahresgang von Matrixpotenzialen in unterschiedlich genutzten brasilianischen Savannenböden zu vergleichen, um die Systeme bezüglich der Wasser-Verfügbarkeit für Pflanzen und des Wasservorrates in der Wurzelzone vergleichen zu können.

## Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet befindet sich südöstlich von Uberlândia (Bundesstaat Minas Gerais, Brasilien), ca. 400 km südlich von Brasilia (Abb. 1). Innerhalb einer Fläche von 100 km<sup>2</sup> wurden je drei räumlich getrennte Untersuchungsflächen von jedem der folgenden sechs Landnutzungssysteme ausgewählt: *Pinus caribaea* Morelet-Aufforstung (PI), ca. 20 Jahre alt, degradierte (DP) und produktive *Brachiaria decumbens* Stapf-Weide (PP), konventioneller (CT) und Direktsaatacker (NT), seit 12 Jahren in einer Mais-Soja-Rotation bewirtschaftet. Während der CT- Acker seit 12 Jahren jährlich mit Pflug und Scheibenegge bearbeitet wird, wurde das NT-System vor 1 bis 3 Jahren auf Direktsaatverfahren umgestellt. Die konventionelle Bewirtschaftung ermöglicht nur eine Anbaufrucht pro Regenzeit, während auf dem Direktsaatacker 2 Früchte möglich sind. Eine detaillierte Beschreibung der Landnutzungssysteme findet sich in Lilienfein et al. (1999).

<sup>1</sup>Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth.

<sup>2</sup>EMBRAPA, Caixa Postal 08223, Planaltina-DF, Brasilien.

<sup>3</sup>Bundesuniversität Uberlândia, 38406-210 Uberlândia-MG, Brasilien.

<sup>4</sup>CIAT, Apartado Aéreo 6713, Cali, Kolumbien.

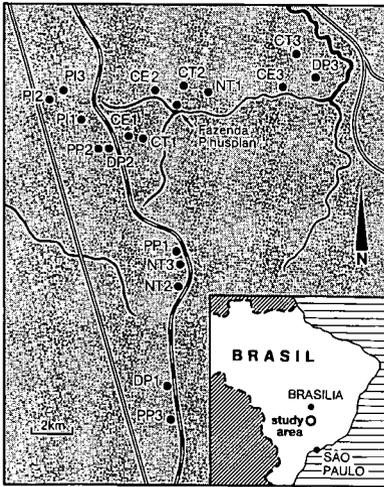


Abb. 1: Lage der Untersuchungsflächen.

## Ergebnisse und Diskussion

Alle untersuchten Böden sind stark verwitterte Oxisole, in denen der Ton (ca. 70 %) zu einer stabilen Pseudosandstruktur aggregiert ist. Eine Beschreibung der Böden findet sich in Lilienfein et al. (1999).

Der Gesamtniederschlag zwischen 29. April 1997 und 28. April 1998 betrug 1562 mm, wovon 1342 mm zwischen Oktober und April fielen und nur 220 mm während der Trockenzeit zwischen Ende April und September 1997 (Abb. 2).

Landnutzungssysteme mit nicht kontinuierlicher Krone erhielten höhere Bodenwassereinträge durch geringere Interzeptionsverluste als die anderen Landnutzungssysteme (Tab. 1). Die geringsten Einträge erhielten die konventionellen Äcker, auf denen in der Regenzeit 1997/98 Mais angebaut wurde. Ellies und Huber (1991) zeigten, dass der Stammabfluss in Maiskulturen bis zu 50 % des Niederschlags erreichen kann. Da wir den Stammabfluss nicht gemessen haben, haben wir den Bodenwassereintrag unterschätzt.

Die Matrixpotenziale im Oberboden spiegeln die Niederschlagsverteilung wider (Abb. 3a). Fehlende Werte in 15 cm Tiefe zeigen, dass das Matrixpotenzial auf unter  $-80$  kPa gefallen ist, dem niedrigsten mit Tensiometern messbaren Wert. In 80-200 cm Tiefe dauert es länger, bis die Matrixpotenziale während einer feuchteren Periode ansteigen. Dies ist das Ergebnis der geringen ungesättigten Leitfähigkeit der Oxisole aufgrund der Pseudosandstruktur. Nachdem der Boden in 2 m aufgesättigt war, blieb das Matrixpotenzial während der gesamten Regenzeit fast konstant bei  $-5$  kPa. Auch während der Trockenzeit war im Unterboden in  $> 80$  cm immer pflanzenverfügbares Wasser vorhanden.

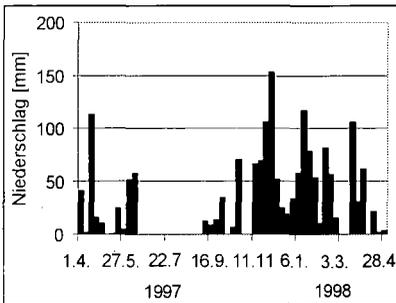
Der Jahresgang der Matrixpotenziale unter PI läuft parallel zu demjenigen unter CE, die Matrixpotenziale sind jedoch während des gesamten Untersuchungszeitraums signifikant niedriger (Abb. 3b). Die Unterschiede sind in trockeneren Perioden größer, verursacht durch größere Evapotranspirationsverluste unter PI (Lima et al., 1990). Die größten Unterschiede mit 30 kPa Differenz treten Ende August auf. Während der Regenzeit sind die Matrixpotenziale in beiden Systemen nahezu identisch.

Die Freilandniederschlagsdaten wurden uns von der kommerziellen Farm "Pinusplan" zur Verfügung gestellt. Auf jeder der 18 Untersuchungsflächen wurde der Bestandesniederschlag mit Hilfe von 5 Regensammlern zwischen März 1997 und April 1998 erfasst. Außerdem wurden in den Tiefen 15, 30, 80, 120 und 200 cm Einstichtensiometer eingebaut. Während der Regenzeit (März-April 1997 und Oktober 1997-April 1998) wurden der Bestandesniederschlag wöchentlich beprobt und die Tensiometer abgelesen, während der Trockenzeit (Mai-Oktober 1997) zweiwöchentlich.

Zusätzlich wurden in den Bodentiefen 0-15, 15-30, 30-80, 80-120 und 120-200 cm die Lagerungsdichte bestimmt und pF-WG-Beziehungen aufgenommen, so dass aus den gemessenen Matrixpotenzialen der Wasservorrat in den obersten 2 m errechnet werden konnte (Lilienfein et al., 1999).

Die Matrixpotenziale unter NT in 120 cm Tiefe sind während des ganzen Jahres niedriger als unter CT (Abb. 3c). Dies liegt einerseits am zusätzlichen Wasserverbrauch der Maispflanzen, die am Ende der Regenzeit 1996/97 im NT-System angebaut wurden, während der Boden unter CT nach der Ernte der Hauptfrucht Mitte April unbestockt blieb. Ein weiterer Grund für die niedrigeren Matrixpotenziale unter NT im Vergleich zu CT ist, dass durch die Bodenbearbeitung Poren zerstört werden. Dadurch wird die Porenkontinuität reduziert, was die Wassernachlieferung aus dem Unterboden verringert und so die Evaporation erniedrigt (Azzoz und Arshad, 1996). Niedrigere Matrixpotenziale zwischen Februar und April unter NT als unter CT können durch höhere Transpirationskoeffizienten der Soja im Vergleich zu Mais erklärt werden (Geisler, 1980), da die produzierte Biomasse in beiden Systemen vergleichbar war.

Der Jahresgang der Matrixpotenziale in den beiden Weidensystemen ähnelt demjenigen unter CE (Abb. 3d). Die etwas höheren Matrixpotenziale unter DP als unter PP und CE sind durch die spärliche Vegetation auf den degradierten Weiden zu erklären.



Tab. 1: Mittlerer Bodeneintrag in die Landnutzungssysteme (27.3.1997 und 28.4.1998).

Landnutzungssystem	Bodeneintrag [mm]
Cerrado	1560a
Pinus	1335ab
Konventioneller Acker	1103b
Direktsaatacker	1366ab
Degradierete Weide	1503a
Produktive Weide	1425a

Abb. 2: Freilandniederschlag während des Untersuchungszeitraums (1.4.1997-28.4.1998).

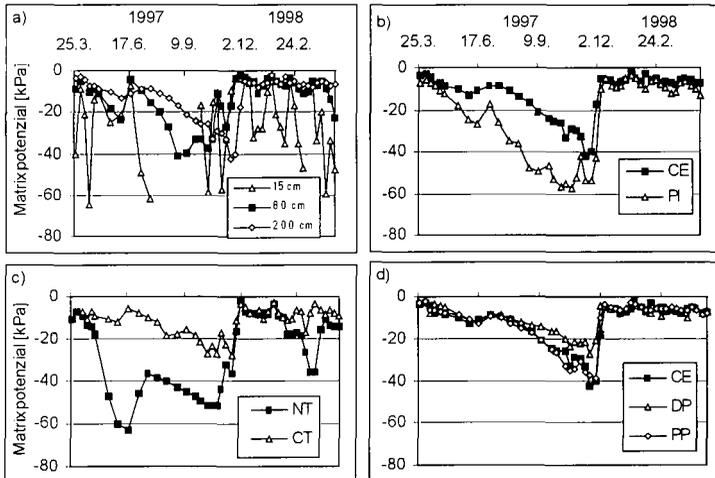
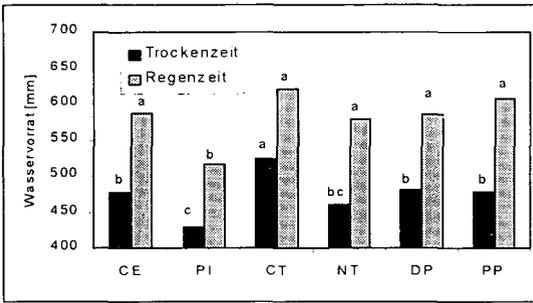


Abb. 3: Jahresgang der Matrixpotenziale a) unter Natursavanne in 15, 80 und 200 cm Tiefe, b) unter Natursavanne (CE) und Kiefernforst (PI) in 200 cm Tiefe, c) unter konventionellem Acker (CT) und Direktsaatacker (NT) in 120 cm Tiefe und d) unter Natursavanne, degradiertes (DP) und produktiver Weide (PP) in 200 cm Tiefe zwischen 27.3.97-28.4.98.



**Abb. 4:** Mittlerer Wasservorrat in den obersten 2 m während der Trockenzeit (Mai-Okt. 97) und der Regenzeit (Nov.-Apr. 98). Unterschiedliche Buchstaben markieren signifikante Unterschiede.

Während der Regenzeit war der Wasservorrat in den obersten 2 m des Profils nicht signifikant verschieden zwischen den Landnutzungssystemen. Lediglich unter PI war der Wasservorrat signifikant geringer als unter Natursavanne. Während der Trockenzeit waren die Unterschiede stärker ausgeprägt. Der Wasservorrat nahm in der Reihenfolge CT > DP = PP > CE > NT > PI ab.

## Schlussfolgerungen

Unsere Ergebnisse zeigen, dass vor allem die Art der Vegetation den Jahresgang der Matrixpotenziale in unterschiedlich genutzten brasilianischen Savannenböden bestimmt, da sie Evapotranspiration, Interzeption und den Stammabfluss beeinflusst. In den konventionell bearbeiteten Äckern führte das Pflügen wahrscheinlich zu einer zusätzlichen Reduktion der Evaporation und dadurch erhöhten Matrixpotenzialen, da die Porenkontinuität verringert wird. Die beiden Weidesysteme zeigen einen ähnlichen Jahresgang der Matrixpotenziale wie die Natursavanne, was darauf hindeutet, dass der Wasserhaushalt der Weiden dem natürlichen System ähnelt. Die PI- und NT-Böden weisen niedrigere Matrixpotenziale und mittlere Wasservorräte im Vergleich zur Natursavanne auf.

## Dank

Wir bedanken uns bei der DFG, die diese Untersuchung gefördert hat (Ze 154/36-1, -2).

## Literatur

- Azooz, R.H. und M.A. Arshad. 1996. *Can. J. Soil Sci.* 76:143-152.
- Azooz, R.H., M.A. Arshad und A.J. Franzluebbbers. 1996. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60:1197-1201.
- Ellies, A. und A. Huber. 1991. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 154:9-12.
- Franco, A.C., G.B. Nardoto und M.P. Souza. 1996. Pereira, R.C., and L.C.B. Nasser (Hrsg.): *Proceedings of the 1<sup>st</sup> International Symposium on Tropical Savannas*. EMBRAPA, Planaltina-DF, Brasil:277-280.
- Geisler, G. 1980. *Pflanzenbau*. Verlag Paul Parey, Berlin, Hamburg, Germany.
- Goedert, W.J. 1983. *J. Soil Sci.* 34:405-428.
- Hill, R.L. 1990. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54:161-166.
- Hodnett, M.G., L. Pimentel da Silva, H.R. da Rocha und R.C. Senna. 1995. *Hydrol.* 170:233-254.
- Lal, R., D. De Vleeschauer und R.M. Nganje. 1980. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44:827-833.
- Lilienfein, J., W. Wilcke, M.A. Ayarza, S.d.C. Lima, L. Vilela und W. Zech. 1999. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, in Druck.
- Lima, W.P. 1983. *Piracicaba* 23:5-10. Instituto de Pesquisa e Estudos Florestais da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (IPEF), Piracicaba, São Paulo, Brazil.
- Lima, W.P., M.J.P. Zakia, P.L. Libardi und A.P.S. Filho. 1990. *Piracicaba International* 1:5-11.
- Logsdon, S.D., R.R. Allmaras, W. Wu, J.B. Swan und G.W. Randall. 1990. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54:1096-1101.

## RESPONSE OF RICE TO PHOSPHORUS LEVELS AND ZINC APPLICATION IN RELATION TO GROWTH AND NUTRIENTS UPTAKE

Mashali, S.; M. Rezk.; S. Faizy and S.M. Youssef\*

### ABSTRACT

Two identical field experiments were carried out in two successive seasons at Sakha Agricultural Research Station to study the effect of P levels and zinc application on rice yield (*Oryza sativa*, Giza 172).

Application of P fertilizer increased dry matter yield at 36 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha compared to 72 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha in both seasons. The P content in grain was associated with high values of grain yield, whereas the recovery percentage of P decreased as P applied increased. The grain yield was higher with zinc application than without it. Zn content in both grain and straw yields increased with Zn application.

### INTRODUCTION

In Egypt, phosphorus is applied to rice at planting. Early application of P is essential for root elongation. Phosphorus uptake by rice reaches its maximum by flowering time. Low land rice is grown mostly in Northern Delta regions. The traditional agriculture has shifted to maximum yield concepts and a significant transition to NP, NK and NPK fertilization of rice, with economic returns has been practiced. Zinc deficiency of plant does not always represent lack of Zn in soil but it might be an outcome of certain interacting factors between Zn in soil and its absorption by plants (Sahay *et al.*, 1992). These experiments were conducted to study the effect of P levels and Zn application on rice yield and nutrients uptake.

### MATERIALS AND METHODS

Two farm experiments were conducted at Sakha Agriculture Research Station in two successive seasons. The soil has clay texture (59% clay, 32% silt and 9% sand). Soil reaction was 8.25 on 1: 2.5 soil suspension and the electrical conductivity in soil past was 2 dS/m. Total-N was 0.06% determined by kijeldahl method and it has 1.48% organic matter. The soil has 8 mg P/kg and 0.5 ppm Zn as extracted by NaHCO<sub>3</sub> and DTPA, respectively.

Randomized complete block design was used with four replications. Three phosphorus levels, i.e., 0, 36 and 72 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha as triple superphosphate were applied in the presence of 96 kg N/ha. Recommended dose of zinc (24 kg ZnSO<sub>4</sub>/ha) was applied to the soil after leveling and just before transplanting without and with 36 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha. Phosphorus and N fertilizers were applied and incorporated into the dry soil before flooding. The agricultural practices were carried out according to the recommended treatments.

---

\* Soil Sci. Dept., Fac. Agric., Kafr El-Sheikh, Tanta Univ., Egypt

Samples of plants were taken at different stages of growth, washed, dried at 70° C and grinded for chemical analysis. The chemical analysis of plants was carried out using the wet ashing method (Page *et al.*, 1984). Data were analyzed statistically according to procedures outlined by Little and Hills (1978).

**RESULTS AND DISCUSSION**

**Effect of phosphorus levels:**

Data presented in Table (1) show that dry matter weight at different growth stages slightly increased at 36 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha compared to 72 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha of P application in both seasons. This was agreed with those of Fageria (1991). That means that, P use efficiency decreased with increasing P level (Kalita, 1993). On the other hand, increasing P levels increased the calculated harvest index.

**Table 1:** Effect of P levels on dry weight, grain and straw yield of rice.

Season	P added P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> kg/ha	Dry weight (t/ha)			Grain and straw yields				
		T	P.I	F	Grain t/ha	P use efficiency	Straw (t/ha)	Total yield (t/ha)	Harvest index (%)
First season	0	2.30	5.00	9.10	7.18	-	8.06	15.24	47.10
	36	2.40	5.90	9.75	7.75	15.80	8.13	15.88	48.80
	72	2.18	5.10	9.35	7.48	4.20	7.84	15.32	48.80
	L.S.D.	0.45	1.38	0.70	0.96		0.80	0.54	
Second season	0	2.34	4.10	8.59	6.19	-	7.48	13.67	45.30
	36	2.92	4.49	9.00	6.55	10.00	7.67	14.22	46.10
	72	2.26	3.82	8.70	6.39	2.80	7.39	13.78	46.40
	L.S.D.	0.52	0.60	0.48	0.38		0.65	1.34	

T = Tillering stage, P.I = Panicle initiation stage, F = Flowering stage  
 Phosphorus use efficiency (kg rice/kg P) = [yield test nutrient (kg) - control yield (kg)]/P applied (kg)  
 Harvest index % = [grain yield (t/ha)/ grain and straw yield (t/ha)] x 100

Fig. 1 show that there was a pronounced increase in grain yield over control at 36 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha more than it at 72 kg-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha. Fageria (1991) found that the grain yield increased with increasing P level and then slightly decreased at greater levels.

The results in Table 2 show that there were differences in P uptake at each of growth stages, where P uptake increased with advance of growth stages. It was observed that P uptake in grain was associated with the higher values of grain yield. Also, it was noticed that about 70% of the phosphorus taken up was removed in the grain. The results in Table 2 indicate that recovery percentage of P was low at all growth stages and decreased as P applied increased. That means that, the clay soils of Nile Delta are highly fixing capacity of phosphorus (Mashali *et al.*, 1996).

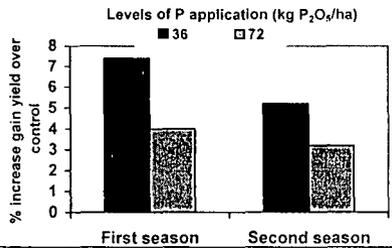


Fig. 1: Influence of increasing level of P application on grain yield of rice (as percent of control).

**Table 2:** Effect of phosphorus levels on P uptake and its recovery by rice.

Season	P added P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> kg/ha	At tillering		At panicle initiation		At flowering		At harvest				% total recovery
		P uptake (kg/ha)	% recovery	P uptake (kg/ha)	% recovery	P uptake (kg/ha)	% recovery	P-removed by		Total-P uptake (kg/ha)	P-uptake from fertilizer	
								Grain (kg/ha)	Straw (kg/ha)			
First season	0	4.8	-	13.6	-	17.2	-	13.6	5.8	19.4	-	-
	36	5.5	1.9	15.4	5.0	19.6	6.7	15.5	6.5	22.0	2.6	7.2
	72	5.7	1.3	16.2	3.6	20.9	5.1	16.5	6.3	22.8	3.4	4.7
	L.S.D.	NS		NS		1.7				3.2		
First season	0	5.8	-	12.6	-	14.4	-	12.4	6.3	18.7	-	-
	36	7.2	3.9	14.0	3.9	18.5	11.4	13.8	6.9	20.7	2.0	5.6
	72	7.9	2.9	14.6	2.8	19.0	6.4	14.2	6.8	21.0	2.3	3.2
	L.S.D.	NS		2.0		2.9				4.2		

The results in Table 3 show that, the highest N and K uptake was observed almost at 36 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha of P added. That means that, balanced fertilization leads to maximum efficiency of plant nutrients. Also, increasing P level from 36 to 72 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha almost decreased Fe, Mn and Zn content in rice. On the other hand, Zn uptake decreased with any addition of P fertilizer. Biswapti and Mandal (1990) found that, application of P causes decrease in Zn availability.

**Table 3:** Effect of different P level on uptake of nutrient elements by rice.

Season	P added P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> kg/ha	N-uptake		K-uptake		Fe-uptake		Mn-uptake		Zn-uptake	
		Grain	Straw	Grain	Straw	Grain	Straw	Grain	Straw	Grain	Straw
First season	0	68	31	22	92	910	2910	328	867	92	205
	36	75	30	24	90	915	2927	349	886	89	197
	72	74	27	23	87	902	2924	294	765	68	152
Second season	0	72	26	21	91	792	3135	270	780	78	197
	36	75	26	23	96	786	3144	269	798	76	196
	72	71	24	22	91	775	3120	247	723	74	173

**Effect of zinc application:**

The results of this study showed that, the number of panicles/m<sup>2</sup> of rice plant increased by 5% with Zn application (Table 4). Also, the number of filled grains/panicle increased at 24 kg ZnSO<sub>4</sub>/ha of added Zn. On the other hand, the grain yield of rice was insignificantly increased with Zn application, but zinc use efficiency were about 18 and 13% in the first and second seasons, respectively. Similar results were reported by Sinha and Sakal (1993) who found that the grain yield of rice slightly increased by Zn application.

**Table 4:** Effect of zinc, application on some yield components and grain yield of rice.

Season	Added ZnSO <sub>4</sub> (kg/ha)	No. of panicles/m <sup>2</sup>	No. of filled grains/panicle	Grain yield (t/ha)	% increase over control	Zinc use efficiency
First season	0	536	124	7.75	-	-
	24	562	128	8.18	5.6	17.9
	L.S.D. at 5%	43	5	0.96		
Second season	0	450	124	6.55	-	-
	24	482	125	6.86	4.7	12.9
	L.S.D. at 5%	27	3	0.38		

Application of Zn increased Zn content in grain and straw yield of rice (Table 5). The percentage zinc derived from fertilizer were about 5%. On the other hand, addition of Zn had a negative effect on P absorption and positive effect on N uptake by rice plant as shown in Table 5.

Potassium content of grain and straw was higher with Zn than without it. The rate of decrease with Mn and Fe content was about 2% with added Zn. These results coincide with those reported by Ghaly *et al.* (1982) who stated that the decrease of Fe and Mn content with Zn application was due to the antagonism effect.

**Table 5:** Effect of zinc application on uptake of Zn and nutrient elements of rice.

Season	Added ZnSO <sub>4</sub> (kg/ha)	N uptake (kg/ha)			P uptake (kg/ha)			K uptake (kg/ha)		
		Grain	Straw	Total	Grain	Straw	Total	Grain	Straw	Total
First season	-	74.4	29.9	104.3	15.5	6.5	22.0	24.0	89.8	113.8
	24	76.5	30.9	107.4	13.3	4.9	18.2	25.3	93.7	119.0
Second season	-	75.3	26.4	101.7	13.8	6.9	20.7	23.5	90.5	114.0
	24	75.7	27.3	103.0	13.9	6.0	19.9	27.4	96.4	123.8

**Table 5: Cont.**

Season	Added ZnSO <sub>4</sub> (kg/ha)	Fe uptake (g/ha)			Mn uptake (g/ha)			Zn uptake (g/ha)		
		Grain	Straw	Total	Grain	Straw	Total	Grain	Straw	Total
First season	-	915	2927	3842	349	886	1235	89	197	286
	24	901	2845	3746	357	849	1206	90	208	298
Second season	-	786	3144	3930	269	798	1067	76	196	272
	24	794	3056	3850	264	776	1040	84	202	286

## REFERENCES

- BISWAPATI, M. AND L.N. MANDAL (1990). Effect of P application on transformation of zinc fraction in soil and on the zinc nutrition of lowland rice. *Plant and Soil* 12(1): 115-123.
- FAGERIA, N.K. (1991). Response of rice cultivars to phosphorus fertilizer on dark red laterals in central Brazil. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo* 15: 63-67.
- GHALY, S.; M.A.A. AMIN AND I.M. ABDEL-AZIZ (1982). Response of paddy to Zn, Mn and Fe application. *Agric. Res. Rev.* Vol. 62, No. 4B.
- KALITA, M.C. (1993). Response to P of some rice varieties in Assam. *India International Rice Research Notes* 18(1): 39 [C.F. Rice Abstracts. 1994 Vol. 17 No. 1].
- LITTLE, T.M. AND F.J. HILLS (1978). *Agricultural Experimentation. Design and Analysis.* John Wiley and Sons., New York.
- MASHALI, S.; M.S. SHAMS; B. MEYER AND A.A. BALBA (1996). Studies on phosphorus availability: II. Relative importance of soil characteristics and their relation to sorption and P uptake. *Alex. Sci. Exch.* 17(1): 43-56.
- PAGE, A.L.; R.H. MILLER AND D.R. KEENEY (1982). *Methods of Soil Analysis. Chemical and Microbiological Properties (part 2).* Amer Soc. Agr. Inc.
- SAHAY, R.N.; T.K. GHOSH; S.K. VERMA AND M.H. ALI (1992). Crop response to micronutrients application in farmers field in project area of Bihar. In proceedings of the workshop on Micronutrients, 22-23 January, 1992, Bhubaneswar, India.
- SINHA, R.B. AND R. SAKAL (1993). Effect of zinc and iron application in calcareous soil on zinc and iron nutrition of rice. *Journal of the Indian Society of Soil Science.* 31(4): 527-533.

# Lysimeterstudien – Auswirkungen von differenzierten Stilllegungszeiträumen auf das Austragsverhalten von Stickstoff

von

Meißner, Ralph; Seeger, Juliane

## Einleitung

Zu Beginn der 90er Jahre wurde auf der UFZ-Lysimeterstation in Falkenberg ein Versuch zur Prüfung der Auswirkungen von Intensitätsänderungen in der Landbewirtschaftung (vor allem im Einzugsgebiet der Elbe) auf den Wasser- und Stoffhaushalt angelegt. Aufgrund der seitens der EU in den letzten Jahren angestrebten Maßnahmen zur Reduktion der Agrarüberschüsse wurden vorrangig verschiedene Formen der Stilllegung von bisher intensiv genutzten Ackerflächen und deren Wiedereingliederung in den Produktionsprozess im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung in Form des Integrierten Landbaues untersucht (1, 3 und 5jährige Stilllegungszeiträume, unplanmäßige, d.h. ad hoc und planmäßige Brachlegung). In dieser Auswertung werden anhand der Kriterien Sickerwassermengenbildung, N- Austrag, Ertrag bzw. N-Entzug (von Ackerfrüchten nach Wiedereingliederung) die in unterschiedlichen Zeiträumen stillgelegten Versuchsgefäße mit Lysimetern aus dem Integrierten Landbau verglichen. Basierend auf diesen Ergebnissen werden Empfehlungen für die zweckmäßige Gestaltung der Flächenstilllegung und der Wiedereingliederung in die Intensivbewirtschaftung unter besonderer Berücksichtigung des Schutzes der unterirdischen Wasserressourcen abgeleitet.

## Material und Methoden

Die Versuche wurden in Kastenlysimetern mit den Abmessungen 1 m x 1m x 1,20 m durchgeführt, die mit der Bodenart IS gefüllt sind (Meißner u. a., 1995). Die Auswertung der Lysimeterexperimente erfolgt in 2 Teilversuchen.

### Teilversuch 1 - 1- und 5jährige ad hoc Stilllegung und ihre Wiedereingliederung

Die Bewirtschaftung der im Sommer 1991 für 1 (Rotationsbrachen) bzw. 5 Jahre (Dauerbrachen) ad hoc stillgelegten Lysimeter sowie die der Vergleichslysimeter aus dem Integrierten Landbau ist in Tabelle 1 dargestellt. Die einzelnen Bewirtschaftungsvarianten bestanden aus je 10 Versuchsgefäßen.

Tab. 1 Bewirtschaftungsregime 1- bzw. 5jährig stillgelegter Lysimeter im Vergleich zu Versuchsgefäßen aus dem Integrierten Landbau im Versuchszeitraum 91/92 bis 95/96

Bewirtschaftung	Fruchtfolgen	mittl. N-Düngung (kg/ha)					mittl. Zusatzbewässerung (mm)				
		91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96
- Rotationsbrachen <sup>1)</sup>	- nach So.Gerste+Grasuntersaat So.Gerste+abfr.Zw.Fr. oder Hafer+Untersaat	105	-	141	141	141	-	-	43	103	137
- Dauerbrache	- nach So.Gerste oder Hafer+Untersaat	105	-	-	-	-	-	-	-	-	-
- Integrierter Landbau	- Zuckerrübe - W.Weizen+Zw.Fr. - Kartoffeln - W.Gerste+Zw.Fr. - Mais	142	142	142	142	142	110 (532)	205 (486)	45 (851)	97 (680)	147 (344)**

<sup>1)</sup> Die Rotationsbrachelysimeter wurden 92/93 in eine intensive Fruchtfolge eingegliedert – W.Weizen-W.Gerste+Zw.Fr.-Z.Rüben-Mais-W.Weizen.

<sup>\*\*)</sup> Die Klammern enthalten den auf der Lysimeterstation in Falkenberg gemessenen jährlichen Niederschlag in mm.

Die Rotationsbrachelysimeter wurden ab Juli 1992 zu jeweils 2 Versuchsgefäßen in eine mehrgliedrige intensive Fruchtfolge überführt. Die Wiedereingliederung der 5jährig stillgelegten Lysimeter erfolgte ebenfalls zu je 2 Lysimetern im Versuchsjahr 96/97 nach den praxisrelevanten Varianten - a bis d - in Tabelle 2. Die 2 Versuchsgefäße der Variante e werden über das Jahr 1996 hinaus als Langzeitbrache bewirtschaftet. Eine Bewertung der Wiedereingliederungsvarianten erfolgte durch den Vergleich von Lysimeterergebnissen der im Anschluß an die Umbruchs- und Intensivierungsphase angebauten Fruchtarten W.Weizen und Kartoffeln gegenüber durchgängig intensiv bewirtschafteten Versuchsgefäßen (2 Lysimeter) mit gleichem Aufwuchs.

Tab. 2 Bewirtschaftungsregime verschiedener Varianten der Wiedereingliederung 5jährig stillgelegter Lysimeter in die Intensivproduktion im Vergleich zu Versuchsgefäßen aus dem Integrierten Landbau im Versuchszeitraum 96/97 bis 98/99

Bewirtschaftungsregime/ Wiedereingliederungsvariante	Fruchtfolgen			N-Düngung (kg/ha)			Bewässerung (mm)	
	96/97	97/98	98/99	96/97	97/98	98/99	96/97	97/98 98/99
- Dauerbrache								
Wiedereingliederung (a) Umbr. 10/96	W.Weizen	Kartoffeln	-	-	-	-	60	60
Wiedereingliederung (b) Umbr. 10/96	W.Weizen	Kartoffeln	-	145	120	-	60	60
Wiedereingliederung (c) Umbr. 07/96	So.Zw.Fr.-W.Weizen	Kartoffeln	-	145	120	-	60	60
Wiedereingliederung (d) Umbr. 02/97	So.Weizen	Kartoffeln	-	145	120	-	40	60
Weiterführung der Brachlegung (e)	Dauerbrache	→	-	-	-	-	-	-
- Integrierter Landbau (f) Z.Rüben <sup>*</sup>	W.Weizen <sup>**</sup>	Kartoffeln <sup>*)</sup>	120	145	120		80	60 60
							(475)	(550) (635) <sup>***</sup>

<sup>\*</sup>) Zu Z.Rüben und Kartoffeln (in Variante b, c, d und f) wurden 250 bzw. 300 dt/ha Stallung appliziert.

<sup>\*\*</sup>) Nach Weizen wurde in allen Varianten eine Zw.Fr. etabliert.

<sup>\*\*\*</sup>) Die Klammern enthalten den auf der Lysimeterstation in Falkenberg gemessenen jährlichen Niederschlag in mm.

#### Teilversuch II – 3- und 1jährige planmäßige Stilllegung und ihre Wiedereingliederung

Die Stilllegung der 3- (einmal 94/95 untersucht) bzw. 1jährig (ab 95/96 jährlich geprüft) brachgelegten Lysimeter erfolgte planmäßig im Rahmen einer Intensivfruchtfolge (Tab. 3). Die Wirkung dieser Form der Landnutzungsänderung auf den Wasser- und Stoffhaushalt wurde für den Zeitraum der Wiedereingliederung erneut im Vergleich zu Lysimetern aus dem Integrierten Landbau ermittelt. Es wurden dabei jährlich 2 W.Weizenlysimeter je Variante berücksichtigt.

Tab. 3 Bewirtschaftungsregime bei der Wiedereingliederung 3- sowie 1jährig stillgelegter Lysimeter in die Intensivproduktion im Vergleich zu Versuchsgefäßen aus dem Integrierten Landbau im Versuchszeitraum 94/95 bis 97/98

Bewirtschaftung	Variante	Fruchtfolgen 94/95*) - 97/98	N-Düngung (kg/ha)		Bewässerung (mm)			
			Vorfrucht***)	Hauptfrucht	94/95	95/96	96/97	97/98
- Rotationsbrachen	a	Rot.br. -W.Weizen	-	145	65	40	100	60
- Integr. Landbau	b	Z.Rüben -W.Weizen	120	145	25	90	80	60
	c	Mais -W.Weizen	100	145	65	40	115	60

\*) Der W.Weizenanbau erfolgte im Versuchsjahr 94/95 nach einer 3jährigen Stilllegungszeit, in den anderen Versuchsjahren ging jeweils eine 1jährige Stilllegungszeit voraus.

\*\*) Die Z.Rüben der Variante a erhielten jährlich zusätzlich 250 dt/ha Stallung; zu Mais der Variante b wurden jeweils 80 kg/ha Gülle-N appliziert.

## Ergebnisse

Eine Zusammenstellung der Ergebnisse über die relative Wirkung von ad hoc bzw. planmäßigen Stilllegungen mit unterschiedlich langen Brachlegungszeiten auf das N-Austragsverhalten im Vergleich zu intensiv bewirtschafteten ackerbaulich genutzten Lysimetern des Integrierten Landbaues (als Bezugsbasis genutzt und als 100 % Variante angesetzt) enthält Tabelle 4. Dabei umfaßt die Darstellung sowohl die Phase der Stilllegung, den eigentlichen Brachlegungszeitraum sowie die Zeit nach der Wiedereingliederung in die Intensivbewirtschaftung.

### Teilversuch I

Wie bereits aus früheren eigenen Auswertungen bekannt, konnte sowohl im Jahr der Stilllegung als auch im Jahr der Wiedereingliederung bei den ad hoc Rotations- und Dauerbrachen ein erhöhter Sickerwasseranfall ermittelt werden, der mit N-Mehrausträgen zwischen 52 und nahezu 100 % verbunden war. Im 1. Jahr nach

der erneuten Überführung in die Intensivbewirtschaftung kam es bei den Rotationsbrachen zu einem 30 %igen und im 2. Jahr noch zu einem 14 %igen N-Mehraustrag gegenüber der Vergleichsvariante aus dem Integrierten Landbau. Der N-Austrag insgesamt konnte nach 5 Stilllegungsjahren nur um 25 % gesenkt werden (Seeger u.a., 1999; Meißner u.a., 1998).

Tab. 4 Relative Wirkung von ad hoc und planmäßiger Stilllegung unterschiedlicher Dauer auf das N-Austragsverhalten im Vergleich zu intensiv genutzten Ackerlysimetern (Angaben in %, bezogen auf die jeweils als 100 % gesetzte Variante aus dem Integrierten Landbau)

	Kriterien			
	Sickerwasserbildung	N-Austrag	TS-Ertrag	N-Entzug
<b>Ad hoc Stilllegung (Teilversuch I)</b>				
<i>Rotationsbrachen</i>				
- Jahr der Stilllegung 91/92	<b>130</b>	<b>152</b>		
- Wiedereingliederung 92/93				
1. Jahr nach Wiedereingliederung 93/94	<b>107</b>	<b>130</b>		
2. Jahr nach Wiedereingliederung 94/95	<b>100</b>	<b>114</b>		
<i>Dauerbrachen</i>				
- Jahr der Stilllegung 91/92	<b>126</b>	<b>198</b>		
- 5 jähriger Stilllegungszeitraum 91/92 bis 95/96	<b>109</b>	<b>75</b>		
- Wiedereingliederung 96/97				
1. Jahr nach Wiedereingliederung 97/98	<b>117</b>	<b>59</b>	<b>76</b>	<b>97</b>
Variante b	164	113	92	114
Variante c	181	57	70	79
Variante d	6	7	67	96
2. Jahr nach Wiedereingliederung 98/99	<b>93</b>	<b>97</b>	<b>112</b>	<b>110</b>
Variante b	94	85	101	106
Variante c	101	114	107	108
Variante d	85	92	127	117
<b>Planmäßige Stilllegung (Teilversuch II)</b>				
<i>3jährige Stilllegung</i>				
- Wiedereingliederung (Var. a)	<b>166</b>	<b>904</b>	<b>85</b>	<b>96</b>
Versuchsjahr 94/95				
Bezugsvariante b	212	1996	82	92
Bezugsvariante c	136	584	88	100
<i>1jährige Stilllegung</i>				
- Wiedereingliederung (Var. a)	<b>316</b>	<b>631</b>	<b>89</b>	<b>108</b>
Versuchsjahr 95/96				
Bezugsvariante b	10	25	101	106
Bezugsvariante c	-	-	99	109
Versuchsjahr 96/97				
Bezugsvariante b	-	-	110	118
Bezugsvariante c	70	365	107	119
Versuchsjahr 97/98				
Bezugsvariante b	812	1197	84	99
Bezugsvariante c	229	386	88	100

Bei den fettgedruckten Ergebnissen handelt es sich jeweils um die Mittelwerte aus allen beteiligten Lysimetern.

Bei der Wiedereingliederung von 8 der 5jährig stillgelegten Dauerbrachelysimeter zeigte sich im Mittel sowohl im 1. als auch im 2. Anbaujahr mit 59 bzw. 97 % keine signifikante Erhöhung der N-Austräge durch eine Mobilisierung der während der Stilllegungszeit akkumulierten N-Mengen. Lediglich bei Variante b (Wiedereingliederung mit Düngung) wurden die N-Austräge des Integrierten Landbaues im 1. Versuchsjahr nach der erneuten Intensivbewirtschaftung um 13 % und bei Variante c (Umbruch im Sommer und Anbau von Zwischenfrüchten) im 2. Versuchsjahr um 14 % übertroffen. Begünstigt wurde das geringe Austragsniveau der Wiedereingliederungsvarianten besonders im 1. Anbaujahr nach der Wiedereingliederung 97/98 durch das in den Jahren 95/96 (letztes Stilllegungsjahr) und 96/97

(Umbruchsjahr) herrschende Niederschlagsdefizit, das nur eine sehr geringe Verlagerung der mobilisierten N-Menge in der ungesättigten Bodenzone zur Folge hatte. Dieser Umstand führte dann auch zu deutlich erhöhten Erträgen und N-Entzügen – 12 bzw. 10 % - im Anbaujahr 98/99. Die geringsten N-Austräge wurden unter den gedüngten Lysimetern der Variante d (Bracheumbruch im Frühjahr 1997 mit anschließender Einsaat von So. Weizen) ermittelt.

### **Teilversuch II**

Ähnlich wie bei den ad hoc stillgelegten Lysimetern zeichneten sich auch die im Rahmen einer Fruchtfolge planmäßig für 3 bzw. 1 Jahr stillgelegten Versuchsgefäße in Versuchsjahren mit normalem und überdurchschnittlichem Niederschlagsdargebot durch eine verstärkte Sickerwassermengenbildung auf allerdings insgesamt höherem Niveau bei der Wiedereingliederung aus. Die erneute Intensivbewirtschaftung der 3jährig brachgelegten Versuchsgefäße war mit sehr umfangreichen N-Austrägen verbunden, die ebenfalls durch das extrem niederschlagsreiche Versuchsjahr 93/94 und das gleichermaßen über normal liegende Versuchsjahr 94/95 begünstigt wurden. Die bekannte starke Abhängigkeit der N-Austräge vom natürlichen Niederschlagsdargebot wurde durch die große Varianz im Austragsverhalten der 1jährig planmäßig stillgelegten Lysimeter bestätigt. Deutliche Unterschiede konnten vor allem bei der Wahl der jeweiligen Vorrucht ermittelt werden. In der Regel wurden beim W. Weizenanbau nach 1jähriger Brachlegung (Variante a) höhere Sickerwassermengen und N-Austräge als beim W. Weizenanbau nach Z. Rüben (Variante b) gemessen. Eine signifikante Abhängigkeit von den hydrologischen Bedingungen konnte im Gegensatz zur Sickerwassermengenbildung und zur Höhe der N-Austräge sowohl für den Ertrag als auch den N-Entzug nicht statistisch nachgewiesen werden. Das mittlere Ertragsniveau nach 3jähriger Brachlegungszeit war im 1. Versuchsjahr nach der Wiedereingliederung höher als bei den ad hoc stillgelegten Dauerbrachen des Teilversuches I und nur geringfügig niedriger als das der zuvor 1jährig stillgelegten Versuchsgefäße. Der mittlere N-Entzug im Jahr nach der Integration der längerfristig für 3 bzw. 5 Jahre brachgelegten Flächen lag auf etwa gleichem Niveau jedoch deutlich unter dem der nur für 1 Jahr stillgelegten Versuchsgefäße. Dabei spielte bei den intensiv bewirtschafteten Vergleichslysimetern die Vorrucht nur eine untergeordnete Rolle.

### **Schlussfolgerungen**

- Ad hoc Stilllegungen führten unter den vorliegenden Versuchsbedingungen in der 1. nachfolgenden Sickerungsperiode zu N-Mehrausträgen bis zu 100% im Vergleich zum Integrierten Landbau.
- Bei 1jährigen ad hoc Rotationsbrachen kam es nach der Wiedereingliederung in die Intensivbewirtschaftung zu N-Mehrausträgen um bis zu 30%.
- Bei planmäßig durchgeführten 1jährigen Rotationsbrachen kam es nach der Wiedereingliederung in die Intensivbewirtschaftung zu ca. 4 bis 12fach höheren N-Austrägen.
- Die Wiedereingliederung von 3jährig stillgelegten Flächen führte beim nachfolgenden Anbau von W. Weizen zu einem ca. 6 bis 20fach höheren N-Austrag im Vergleich zum Integrierten Landbau.
- Bei der 3jährigen Stilllegung waren die vermehrten N-Austräge mit geringeren Erträgen und N-Entzügen durch den W. Weizen verbunden; im Gegensatz dazu war der N-Entzug nach einer 1jährigen Stilllegungszeit in der Regel höher als beim Integrierten Landbau.
- Während eines 5jährigen Stilllegungszeitraumes wurde der N-Austrag um 25% im Vergleich zum Integrierten Landbau vermindert.
- Bei der Wiedereingliederung von 5jährig stillgelegten Flächen waren in der Summe über 2 Versuchsjahre bis auf Variante c (Umbruch im Sommer und Anbau von Zwischenfrüchten) keine erhöhten N-Auswaschungen gegenüber dem Integrierten Landbau zu verzeichnen.
- Im Versuchsjahr 98/99 wurden nach 5jähriger Brache bei den Wiedereingliederungsvarianten b, c und d um bis zu 27% höhere Erträge im Vergleich zum Integrierten Landbau erzielt.
- Aus der Sicht des Grundwasserschutzes erwies sich der Umbruch im zeitigen Frühjahr nach Beendigung der Brache im Sommer (Variante d) als Vorzugslösung für die Wiedereingliederung nach 5jähriger Stilllegung.

### **Literatur**

Eine Liste der angegebenen Literatur kann bei den Verfassern angefordert werden.

# Freisetzung N-haltiger Verbindungen durch Weizenwurzeln bei verschiedenem Wasser- und CO<sub>2</sub>-Angebot

von

W. Merbach u. J. Schulze

Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Adam-Kuckhoff-Str. 17 b, D-06108 Halle (Saale), Fax: 0345/55271 13, e-mail: merbach@landw.uni-halle.de

## 1. Einführung und Problemstellung

Nachhaltige („sustainable“) Bodennutzung erfordert die Kenntnis und Berücksichtigung der im Wurzel-Boden-Kontaktraum (Rhizosphäre) ablaufenden Prozesse. In diesem Zusammenhang haben wurzelbürtige Verbindungen eine große Bedeutung, weil sie Löslichkeit, Sorption und Transport von Nähr- und Schadelementen sowie Aktivität und Umsatz von Mikroben beeinflussen (CURL u. TRUELOVE 1986, MERBACH et al. 1999). Während hinsichtlich der C-Freisetzung durch Wurzeln in den letzten 2 Jahrzehnten deutliche Wissensfortschritte erreicht wurden, begannen Untersuchungen zu den wurzelbürtigen N-Verbindungen erst vor ca. 10 Jahren (JANZEN u. BRUINSMA 1989). Sie ergaben, daß ca. 6 % des durch Pflanzen aufgenommenen N durch die Wurzeln wieder freigesetzt wurden (MERBACH et al 1996, REINING et al. 1995). Dabei blieb zunächst offen, wie ökologisch relevante Faktoren (Verdichtung, Staunässe, N-, CO<sub>2</sub>- bzw. O<sub>2</sub>-Angebot) sich auf die Menge der primär wurzelbürtigen Substanzen auswirken.

Der vorliegende Beitrag befaßt sich mit dieser Fragestellung. Er vergleicht den Einfluß unterschiedlicher Luft-CO<sub>2</sub>-Konzentrationen (350 und 780 ppm CO<sub>2</sub>), Wasserversorgung (40, 60, 95 % der maximalen WK) und N-Gaben (50 bzw. 110 mg N/Gefäß) auf die N-Freisetzung von Weizenwurzeln.

## 2. Material und Methoden

Für die Versuche wurde das natürliche Pflanzensubstrat, der Boden, verwendet. Um den durch die Wurzeln abgegebenen N von dem bereits vorher im Boden befindlichen N zu unterscheiden, kam <sup>15</sup>N zum Einsatz.

Als Versuchsobjekt diente Sommerweizen (*Triticum aestivum* L.) der Sorte „Mario“. Die Pflanzen wurden in sog. Doppelkompartimentgefäßen (gasdichte Trennung von Wurzel- und Sproßraum) mit 700 g Müncheberger Boden (anlehmiger Sand, albic luvisol) herangezogen. Als Grunddüngung kamen (bezogen auf 1 kg Versuchsboden) zum Ansatz: 50 bzw. 110 mg N als NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>, 95 mg P als CaHPO<sub>4</sub>\*2H<sub>2</sub>O, 240 mg K als K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, 54 mg Mg als MgSO<sub>4</sub>\*H<sub>2</sub>O, 2 mg Fe als 5%ige FeCl<sub>3</sub>-Lösung und 0,18 ml A-Z-Lösung nach HOAGLAND (a+b).

Als <sup>15</sup>N-Applikationsmethode diente eine <sup>15</sup>NH<sub>3</sub>-Sproßbegasung, da sich in früheren Versuchen

herausgestellt hatte, daß Pflanzen signifikante N-Mengen aus diesem Gas absorbieren können.

Der Weizen wurde ab Bestockungsstadium 11 mal in 2tägigen Abständen für die Dauer von jeweils 2 h mit  $^{15}\text{NH}_3$  begast. Diese  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen waren in Vorversuchen nicht phytotoxisch. Die Herstellung des  $^{15}\text{N}$ -haltigen Gases erfolgte durch Einleitung von gelöstem ( $^{15}\text{NH}_4$ ) $_2\text{SO}_4$  (95 at-%  $^{15}\text{N}_{\text{exc.}}$ ) in NaOH. Zum Zeitpunkt des Schossens wurden die Pflanzen geerntet, mechanisch in Sproß und Wurzeln getrennt, bei 60 °C bis zur Massekonstanz getrocknet (Trockenmasse-Feststellung!) und fein vermahlen. Das Bodenmaterial erfuhr die gleiche Vorbehandlung. Sowohl in den Pflanzenteilen als auch im Boden wurden N und  $^{15}\text{N}$  bestimmt (FAUST et al. 1981).

### 3. Ergebnisse

**Erhöhtes  $\text{CO}_2$ -Angebot** (780 im Vergleich zu 350 ppm) steigerte die Trockenmassebildung und die Gesamt-N-Mengen von Weizen (nicht tabellarisch dargestellt). Davon waren die Wurzeln etwas stärker betroffen. Die Transpirationskoeffizienten waren verringert. Demgegenüber führte mehr  $\text{CO}_2$  zu einer signifikanten Verringerung der in das System aufgenommenen und in den Pflanzen enthaltenen  $^{15}\text{N}$ -Mengen (Tabelle 1). Dies mag mit der  $^{15}\text{N}$ -Applikationsmethode zusammenhängen ( $^{15}\text{NH}_3$  über die Blätter verabreicht), weil bei 780 ppm  $\text{CO}_2$  wahrscheinlich eine geringere Stomataöffnungsweite vorhanden war (vgl. oben: niedrigerer Transpirationskoeffizient). Dennoch verlagerten die „780 ppm-Pflanzen“ relativ **mehr  $^{15}\text{N}$  in die Wurzeln und gaben deutlich höhere  $^{15}\text{N}$ -Mengen in den Boden** ab (Tab. 1). Bei N-Mangelernährung führte hohes  $\text{CO}_2$ -Angebot dagegen zu gesteigerter  $^{15}\text{N}$ -Aufnahme **und** zu höherer  $^{15}\text{N}$ -Freisetzung in den Boden (hier nicht dargestellt).

Tab. 1:  $^{15}\text{N}$ -Verteilung in Weizenpflanzen bei unterschiedlichem  $\text{CO}_2$ -Angebot (Gefäßversuche, 60 % max. WK, 110 mg N/Gefäß als  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  Grunddüngung,  $^{15}\text{NH}_3$ -Begasung über den Sproß)  
<sup>x</sup> = gegen 350 ppm  $\text{CO}_2$  bei  $\alpha = 0,05$  signifikant verschieden

Meßgröße Angaben je Gefäß	350 ppm $\text{CO}_2$		780 ppm $\text{CO}_2$	
	abs.	rel. Verteilung	abs.	rel. Verteilung
$^{15}\text{N}_{\text{exc.}}$ Sproß (mg)	58,1 (100)	[79,7]	43,3 <sup>x</sup> (75)	[72] <sup>x</sup>
$^{15}\text{N}_{\text{exc.}}$ Wurzel (mg)	11,7 (100)	[15,3]	12,0 (103)	[20] <sup>x</sup>
$^{15}\text{N}_{\text{exc.}}$ Gesamt- pflanze (mg)	69,8 (100)	[95]	55,4 <sup>x</sup> (79)	[92]
Abgabe in Boden (mg $^{15}\text{N}_{\text{exc.}}$ )	3,648 (100)	[5,0]	4,865 <sup>x</sup> (113)	[8,0] <sup>x</sup>
$^{15}\text{N}$ -Aufnahme des Gesamt-systems (mg $^{15}\text{N}_{\text{exc.}}$ )	73,428 (100)	[100]	60,305 <sup>x</sup> (82)	[100]

Niedrigere (40 % WK) und höhere Wasserversorgung (95 % WK) führte im Vergleich zu 60 % WK (Normalvariante) bei verminderter  $^{15}\text{N}$ -Gesamtaufnahme zum relativen Anstieg der  $^{15}\text{N}$ -Freisetzung

der Wurzeln (Tab. 2), wobei insbesondere bei Trockenheit (40 % WK) der H<sub>2</sub>O-lösliche Anteil erhöht war. Letzteres dürfte durch verminderte mikrobielle Aktivität erklärbar sein. Der Effekt der hohen Bodenfeuchte (O<sub>2</sub>-Mangel) könnte mit einer Hemmung der Plasmalema-ATPase der Wurzelzellen zusammenhängen (MATZKE 1988).

Tab. 2: <sup>15</sup>N-Verteilung in Weizenpflanzen bei drei Bodenfeuchtestufen und 780 ppm CO<sub>2</sub>  
<sup>x</sup> = gegen 40 bzw. 95 % WK-Variante signifikant verschieden ( $\alpha = 0,05$ )

Meßgröße (mg <sup>15</sup> N <sub>exc.</sub> /Gefäß)	40% WK		60 % WK		95 % WK	
	abs.	rel. Verteilung	abs.	rel. Verteilung	abs.	rel. Verteilung
System gesamt	31,0	[100]	60,3 <sup>x</sup>	[100]	15,9	[100]
Sproß	24,6	[76]	43,4 <sup>x</sup>	[72]	11,8	[74]
Wurzel	4,7	[15]	12,1 <sup>x</sup>	[20] <sup>x</sup>	2,2	[14]
Boden	2,7	[8,7]	3,6 <sup>x</sup>	[6,0] <sup>x</sup>	1,8	[11,3]
dav. H <sub>2</sub> O-lösl.	1,15	[3,7]	0,3 <sup>x</sup>	[0,5] <sup>x</sup>	0,17	[1,1]

## Literatur

- CURL, E. A., TRUELOVE, B.: The Rhizosphere, Springer Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo 1986
- FAUST, H., BORNHACK, H., HIRSCHBERG, K., JUNG, R., JUNGHANNS, R., KRUMBIEGEL, D.: <sup>15</sup>N-Anwendung in der Biochemie, Landwirtschaft und Medizin, Isocommerz Berlin 1981
- JANZEN, H. H., BRUINSMA, Y.: Methodology for the quantification of root and rhizosphere nitrogen dynamics by exposure of shoots to <sup>15</sup>N labelled ammonia Soil Biol. Biochem. **21**, 189-196 (1989)
- MATZKE, H.: Anionenabgabe der Wurzel bei symbiotisch ernährtem *Trifolium pratense*. Diss. Justus-Liebig-Universität Gießen 1988
- MERBACH, W., KNOF, G., AUGUSTIN, J., JACOB, H. J., JÄGER, R., TOUSSAINT, V.: Ökophysiologische Wechselwirkungen zwischen Pflanze und Boden. In: MÜHLE, H., CLAUS, S. (Hrsg.): Reaktionsverhalten von agrarischen Ökosystemen homogener Areale. Teubner-Verlagsgesellschaft Stuttgart-Leipzig, 1996, 195-207
- MERBACH, W., MIRUS, E., KNOF, G., REMUS, R., RUPPEL, S., RUSSOW, R., GRANSEE, A., SCHULZE, J.: Release of carbon and nitrogen compounds by plant roots and their possible ecological importance. J. Plant Nutr. Soil Science **162**, 373-383 (1999)
- REINING, E., MERBACH, W., KNOF, G.: <sup>15</sup>N distribution in wheat and chemical fractionation of root-borne <sup>15</sup>N in the soil. Isotopes Environ. Health Stud. **31**, 345-349 (1995)

Die Zunahme der Ertragsfähigkeit landwirtschaftlich genutzter Böden, dargestellt  
an Beispielen aus Niederösterreich und der Steiermark

von

Nestroy, O.\*

Es gehört gegenwärtig fast schon zum guten Ton, unsere landwirtschaftlich genutzten Böden krankzureden und krankzumachen, von einer extremen Chemisierung der Landwirtschaft zu sprechen, die Bauern als Umweltverschmutzer Nr. 1 hinzustellen und, so mit der Frage „Vergiften uns die Bauern?“ (Titel einer Broschüre), dieses Thema fast zu einer Anklage hochzustilisieren.

Die folgenden Überlegungen sind jedoch als Kontrapunkt zu diesen offiziellen und offiziösen verbalen Beschuldigungen konzipiert und meine Ausführungen basieren auf fundierten Erhebungen über die Bodenfruchtbarkeit von landwirtschaftlich genutzten Böden in Österreich, Erhebungen, die vor rd. 25 Jahren und vor kurzem an 33 Bundesmusterstücken in Niederösterreich und an 18 Bundesmusterstücken in der Steiermark im Zuge der 2. Überprüfung der Bundesmusterstücke durch die Bodenschätzung getätigt wurden.

Bei einer genauen Beurteilung der auf den Tabellen 1 und 2 in Form von einfachen Blöcken dargestellten Ergebnisse – die genauen Werte mögen der angegebenen Literatur entnommen werden – ist eingangs folgendes festzuhalten:

Für jeden der 51 Standorte sind jeweils vier Säulen repräsentativ, wobei das erste Säulenpaar den Vergleich von Boden- bzw. Grünlandgrundzahl von 1971/74 zu 1994/95, das zweite Säulenpaar den Vergleich der Acker- bzw. Grünlandzahlen 1971/74 zu 1994/95 bringt. In schräger Schrift sind die fortlaufenden Zahlen sowie die Orts- und Katastralgemeinden vermerkt.

Auffallend ist – und dies sei besonders betont – der allgemeine Trend einer Zunahme der Bodenfruchtbarkeit bei der Mehrzahl der Standorte.

In Niederösterreich ist dieser Trend bei den Boden- bzw. Grünlandzahlen stärker ausgeprägt als bei den Acker- und Grünlandzahlen. Dies hat zum Teil seine Ursache darin, daß durch die vorangegangenen Trockenjahre in diesem vom pannonischem Klima geprägten Bundesland auf den ackerbaulich genutzten Flächen stärkere Klimaabschläge vorgenommen wurden, wodurch es zu dieser allgemeinen Reduzierung kam. In vielen Fällen führten aber meliorative Maßnahmen zu einer spürbaren Zunahme der Bodenfruchtbarkeit.

In der Steiermark geht der Trend ebenfalls nach höherer Fruchtbarkeit und Klimaabschläge sind in diesem niederschlagsreicheren und zum Teil in Form von Grünland genutzten Bundesland nur geringfügig, sodaß kaum bedeutende Unterschiede von den Grundzahlen zu den Endzahlen bei den 18 Standorten festzustellen sind.

---

\*Technische Universität Graz, Institut für Technische Geologie und Angewandte Mineralogie,  
Rechbauerstraße 12, A-8010 Graz

Tabelle 1:

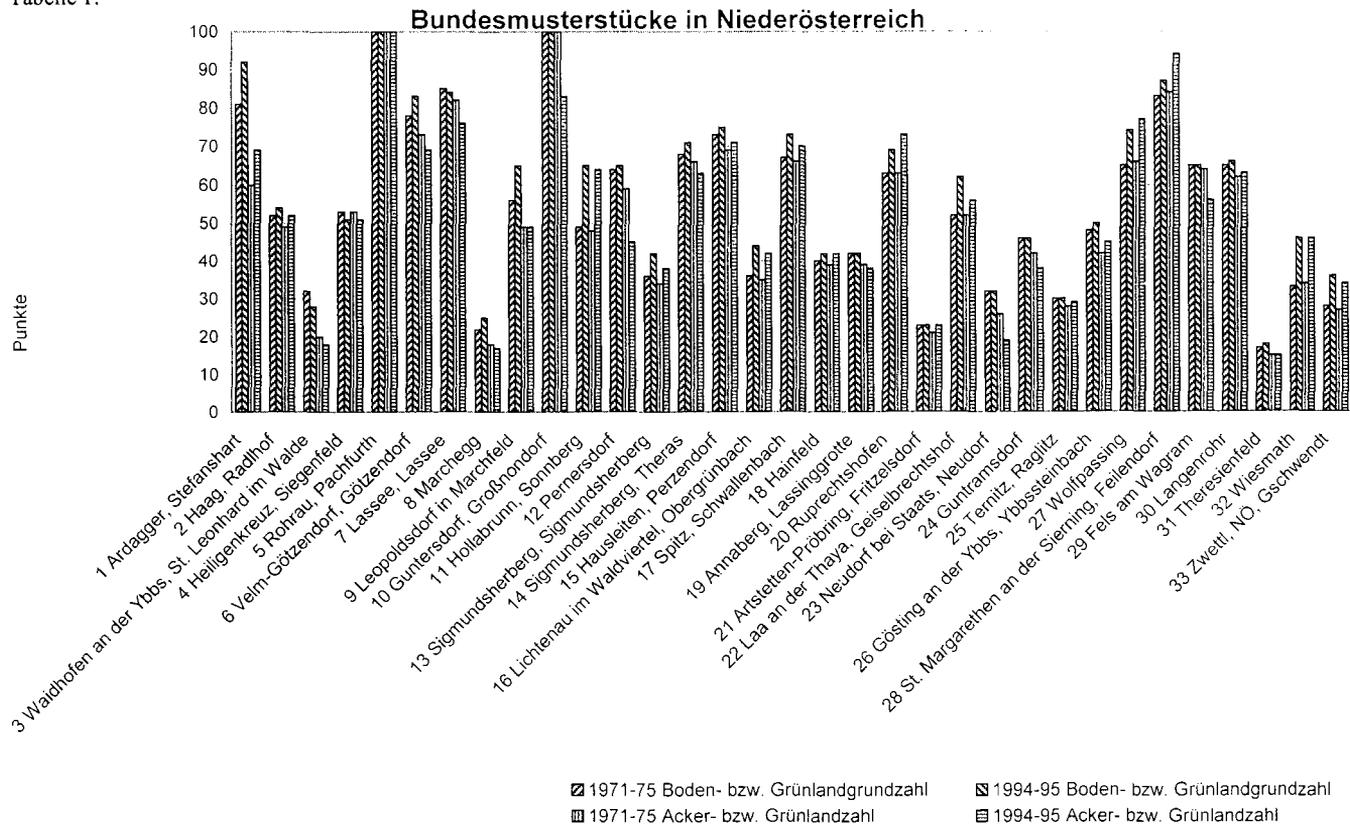
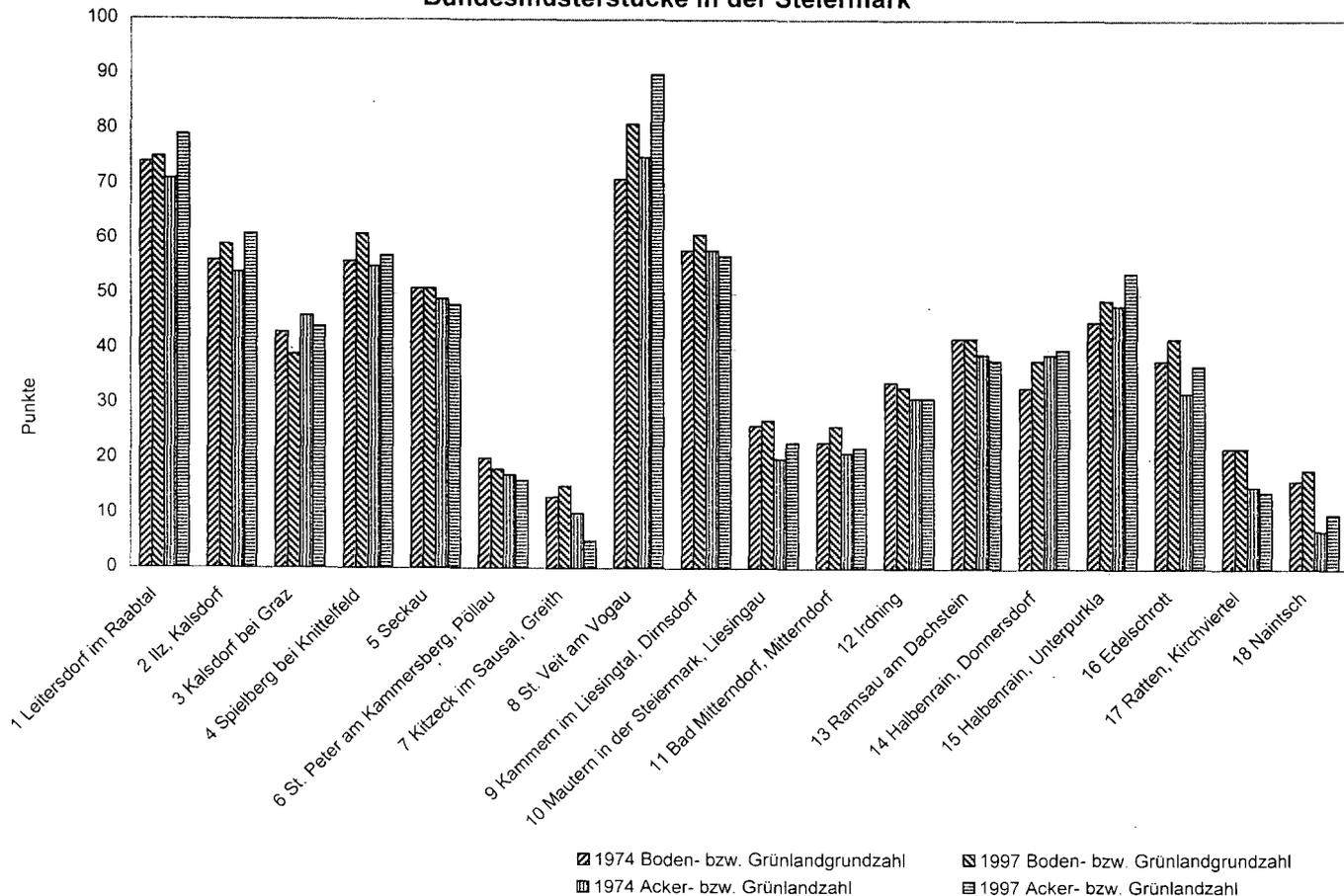


Tabelle 2:

### Bundesmusterstücke in der Steiermark



Als Zusammenfassung des hier Gezeigten und Gesagten wurde als Tabelle 3 eine einfache zahlenmäßige Auswertung erstellt. Wir erkennen, daß in Niederösterreich im Vergleich der beiden Erhebungstermine 63 % bzw. 21 % fast gleichgeblieben, 12 % bzw. 9 % eine positive Differenz von 2 bis 3 Punkten und jeweils 40 % eine Differenz von mehr als 3 Punkten aufweisen. Die höchste Zunahme bei den Grundzahlen liegt bei 16, bei den Endzahlen bei 11 Punkten.

In der Steiermark sind die Trends gleichmäßiger: 33 % bzw. 44 % der Standorte sind fast gleichgeblieben, 28 % bzw. 17 % weisen eine positive Differenz von 2 bis 3 Punkten und jeweils 28 % eine solche um mehr als 3 Punkten auf. Die stärkste Zunahme bei den Grundzahlen waren 10 Punkte, bei den Endzahlen sogar 15 Punkte.

Es soll aber nicht verschwiegen werden, daß auch Abnahmen der Bodenfruchtbarkeit bei manchen Standorten konstatiert werden mußten, so in Niederösterreich bezüglich der Grundzahlen bei 12 % und bei den Endzahlen bei 30 %, in der Steiermark bei den Grund- und Endzahlen jeweils 11 %; diese Hinweise beziehen sich auf Abnahmen um 2 oder mehr Punkte.

Was sind nun die Ursachen für diesen erfreulichen Aufwärtstrend von Standorten in Niederösterreich und in der Steiermark?

Zunächst eine Verbesserung der Bodenbewirtschaftung, so in den Bereichen Anbau, Düngung und Ernte, ferner Meliorierungsmaßnahmen, verbessertes Saatgut, gezielte Düngung und Vertiefung der Pflugfurche infolge stärkerer Traktore. Es ist dies auch eine Folge der verbesserten Ausbildung der Landwirte, eines höheren Standards der Landwirtschaft in Österreich.

Wäre dies nicht der Fall, müßten alle landwirtschaftliche Ausbildungs-, Beratungs-, Forschungs- und Förderungseinrichtungen ob ihrer Effizienz und damit Sinnhaftigkeit in Frage gestellt werden. Betrachten wir deshalb mit Freude und Optimismus und nicht mit Kritik diese Zuwächse, die wir dank der oben zitierten Aktivitäten sowie durch den Fleiß der Landwirte registrieren können.

Tabelle 3:

Zahlenmäßige Auswertung der Ergebnisse der 2. Überprüfung  
(1971/74 : 1994/95) der Bundesmusterstücke  
in Niederösterreich und in der Steiermark

	Niederösterreich		Steiermark	
	Grundzahlen	Endzahlen	Grundzahlen	Endzahlen
± gleichgeblieben				
(± 1 Punkt Differenz)	12 (36 %)	7 (21 %)	6 (33 %)	8 (44 %)
2 – 3 Punkte +Differenz	4 (12 %)	3 ( 9 %)	5 (28 %)	3 (17 %)
mehr als 3 Punkte +Differenz	13 (40 %)	13 (40 %)	5 (28 %)	5 (28 %)
mehr als 2 Punkte –Differenz	4 (12 %)	10 (30 %)	2 (11 %)	2 (11 %)
Grundgesamtheit	33 = 100 %	33 = 100 %	18 = 100 %	18 = 100 %

Literatur

WIENER ZEITUNG (1997): Kundmachung der Ergebnisse der Schätzung von Bundesmusterstücken, 1. Teilkundmachung, Amtsblatt, Nr. 281, 4, 12, 1997, Wien.

## **Dient die langfristige Anreicherung von organischer Bodensubstanz der Stoffentlastung benachbarter Umweltkompartimente ?**

R. Nieder

### **Einleitung**

Seit vielen Jahrzehnten werden in der Landwirtschaft Deutschlands durch Düngung und atmosphärische Einträge dem Boden wesentlich höhere Nährstoffmengen zugeführt als mit den Ernteprodukten abgefahren (Tab. 1 a). Die Höhe der Nährstoffüberhänge ist hierbei eng an den jeweiligen Betriebstyp gekoppelt (Tab. 1 b). In den meisten landwirtschaftlich genutzten Böden wurde so eine langfristige Nährstoffanreicherung betrieben. Durch die in den Alten Bundesländern durchgeführte Krümmenvertiefung und anschließende Neubildung von organischer Bodensubstanz wurde diese Anreicherung forciert. Die vorliegenden Untersuchungen sollen am Beispiel des Kohlenstoffs und des Stickstoffs zeigen, inwieweit dieser Prozess während der letzten 3 Jahrzehnte zur Entlastung benachbarter Umweltkompartimente beigetragen hat.

### **Material und Methoden**

#### *Untersuchungsgebiet und Probenahmestandorte*

Bei den Untersuchungen wurden 120 Schläge aus 16 Betrieben im südlichen Niedersachsen berücksichtigt. Hierbei handelt es sich um 14 Marktfruchtbetriebe mit Lössböden (n=105) sowie um 2 Veredelungsbetriebe mit sandigen Böden (n=15). Die Krümmen wurden in 36% der untersuchten Betriebe Ende der 60er Jahre, in weiteren 46% in der 1. Hälfte der 70er Jahre und in den restlichen 18% zu Beginn der 80er Jahre von ca. 25 auf 35 cm vertieft.

#### *Probenahme und Analytik*

In den Sommermonaten (Juni bis August) 1983 und 1998 (in den Lössbetrieben auch 1989) wurden pro Schlag je 2 Mischproben (etwa 35 cm  $A_p$ - und 5 cm Unterbodenmaterial) aus 16 Einstichen mit dem Pürckhauer-Bohrstock bis 40 cm Tiefe gewonnen. Älteres Datenmaterial (C- und N-Gehalte vor 1983) wurde von einem kommerziellen Bodenuntersuchungsinstitut (Koldingen) zur Verfügung gestellt. Auf jedem Schlag wurde zu jedem Probenahmetermin die mittlere  $A_p$ -Horizontmächtigkeit ermittelt. Die Verfahren zur  $C_{org}$ - und Gesamt-N-Bestimmung finden sich bei Nieder (1999) sowie bei Nieder & Richter (1999).

### Ergebnisse

#### *C- und N-Akkumulation in Lössböden*

In den Lössböden (14 Marktfruchtbetriebe) betrug auf der Grundlage von 35 cm Krumentiefe der mittlere C-Vorrat 1970 55,5 t ha<sup>-1</sup> und 1998 65 t ha<sup>-1</sup>. Der mittlere N-Vorrat umfasste 1970 5800 kg ha<sup>-1</sup> und 1998 6500 kg ha<sup>-1</sup> (Abb. 1). Die mittlere jährliche Anreicherung betrug danach für Kohlenstoff 340 kg ha<sup>-1</sup> und für Stickstoff 25 kg ha<sup>-1</sup>.

#### *C- und N-Akkumulation in Sandböden*

In den Sandböden (2 Veredelungsbetriebe) haben während der letzten 28 Jahre die Kohlenstoffvorräte in Betrieb 15 um 21 t ha<sup>-1</sup> (von 43 auf 64 t ha<sup>-1</sup> 35 cm<sup>-1</sup>) und in Betrieb 16 um 26 t ha<sup>-1</sup> (von 48 auf 74 t ha<sup>-1</sup> 35 cm<sup>-1</sup>) zugenommen (Abb. 2). Die N-Vorräte sind in Betrieb 15 um 1550 kg ha<sup>-1</sup> (von 4750 auf 6300 kg ha<sup>-1</sup> 35 cm<sup>-1</sup>) und in Betrieb 16 um 2350 kg ha<sup>-1</sup> (von 4650 auf 7000 kg ha<sup>-1</sup> 35 cm<sup>-1</sup>) angestiegen. Auf ein Jahr umgerechnet ergibt sich im Mittel dieser Betriebe eine Anreicherung von ca. 1 t C ha<sup>-1</sup> und von nahezu 80 kg N ha<sup>-1</sup>.

### Schlussfolgerungen

Im Vergleich zu den aus zahlreichen Quellen stammenden CO<sub>2</sub>-Emissionen von der Gesamtfläche der Alten Bundesländer erscheinen die in Ackerböden angereicherten C-Mengen relativ gering (Tab. 2). Die langfristige Akkumulation des Stickstoffs hat aber zur Pufferung eines hohen Anteils des N-Überhanges der Landwirtschaft geführt.

Da die Wirkungsdauer der Krumenvertiefung nach bisherigen Kenntnissen auf ca. 25 Jahre begrenzt ist (Nieder, 1999), wird sich das Problem der Freisetzung reaktiver C-, N-, S- und P-Verbindungen und anderer (organischer/anorganischer) Umweltchemikalien etwa ab dem Jahr 2000 verschärfen, falls die Düngung nicht unverzüglich an die Nährstoffabfuhr angepasst wird. Von den speicherfähigen Böden wird ohne Reduzierung der Düngerüberschüsse eine weitere Belastung der Atmosphäre ausgehen, während die zusätzlichen Emissionen aus leichten Böden vorrangig die Hydrosphäre betreffen werden.

### Literatur

- Bach, M., H.G. Frede & G. Lang (1997): Entwicklung der Stickstoff-, Phosphor- und Kalium-Bilanz in der Bundesrepublik Deutschland. (Studie im Auftrag des Bundesarbeitskreises Düngung, Frankfurt a.M.). Gesellsch. f. Boden- und Gewässerschutz e.V., Wettenberg, 77 S.
- Bach, M. & H.G. Frede (1998): Agricultural nitrogen, phosphorus and potassium balances in Germany - Methodology and trends 1970 to 1995. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 161, 385-393
- Nieder, R. (1999): Nährstoffanreicherung in Ackerkrumen vor dem Hintergrund des Boden-, Klima- und Gewässerschutzes. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung, im Druck
- Nieder, R. & J. Richter (1999): Long term C and N transformations in arable soils of NW Germany - Developments 1970 to 1998. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., eingereicht

**Tab. 1:** a) Nährstoff-Überhänge in der Landwirtschaft der BRD in den 70er, 80er und 90er Jahren (jeweils Mittelwert  $\pm$  Standardabweichung); b) Hoftor-Bilanzen für drei Betriebstypen, Wirtschaftsjahr 1995/96 (Bach et al., 1997; Bach & Frede, 1998)

Nährstoff-Überschuss (kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )						
		Stickstoff		Phosphor		Kalium
gegliedert nach:	ABL	ABL+NBL	ABL	ABL+NBL	ABL	ABL+NBL
<b>a) Zeitraum</b>						
1970-1979	125 $\pm$ 13		34 $\pm$ 2		77 $\pm$ 4	
1980-1989	141 $\pm$ 20		32 $\pm$ 3		73 $\pm$ 8	
1990-1995	139 $\pm$ 17	111 $\pm$ 3	19 $\pm$ 3	13 $\pm$ 2	45 $\pm$ 8	33 $\pm$ 3
<b>b) Betriebstypen (1995/96)</b>						
Marktfrucht		19		-9		-3
Futterbau		107		5		32
Veredelung		166		21		68
ABL:	Alte Bundesländer		NBL:	Neue Bundesländer		

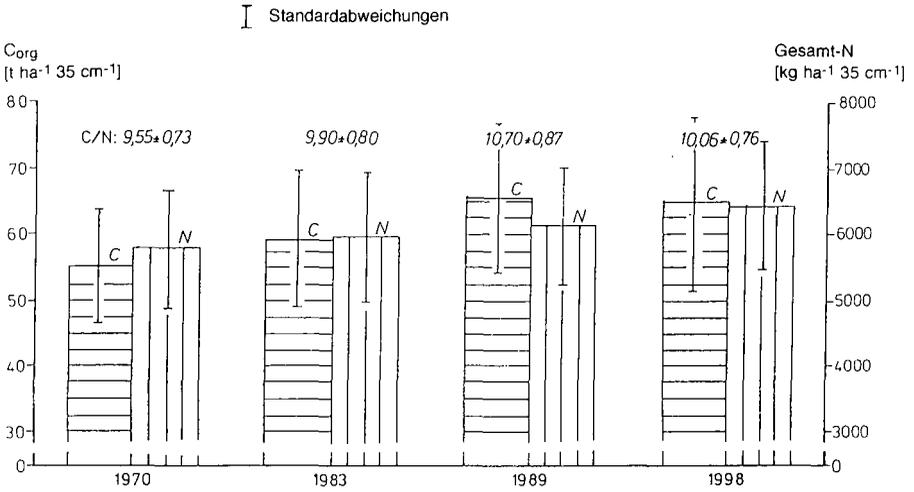
**Tab. 2:** Grobe Abschätzung der gesamten mittleren CO<sub>2</sub>-C-Emission, des mittleren N-Überhanges der Landwirtschaft sowie der langfristigen C- und N-Akkumulation in Ackerböden (Alte Bundesländer von 1970-1998)

	kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> (1970-1998)	Bezug
CO <sub>2</sub> -C-Emission	ca. 7700	GF
C-Akkumulation	340-1000	AF
N-Überhang	ca. 140	LF
N-Akkumulation	25-80	AF

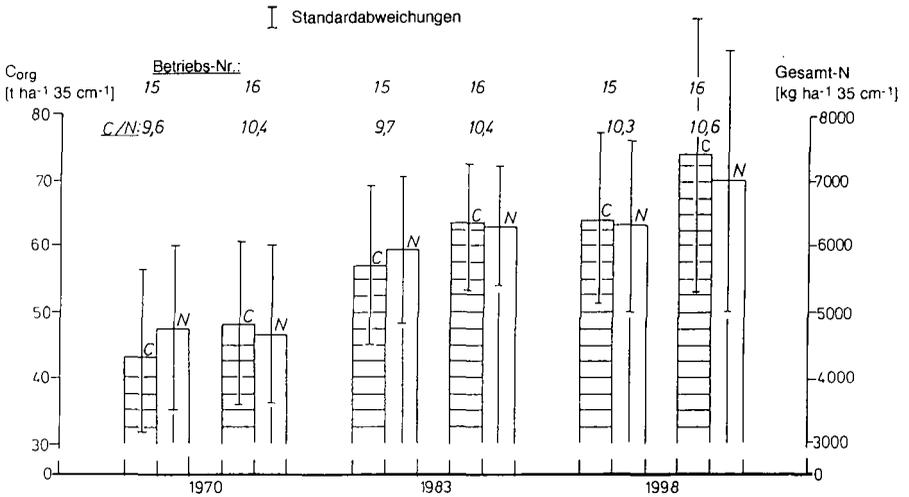
GF: Gesamtfläche (24,8 Mio. ha)

LF: Landwirtschaftlich genutzte Fläche (12,5 Mio. ha)

AF: Ackerfläche (7,5 Mio. ha)



**Abb. 1:** Mittlere  $C_{org}$ - und Gesamt-N-Vorräte (0-35 cm) sowie C/N-Verhältnisse 1970, 1983, 1989 und 1998 in Lössböden ( $n=105$ ) von Marktfrochttbetrieben ( $n=14$ ) des Untersuchungsgebietes



**Abb. 2:** Mittlere  $C_{org}$ - und Gesamt-N-Vorräte (0-35 cm) sowie C/N-Verhältnisse 1970, 1983, 1989 und 1998 in sandigen Böden ( $n=15$ ) von Veredelungsbetrieben ( $n=2$ ) des Untersuchungsgebietes

## **Eine einfache Methode zur Messung der Ammoniak-Volatilisation in situ - Vergleichsmessungen in Henan, V.R. China**

**A. Pacholski<sup>1</sup>, G.X. Cai<sup>2</sup>, X.H. Fan<sup>2</sup>, M. Roelcke<sup>1</sup>, D. Chen<sup>3</sup> und J. Richter<sup>1</sup>**

### **1. Einleitung**

Ammoniak wird in Westeuropa zu 92% aus der Landwirtschaft, dabei zu 74 % aus der Viehhaltung und zu 12 % aus Mineraldüngern, freigesetzt. Im Mittel werden 10% des ausgebrachten Mineraldünger-N als Ammoniak volatilisiert (Ferm, 1998). In warmen oder semiariden Regionen, die häufig Böden mit hohen pH-Werten aufweisen, können sehr viel höhere  $\text{NH}_3$ -Verluste bei Mineraldüngung entstehen. In China liegen die gemessenen maximalen Verluste zwischen 30 % und 47 % des ausgebrachten Dünger-N bei Trockenfeld- bzw. Nassreisbau (Cai, 1997).

Seit den siebziger Jahren wurden eine Reihe Verfahren zur in situ Messung der Ammoniak-Verflüchtigung entwickelt, welche aber jeweils verschiedene Nachteile besitzen. Umschließungsverfahren sind einfach im Feld anzuwenden, beeinflussen aber wegen der langen Umschließungszeiten die Umweltbedingungen und damit den Prozeß der Ammoniak-Volatilisation. Mikrometeorologische Methoden (Denmead, 1983) ermöglichen präzise, störungsfreie Messungen, erfordern aber einen hohen Laboraufwand und eine großräumige Kontrolle der Versuchsbedingungen. Dies ist aber ein großes Problem vor allem in Entwicklungs- oder auch in Schwellenländern wie z.B. der Volksrepublik China. In China, welches mit 25% des weltweit ausgebrachten Stickstoffmineraldüngers der größte Stickstoffverbraucher der Welt ist (Cai, 1999), ist daher nur wenig über die Ammoniakverluste aus den verschiedenen Agrarökosystemen bekannt. Die Glockenmethode kann unabhängig von der Verfügbarkeit von Stromversorgung oder Laborausrüstung angewendet werden. Somit kann ihre Verwendung ein erster Schritt im Monitoring von Ammoniak-N-Verlusten in den oben genannten Ländern sein.

### **2. Fragestellung**

Eine einfache dynamische Kammermethode („Glockenmethode“, Richter, 1972; Roelcke, 1994) zur in situ Messung der Ammoniak-Volatilisation soll im Vergleich zu einer mikrometeorologischen Massenbilanzmethode („Passive Ammonia Sampler Method“, Leuning et al. 1985) kalibriert werden. Dabei wurden die Ammoniakverluste nach Harnstoff-Düngung von Mais und Winterweizen in einem alkalischen Boden in China und deren Beziehung zu verschiedenen Düngerausbringungsverfahren bestimmt. Der Einfluss von Umweltfaktoren auf den Prozess der Ammoniak-Volatilisation wurde ebenfalls untersucht.

### **3. Material und Methoden**

#### **3.1 Untersuchungsgebiet**

Das Untersuchungsgebiet liegt im Dorfe Pandian (35°1'N, 114°4'O), Kreis Fengqiu, Provinz Henan,

<sup>1</sup> Institut für Geographie und Geoökologie, Technische Universität Carolo-Wilhelmina, Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig

<sup>2</sup> Institute of Soil Science, Academia Sinica, Beijing East Road 71, 210008 Nanjing, P.R. China

<sup>3</sup> Institute of Land and Food Resources, The University of Melbourne, Parkville Victoria 3052, Australia

China, mit einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von 605 mm. In diesem Gebiet besteht eine Doppelfruchtfolge Winterweizen - Körnermais (Sojabohnen, Erdnüsse). Der Oberboden (0 - 0.2 m Tiefe) ist ein alluvialer alkalischer sandiger Lehm mit einem pH(H<sub>2</sub>O) von 8.8.

### 3.2 Versuche

In den Jahren 1998 und 1999 wurden insgesamt vier Feldversuche durchgeführt (Tab.1). Harnstoff wurde nach unterschiedlichen in China üblichen Methoden ausgebracht und der darauf folgende Ammoniakverlust bestimmt.

### 3.3 Messung der Ammoniak-Volatilisation

In allen Experimenten wurde Harnstoff in kreisförmigen Probeflächen mit einem Radius von 12.5 m ausgebracht, welche von ungedüngten Flächen weiträumig umgeben waren. Innerhalb der Probeflächen befanden sich je zwei Versuchsparzellen [4 m<sup>2</sup>] für die Messungen mit der Glockenmethode. Es wurden drei Methoden verglichen:

**a. Glockenmethode** (Richter, 1972; Roelcke, 1994): Vier konische Glocken mit einer Gesamtfläche von 415 cm<sup>2</sup> werden auf den Boden gesetzt. Mit einer Handpumpe wird Umgebungsluft durch die Glocken gesaugt und dabei mit NH<sub>3</sub> angereichert, welches aus dem Boden volatilisiert. Diese Luft wird durch ein Prüfföhrchen geleitet (Drägerwerk AG, Lübeck), welches die Ammoniak-Konzentration durch eine Farbreaktion unmittelbar anzeigt. Die Glockenmethode wurde bereits erfolgreich zur Messung der CO<sub>2</sub>-Entwicklung in Böden angewandt (Richter, 1972). Roelcke (1994) setzte sie auch zur Messung der Ammoniak-Verflüchtigung in carbonatreichen chinesischen Lössböden ein. Die Messungen erfassten gut die zeitlichen Verläufe der Ammoniak-Volatilisation, unterschätzen aber die absolute Menge des entgasten Ammoniaks im Vergleich zu parallel ausgeführten Laborexperimenten.

**b. Ammonia-Sampler-Methode** (Integrated Horizontal Flux Method, Leuning et al., 1985): Vertikale Flußdichten von Ammoniak werden durch die Messung horizontaler Ammoniakflüsse mit Passivsamplern in den Höhen 0.4, 0.8, 1.2, 1.6 und 2 m über der Bodenoberfläche bestimmt.

**c. Ammonia-Tube-Methode** (Schjørring et al. 1992): wie b. ein vereinfachtes mikrometeorologisches Massenbilanzverfahren mit Passivsamplern. Zur Kalibrierung der Glockenmethode wurden jedoch in erster Linie Messungen der Ammonia-Sampler-Methode (b.) verwendet.

### 3.4 Andere Variablen

Die Wassergehalte, pH(H<sub>2</sub>O)-Werte und mineralischer Stickstoff (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) an der Bodenoberfläche (0 - 3 mm) wurden täglich bestimmt. Windgeschwindigkeiten (0.2 und 2 m Höhe), sowie Boden- (- 5 cm) und Lufttemperatur (1 m) wurden mit Dataloggern kontinuierlich aufgezeichnet.

Der Ammoniakpartialdruck an der Bodenoberfläche wurde unter Verwendung der entsprechenden Bodentemperatur- und pH-Werte sowie der Ammonium-N-Gehalte berechnet (Freny and Simpson, 1983).

Tab. 1 Feldexperimente in Fengqiu, V.R.China, 1998 und 1999

Experiment	Düngermenge [kg N/ha]	Methode der Düngung	Kumulative Ammoniakverluste [% des ausgebrachten N]		
			Ammonia- Sampler-Methode	Glocken- Methode	Ammonia- Tube- Methode
			<i>Harnstoff</i>		
Mais Juni 1998	75	oberflächlich	47	1,6	61
Mais Juli 1998	200	oberflächlich	51	7,8	
Weizen Oktober 1998	120	oberflächlich	20	0,8	18
		Tiefenablage	2,3	0,15	
Weizen März 1999	100	oberflächlich	15	1,1	
		Düngung gefolgt von Bewässerung	0	0,1	

## 4. Ergebnisse und Diskussion

### 4.1 Beispiel: Weizenexperiment März 1999, Oberflächenausbringung

Durch die Glockenmethode und die Ammonia-Sampler-Methode wurden sehr ähnliche Verläufe der Ammoniakflüsse ermittelt. Die höchsten Flussdichten wurden in den Tagen 4-8 gemessen (Abb.1, 2). Wegen der geringen Luftaustauschrate in den Glocken wurden die Ammoniakflüsse im Vergleich zur Ammonia-Sampler-Methode zu Zeiten mit hohen Windgeschwindigkeiten relativ stärker unterschätzt als zu Zeiten geringer Windgeschwindigkeiten (Abb.1, 2 und 3). Das Produkt von mit der Glockenmethode gemessenen Ammoniakflüssen und der Windgeschwindigkeit war mit den Ergebnissen der Ammonia-Sampler-Methode signifikant positiv korreliert (Abb.4). Ein Erklärungsansatz dafür kann die positive lineare Korrelation der durch die Glockenmethode ermittelten Ammoniakflüsse mit den berechneten Ammoniakpartialdrücken an der Bodenoberfläche sein (Abb.5).

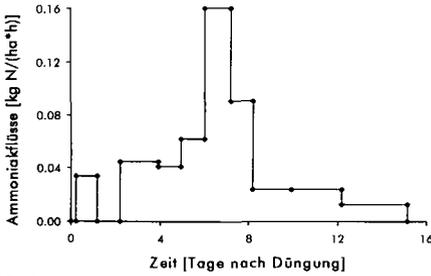


Abb. 1

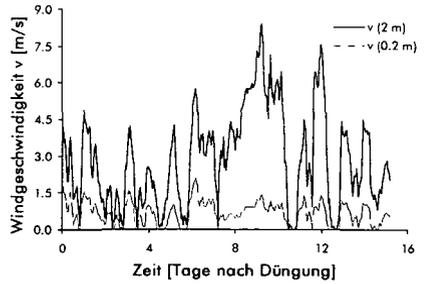


Abb. 3

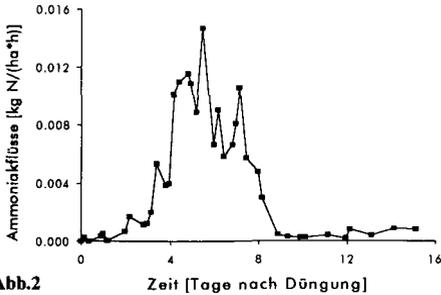


Abb.2

Abb.1 Mit der Ammonia-Sampler-Methode gemessene Ammoniakflüsse, Weizen März 1999, Oberflächenausbringung

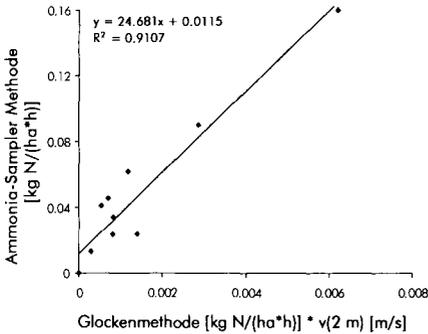
Abb. 2 Mit der Glockenmethode gemessene Ammoniakflüsse, Weizen März 1999, Oberflächenausbringung

Abb.3 Stündliche Mittelwerte der Windgeschwindigkeit (2 m und 0.2 m), Weizen März 1999, Oberflächenausbringung

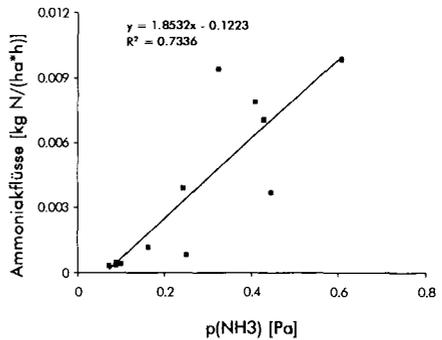
### 4.2 Die Experimente im Überblick

In allen Experimenten (siehe Tab.1) wurden bei Verwendung der Glockenmethode ungefähr eine Größenordnung geringere kumulative Verluste durch Ammoniak-Volatilisation ermittelt als bei Verwendung der Ammonia-Sampler- bzw. Ammonia-Tube-Methode (Ausnahme März 1999, Tiefenablage). Aber die durch die Glocken- und Ammonia-Sampler-Methode gemessenen Verläufe der Ammoniak-Volatilisation waren sehr ähnlich und positiv korreliert. Die relativen Unterschiede zwischen den mit den unterschiedlichen Methoden ermittelten kumulativen Ammoniakverlusten waren nicht konstant. Ihr jeweiliges Verhältnis kann sich entsprechend der Ausprägung der Umweltbedingungen, v.a. Windgeschwindigkeit, und der unterschiedlichen Düngungsverfahren verändern.

Viel höhere Ammoniakverluste erfolgten nach der Harnstoff-Düngung von Mais (Sommer, bis 50% des Dünger-N) als nach der Düngung von Winterweizen (Herbst/Frühjahr, bis 20 % des Dünger-N). Durch die Tiefenablage des Düngers oder Bewässerung nach Düngerausbringung konnten die Ammoniakverluste im Vergleich zur oberflächlichen Ausbringung stark verringert werden.



**Abb. 4: Vergleich der mit der Glockenmethode und der Ammonia-Sampler-Methode gemessenen Ammoniakflüsse, Werte der Glockenmethode \* Windgeschwindigkeit (in 2 m Höhe)**



**Abb. 5: Beziehung zwischen mit der Glockenmethode gemessenen Ammoniakflüssen und berechneten Ammoniakpartialdrücken an der Bodenoberfläche**

## 5. Schlußfolgerungen

Die mit der Glockenmethode gemessenen Ammoniakflüsse waren ungefähr eine Größenordnung geringer als die Flüsse, die mit der Ammonia-Sampler- oder Ammonia-Tube-Methode bestimmt wurden. Im allgemeinen waren die mit der Glockenmethode und der Ammonia-Sampler-Methode bestimmten zeitlichen Verläufe der Ammoniak-Volatilisation sehr ähnlich. Das Produkt der mit der Glockenmethode gemessenen Ammoniakflüsse und der entsprechenden Windgeschwindigkeiten war signifikant positiv mit den Ergebnissen der Ammonia-Sampler-Methode korreliert. Eine mögliche Erklärung für die Unterschiede zwischen den Verläufen der mit den beiden Methoden gemessenen Ammoniakflüsse ist der unterschiedliche Einfluß der Windgeschwindigkeit und anderer Umweltfaktoren auf die jeweiligen Messungen. Der grosse Einfluss der Windgeschwindigkeit auf die Messergebnisse der Glockenmethode läßt sich daran erkennen, daß die Messergebnisse der Glockenmethode positiv mit dem berechneten Ammoniakpartialdruck an der Bodenoberfläche korreliert waren. Es konnte bisher kein einfacher Skalierungsfaktor zur Kalibrierung der Glockenmethode ermittelt werden. Trotzdem zeigt die Ähnlichkeit der mit den beiden Methoden gemessenen zeitlichen Verläufe der Ammoniakflüsse, dass eine erfolgreiche Kalibrierung der Glockenmethode unter Berücksichtigung von Umweltfaktoren, v.a. der Windgeschwindigkeit, sehr aussichtsreich ist. Diese Frage wird in Zukunft verstärkt geprüft werden.

## 6. Literatur:

- CAI, G.X. (1997): Ammonia Volatilization. In: ZHU et al.(eds.): Nitrogen in Soils of China. Kluwer Academic press, pp. 193 - 213
- CAI, G.X. (1999): mdl. Mitteilung
- DENMEAD, O.T. (1983): Micrometeorological methods for measuring gaseous losses of nitrogen in the field. In: FRENEY, J.R. and SIMPSON, J. R. (eds.): Gaseous loss from Plant-Soil Systems. Martinus Nijhoff/Dr. W Junk, The Hague, pp. 133 - 157
- FERM, M., (1998): Atmospheric ammonia and ammonium transport in Europe and critical loads: a review. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 51: 5 - 17
- FRENEY, J.R. and SIMPSON, J.R. (1983): Gaseous Loss of Nitrogen from Plant-Soil Systems. Developments in Plant and Soil Science, 9: 1 - 32
- LEUNING, R., FRENEY, J.R., DENMEAD, O.T. and SIMPSON, J.R. (1985): A sampler for measuring horizontal ammonia flux. Atmos. Environ., 19: 1583 - 1592
- RICHTER, J. (1972): Zur Methodik des Bodengashaushaltes: I. Ökologisches Modell, II. Ergebnisse und Diskussion. Z. Pflanzenern. Bodenkde. 132: 208 - 239
- ROELCKE, M. (1994): Die Ammoniak-Volatilisation nach Ausbringung von Mineraldüngerstickstoff in carbonatreichen chinesischen Ackerböden. Dissertation, Technische Universität Braunschweig
- SCHJØRRING, J.K., SOMMER, S.G. and FERM, M. (1992): A simple passive sampler for measuring ammonia emission in the field. Water Air Soil Pollut., 62: 13 - 24

## **Sind mikrobielle Parameter und die organische Bodensubstanz in landwirtschaftlich genutzten Oberböden Indikatoren für die Bodenfruchtbarkeit?**

**PINGPANK, K., BEYER, L., SIELING, K.**

Tiefe Bodenbearbeitung und hohe Düngung haben starken Einfluß auf den Abbau der organischen Bodensubstanz (OBS). In Schleswig-Holstein wurde in den letzten 20 Jahren in zahlreichen landwirtschaftlich genutzten Böden etwa 30% des ehemals vorhandenen Kohlenstoffs (TOC) mineralisiert. In solchen Böden wurde die mikrobielle Biomasse, Enzymaktivitäten und die OBS Zusammensetzung untersucht. Es sollte festgestellt werden, ob das niedrige TOC-Niveau mikrobielle Parameter, OBS-Qualität und die Ernteerträge und damit die Bodenfruchtbarkeit beeinflusst. Die mikrobielle Biomasse ( $C_{mic}$ ) und Enzymaktivitäten waren niedriger im Vergleich zu Böden mit einem typischen TOC-Niveau. Die Abnahme des  $C_{mic}/TOC$ -Verhältnisses deutet auf ein sehr niedriges ökophysiologisches Niveau der mikrobiellen Aktivität hin. Die OBS-Qualität änderte sich durch das Anreichern von Streustoffen (Nährhumus) in den Böden mit einem niedrigen TOC-Niveau. Die momentane Bewirtschaftung erlaubt nicht den Erhalt eines wünschenswerten Huminstoffanteils (Dauerhumus). Es wurde aber keine signifikante Abnahme der Getreideerträge nachgewiesen. Insgesamt läßt sich aus den Ergebnissen ableiten, daß im konventionellem Landbau die mikrobiellen Parameter, der Humusgehalt und die Qualität der organischen Bodensubstanz keine Indikatoren für die Bodenfruchtbarkeit sind! Dies gilt vor allem für Böden mit sehr hoher Düngung und ohne Zwischen- bzw. Futterfruchtanbau sowie ohne organische Düngung.

### **Ausführliche Literatur**

- Beyer, L. & K. Sieling. 1998. Arch. Acker- Pfl. Boden 43, 27-43.  
Beyer, L., Sieling, K. & K. Pingpank. 1999. Biology and Fertility of Soils 28, 156-161.  
Beyer, L., Sieling, K. & K. Pingpank. 1999. Microbial biomass, enzyme activity and soil organic matter composition in arable top soil layers with a low humus level. In Swift, R. *et al.* (eds.) Proceedings 9<sup>th</sup> International Meeting of the IHSS, Adelaide, Australia (in press).

---

Eine Arbeit im SFB 192 der Agrar- und Ernährungswissenschaftliche Fakultät, Universität Kiel, Olshausenstraße 40, D-24098 Kiel, Postadresse: Prof. Dr. Ing. Lothar Beyer, Fa. Groth & Co, Feldmannstraße 1, D-25524 Itzehoe, Phone: 04821-80230, Fax: 04821-80244, Email: groth-itzehoe@t-online.de

# Einfluß von Oberbodenaustrocknung und Kalkung auf Wachstum und Umsatz von Fichtenfeinwurzeln

Raspe, S.<sup>1,2</sup>; Feger, K.H.<sup>1,3</sup>; Armbruster, M.<sup>1,4</sup>, Lorenz, K.<sup>1,3</sup>

## Einleitung

Die Feinwurzeln der Waldbäume sind in ihrer Biomasseverteilung und Aktivität in hohem Maße abhängig vom chemischen Bodenzustand sowie der Bodenfeuchtedynamik (vgl. RASPE, 1992). Diese Interaktionen bestimmen letztlich Ernährungszustand, Wachstum und Vitalität der Bestände.

In Rahmen der 10jährigen Stoffhaushaltsuntersuchungen auf dem ARINUS-Standort Schluchsee im südlichen Hochschwarzwald (RASPE *et al.*, 1998) wurde ein Erklärungsmodell für das Auftreten akuter Mg-Mangelsymptome in den Hochlagen der Mittelgebirge erarbeitet (GÜLPEN, 1998; RASPE und FEGER, 1998; ZÖTTL, 1998). Danach spielt das Witterungsextrem „frühsommerliche Austrocknung des Oberbodens“ eine Schlüsselrolle im Hinblick auf eine Hemmung des Feinwurzelwachstums und Störung des Mg-Kreislaufs (RASPE und FEGER, 1997).

Aus diesem Erklärungsmodell ergeben sich folgende Hypothesen zum Feinwurzelwachstum der Fichtenbestände:

1. Eine frühsommerliche Trockenheit führt zu einer Hemmung des Feinwurzelwachstums in der organische Auflage, so daß die Mg-Aufnahme gestört wird.
2. Eine in der forstlichen Praxis vielfach durchgeführte Bodenschutzkalkung mit dolomitischem Kalk führt über eine Erhöhung des Mg-Angebots in der organischen Auflage zu einer weiteren Verflachung des Wurzelsystems der Fichte.
3. Aus der Kombination der Hypothesen 1 und 2 würde sich dann eine erhöhte Empfindlichkeit des Feinwurzelsystems der Fichten auf gekalkten Standorten ergeben.

## Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden am ARINUS-Standort Schluchsee (vgl. RASPE *et al.*, 1998) auf der unbehandelten Kontrollfläche und einer praxisüblich mit 4 t ha<sup>-1</sup> Dolomitkalk behandelt Kalkungsfläche durchgeführt. Um die Hypothese zur frühsommerlichen Trockenheit zu überprüfen, wurden entsprechende Witterungsereignisse für 2 Jahre durch die Errichtung kleiner Trockendächer auf beiden Versuchsflächen simuliert (vgl. FINK *et al.*, 1999). Die Auswirkungen auf das Feinwurzelwachstum wurden mittels der Einwuchskern-Methode (ingrowth core) untersucht. Hierzu wurden im April 1997 vor der ersten Austrocknungsperiode neben und unter den Trockendächern jeweils 20 Einwuchskerne (Ø 8 cm, Tiefe 20 cm) mit wurzelfreiem Standortboden eingebaut. Nach einer Vegetationsperiode mit experimenteller Austrocknung des Oberbodens (Fernhaltung des Niederschlags während der ersten 10 Wochen der Vegetationsperiode) wurde die Hälfte der Einwuchskerne im November 1997 wieder aus dem Boden entnommen und die eingewachsene Feinwurzelmasse

---

<sup>1</sup> Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.Br.

<sup>2</sup> *jetzt*: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Am Hochanger 11, 85354 Freising

<sup>3</sup> *jetzt*: Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, 70599 Stuttgart

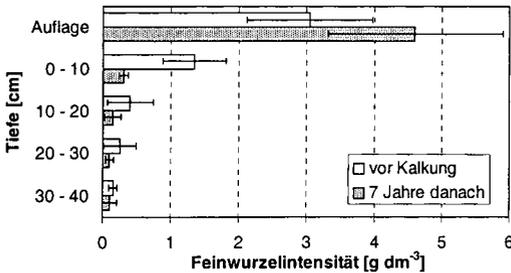
<sup>4</sup> *jetzt*: Lehrstuhl für Bodenökologie, BITÖK, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

in 5-cm-Tiefenstufen bestimmt. Gleichzeitig wurden auf jeder Fläche 10 neue Einwuchskerne eingebaut. Nach einer weiteren Vegetationsperiode wurden im Mai 1999 alle Proben eingesammelt und wie zuvor beschrieben behandelt. Somit stehen zwei „kurze“ und eine „lange“ Beobachtungsphase zur Auswertung zur Verfügung.

Die Auswirkungen der Kalkungsmaßnahmen auf das Feinwurzelsystem wurde zusätzlich mittels Bohrermethode (vgl. RASPE, 1992) untersucht. Hierzu wurden vor sowie 2, 5 und 7 Jahre nach der Kalkung auf der Versuchsfläche an 6 Stellen jeweils 4 Bohrkerne ( $\varnothing$  8 cm) aus der organischen Auflage und dem Mineralboden in 10 cm Tiefenstufen gewonnen und die darin enthaltene Feinwurzelsbiomasse bestimmt.

### Ergebnisse und Diskussion

In Abb. 1 ist die Feinwurzelverteilung vor und nach der dolomitischen Kalkung dargestellt. 7 Jahre nach der Kalkausbringung ist in der organischen Auflage eine deutliche Zunahme und im oberen Mineralboden eine signifikante Abnahme der Feinwurzelsbiomasse zu erkennen. Auch im tieferen Mineralboden deutet sich ein Rückgang der Feinwurzelintensität an. Diese Befunde entsprechen der Hypothese 2, wonach es nach der dolomitischen Kalkung zu einer weiteren Verflachung der Feinwurzelsystems kommen kann.

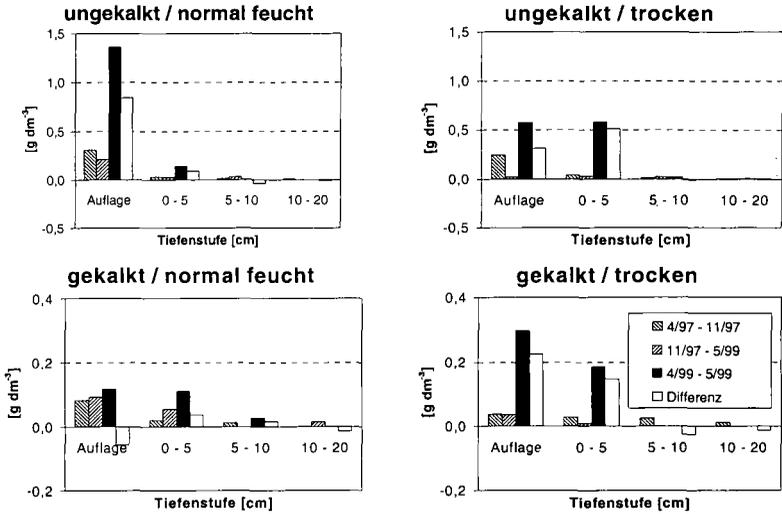


**Abb. 1:** Feinwurzelverteilung vor und 7 Jahre nach der Ausbringung von 4 t/ha dolomitischen Kalk am Standort Schluchsee. Die Streubalken geben die Standardabweichung an.

nach einer Vegetationsperiode eingewachsene Feinwurzelsmasse aus der gebildeten abzüglich der abgestorbenen und zersetzten Feinwurzelsmasse zusammensetzt, ergibt sich somit für den Gesamtzeitraum ein zusätzliches „sekundäres“ Wachstum der Feinwurzeln. Dies beträgt in der Auflage ca. 55 – 77 % sowie in 0 – 5 cm Tiefe ca. 50 % in den normal berechneten Varianten und auf den Trockenparzellen 85 % der im Gesamtzeitraum eingewachsenen Feinwurzelsmasse (Tab.1). Nur in der organischen Auflage der gekalkten und normal berechneten Fläche war im Gesamtzeitraum eine um ca. 25 % geringere Feinwurzelsmasse gegenüber den Einzelzeiträumen festzustellen. Dies entspricht auch etwa der für einen 2-Jahreszeitraum für diese Fläche festgestellten Abbauraten der Feinwurzelsstreu (RASPE und FEGGER, 1997).

Das mittlere Feinwurzelswachstum der 4 Varianten ist in Abb. 3 dargestellt. Auf der ungekalkten Fläche ist infolge der experimentell erzeugten frühsummerlichen Trockenheit eine Reduktion des Feinwurzelswachstums in der organischen Auflage und eine Erhöhung im obersten Mineralboden zu erkennen. Insgesamt ging das Feinwurzelswachstum jedoch von 250 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> auf 160 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> zurück. Dies bestätigt die in der ersten Hypothese formulierte Hemmung des Feinwurzelswachstums des Fichtenbestandes in Schluchsee als Folge einer frühsummerlichen Austrocknung des

In Abb. 2 sind die Ergebnisse des Einwuchskernversuchs zusammenfassend dargestellt. Nur in den oberen beiden Tiefenstufen wurden größere Feinwurzelmassen in den Einwuchskernen gefunden. Auf den ungekalkten Varianten war die eingewachsene Feinwurzelsmasse generell wesentlich höher als auf den gekalkten Parzellen. Aus der ebenfalls aufgeführten Differenz wird ersichtlich, daß die Summe der in den einzelnen Vegetationsperioden eingewachsenen Masse an Feinwurzeln meist geringer war als in den über den gesamten Beobachtungszeitraum exponierten Einwuchskernen. Unter der Annahme, daß sich die

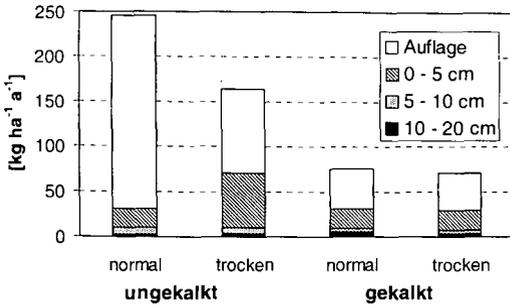


**Abb. 2:** In verschiedenen Perioden gebildete Feinwurzelmasse auf 4 unterschiedlich behandelten Parzellen am Standort Schluchsee Differenz = Unterschied zwischen Gesamtzeitraum (4/97 – 5/99) und Summe der Einzeljahre (4/97 – 11/97 bzw. 11/97 – 5/99).

**Tab. 1:** Mittlerer jährlicher Feinwurzelzuwachs in den Einzelperioden und im Gesamtzeitraum sowie die Differenz zwischen dem Gesamtzeitraum und den Einzelperioden.

Tiefe [cm]	Variante		Zuwachs		Differenz	
	Düngung	Wasserhaushalt	Einzelperiode [kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	Gesamtzeitraum [kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	[kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	[%]
Auflage	unbehandelt	normal	125	393	268	68
		trocken	67	145	78	54
	gekalkt	normal	48	36	-12	-25
		trocken	20	86	66	77
0 - 5	unbehandelt	normal	14	36	22	62
		trocken	18	146	128	88
	gekalkt	normal	19	28	9	33
		trocken	9	46	37	80

Oberbodens. Offensichtlich findet in den anschließenden Wiederbefeuchtungsphasen keine verstärktes Feinwurzelwachstum statt, so daß die Einbußen der Trockenperioden nicht wieder ausgeglichen werden können. Dies steht in Einklang mit Ergebnissen von GÖTTSCHE (1972), der ein ausgesprochenes Frühjahrsmaximum des Feinwurzelwachstums in Fichtenbeständen des Sollings beobachtete.



**Abb. 3:** Mittlerer Feinwurzelszuwachs in verschiedenen Tiefenstufen auf unterschiedlich behandelten Parzellen am Standort Schluchsee.

bewirken. Dadurch wird die Nährstoffaufnahme der Bäume beeinträchtigt, was auf Mg-Mangelstandorten zur akuten Nadelvergilbung Nadeln führt. Durch eine gehemmte Photosynthese und einen verminderten Assimilattransport in die Wurzel ist noch mehrere Jahre nach Auftreten des Witterungsextrems mit einem negativen Einfluß auf das Feinwurzelswachstum zu rechnen. Erst nach einigen Jahren mit günstigerer Witterung ist danach mit einem Rückgang der Vergilbungssymptome zu rechnen. Bodenschutzkalkungen führen auf Fichtenstandorten mit kurzgeschlossenem Mg-Kreislauf zumindest mittelfristig zu einer weiteren Verflachung des Feinwurzelsystems und insgesamt zu einer Reduktion des Feinwurzelswachstums. Die befürchtete erhöhte Empfindlichkeit gegenüber Oberbodenaustrocknung konnte in dem vorliegenden Versuch jedoch nicht bestätigt werden. Hierzu wären weitere Untersuchungen erforderlich.

**Literatur**

FINK, S.; FEGER, K.H.; GÜLPEN, M.; ARMBRUSTER, M.; LORENZ, K. (1999): Magnesium-Mangelvergilbung an Fichte – Einfluß von frühsummerlicher Trockenheit und Dolomit-Kalkung. Forschungsbericht FZKA-BWPLUS.

GÜLPEN, M. (1998): Ca- und Mg-Aufnahme und -Transport in Fichten – Zusammenfassende Diskussion. In: RASPE, S.; FEGER, K.H.; ZÖTTL, H.W. (Hrsg.): Ökosystemforschung im Schwarzwald – Auswirkungen von atmo-genen Einträgen und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern (Verbundprojekt ARINUS). Umweltforschung in Baden-Württemberg, ecomed-Verlag, Landsberg, 421-431.

GÖTTSCHE, D. (1972): Verteilung von Feinwurzeln und Mykorrhizen im Bodenprofil eines Buchen- und Fichtenbestandes im Solling. Mitt. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft **88**, 102 S.

RASPE, S. (1992): Biomasse und Mineralstoffgehalte der Wurzeln von Fichtenbeständen (*Picea abies* Karst.) des Schwarzwaldes und Veränderungen nach Düngung. Freiburger Bodenkundl. Abh. **29**, 197 S.

RASPE, S.; FEGER, K.H. (1997): Wechselwirkungen zwischen mikrobieller Aktivität und Nährstofffreisetzung während der Streuzersetzung in Waldböden mit unterschiedlichem Wasserhaushalt. Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Ges. **85/II**, 583-586.

RASPE, S.; FEGER, K.H. (1998): Umsätze in Boden und Rhizosphäre – Zusammenfassende Diskussion. In: RASPE, S.; FEGER, K.H.; ZÖTTL, H.W. (Hrsg.): Ökosystemforschung im Schwarzwald – Auswirkungen von atmo-genen Einträgen und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern (Verbundprojekt ARINUS). Umweltforschung in Baden-Württemberg, ecomed-Verlag, Landsberg, 288-304.

RASPE, S.; FEGER, K.H.; ZÖTTL, H.W. (1998): Ökosystemforschung im Schwarzwald – Auswirkungen von atmo-genen Einträgen und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern (Verbundprojekt ARINUS). Umweltforschung in Baden-Württemberg, ecomed-Verlag, Landsberg, 533 S.

ZÖTTL, H.W. (1998): Ursachen der montanen Nadelvergilbung in Fichtenbeständen. In: RASPE, S.; FEGER, K.H.; ZÖTTL, H.W. (Hrsg.): Ökosystemforschung im Schwarzwald – Auswirkungen von atmo-genen Einträgen und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern (Verbundprojekt ARINUS). Umweltforschung in Baden-Württemberg, ecomed-Verlag, Landsberg, 471-477.

Auf der gekalkten Fläche war das Feinwurzelswachstum deutlich geringer als auf der ungekalkten Kontrollfläche (Abb. 3). Unterschiede zwischen der normal beregneten und der trockenen Variante konnten hier nicht gefunden werden. Die in der dritten Hypothese geforderte erhöhte Empfindlichkeit gegenüber Oberbodenaustrocknungen nach Kalkung konnte somit nicht bestätigt werden.

**Schlussfolgerungen**

Eine durch frühsummerliche Trockenheit verursachte Austrocknung des Oberbodens kann eine deutliche Reduktion des Feinwurzelswachstums

## Stickstoffhaushalts-Modell für die Intensivlandwirtschaft der Taihu-Region, China

Roelcke, M<sup>1</sup>; Han, Y<sup>2</sup>; Cai, Z.C.<sup>2</sup>; Richter, J.<sup>1</sup>

### Einleitung

In der Taihu-Region in Ostchina ist seit vielen Jahrhunderten eine Doppelfruchtfolge aus bewässertem Nassreis und Winterfrüchten im Trockenfeldbau mit integrierter Tierhaltung und Maulbeerbaumkulturen vorherrschend. Innerhalb der letzten 25 Jahre wurden jedoch die traditionellen Kompost- und Gründüngungspraktiken fast vollständig durch mineralische Stickstoffdüngung ersetzt. Düngergaben  $>300 \text{ kg N ha}^{-1}$  pro Frucht sind heute keine Seltenheit. Hohe N-Bilanzüberschüsse im Anbausystem von 217 bis 335 kg pro ha und Jahr (Richter und Roelcke, 1999) führen zu weitverbreiteten überhöhten Stickstoffeinträgen in Grund- und Oberflächengewässer. Nach einer Untersuchung von Ma und Qian (1987) wiesen 93,3% der untersuchten Fluss-, 70,6% der See- und 38,2% der Brunnenwasserproben aus der Taihu Region Nitratgehalte über dem WHO-Grenzwert von 11,3 mg  $\text{NO}_3^-$ -N pro Liter auf. Im Rahmen eines interdisziplinären Forschungsvorhabens werden seit 1995 die Folgen des zunehmenden Einsatzes von mineralischen N-Düngemitteln in der Taihu Region untersucht (Roelcke et al., 1998). Dazu erfolgten Feldversuche mit praxisüblicher und reduzierter N-Düngung in 2 repräsentativen Gebieten, eine agrarökonomische Begleitforschung sowie eine deterministische Simulation des N-Haushaltes der Fruchtfolge. Bisher gibt es wenig Ansätze, die Transport- und Umwandlungsprozesse von Harnstoff, Ammonium und Nitrat unter überstauten Bedingungen in ein Modell zu integrieren (e.g. Ma et al., 1999). Im Folgenden wird ein deterministisches N-Haushaltsmodell für eine Reis-Weizen-Fruchtfolge mit regelmäßigem Wechsel von Überstauung und Drainage und entsprechend hohen N-Umwandlungsverlusten sowie niedrigen N-Ausnutzungsraten (28-41%, Zhu und Wen, 1992) vorgestellt.

### Untersuchungsort

Die Untersuchungsflächen liegen in der Gemeinde Anzheng im Kreis Wuxi ( $31^\circ 35' \text{N}$ ;  $120^\circ 30' \text{E}$ ). Der Ort liegt in den nördlichen Subtropen, die jährliche Durchschnittstemperatur beträgt  $15,4^\circ \text{C}$ , mit 1028 mm Niederschlag pro Jahr. Die Böden sind als Typical Permeable Paddy Soils (*huang ni tu*) oder als Typic Epiaquepts (USDA) klassifiziert. Ihre Textur ist schluffiger Lehm (Lu), der  $C_{\text{org}}$ -Gehalt im Oberboden (0-13 cm) beträgt  $15,0 \text{ g kg}^{-1}$ , der Gesamt-N-Gehalt  $1,59 \text{ g kg}^{-1}$ , der pH-Wert ( $\text{H}_2\text{O}$ ) liegt bei 6,8. Der Grundwasserflurabstand beträgt 1 m.

### Struktur des Modells

Das Modell verwendet Boden-, Wetter-, Pflanzen- und Bewirtschaftungsdaten zur Berechnung von Evapotranspiration, Wasserflüssen, Pflanzenwachstum sowie Stickstofftransformationen und -verlusten. Es besteht aus 3 Teilmodellen: Im Bodenwassermodell ist sowohl gesättigter als auch ungesättigter Fluss, der auf- oder abwärtsgerichtet sein kann, berücksichtigt. Der Wasserhaushalt im ungesättigten Zustand wird mit der Richards-Gleichung beschrieben. Bei gesättigtem Fluss (Darcy-Fluss) ist nur die spezifische hydraulische Leitfähigkeit  $k_s$  eines Horizontes relevant. Das Gravita-

<sup>1</sup> Institut für Geographie und Geoökologie, TU Carolo-Wilhelmina, 38106 Braunschweig, M.Roelcke@tu-bs.de

<sup>2</sup> Institute of Soil Science, Academia Sinica, Beijing East Road 71, 210008 Nanjing, VR China. yhan@ns.issas.ac.cn

tionspotential des Wassers höherliegender Kompartimente addiert sich zum lokalen hydraulischen Potential eines jeweiligen Kompartimentes. Für die Temperatur sind die Wärmekapazität und -leitfähigkeit der verschiedenen Phasen (Boden, Wasser) berücksichtigt. Im Stickstoffmodell werden  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  und Harnstoff in der gelösten Phase transportiert. Die Simulation der Harnstoffhydrolyse erfolgt nach Rachhpal-Singh und Nye (1986); ihre Temperaturabhängigkeit folgt einer Arrhenius-Beziehung ähnlich wie bei Sadeghi et al. (1988). Die aerobe N-Mineralisation wird mittels zweier N-Fractionen (Kersebaum und Richter, 1991), die anaerobe Mineralisation auf der Basis von Temperatursummen (Cai et al., 1979) simuliert. Die zugehörigen Parameter wurden in Brutversuchen ermittelt. Die Ammonium-Adsorption wurde mittels Schüttelversuchen bestimmt und mit einer Langmuir-Isotherme beschrieben. Nitrifikation und Denitrifikation werden als kinetische Prozesse 1. Ordnung behandelt. Im Modell liefert die Denitrifikation zu 90%  $\text{N}_2$  und  $\text{N}_2\text{O}$  als Endprodukte; 10% des reduzierten Nitrats werden durch dissimilatorische Nitratreduktion (DNRA) zu  $\text{NH}_4^+$  umgewandelt. Die Ammoniak-Volatilisation wird nach Jayaweera und Mikkelsen (1991) für überstaute Böden simuliert. Das Pflanzenwachstumsmodell für Reis basiert auf dem ORYZA1-Modell von Kropff et al. (1993). Die Wachstumsstadien und die N-Aufnahme wurden auf der Basis von Ergebnissen von Feldversuchen mit Hochertragssorten im Kreis Wuxi angepasst.

### Messungen

Ein Feldversuch auf einem der Versuchsschläge (Schlag I, 550 m<sup>2</sup>) in Anzheng während der Reisvegetationsperiode 1996 (20. Juni - 4. Nov.) wird betrachtet. In dem Zeitraum fielen insgesamt 538 mm Regen. Das Feld wurde am 17.6. überstaut und der Reis am 20.6. verpflanzt (23 Keimlinge pro m<sup>2</sup>). Es erfolgte eine Bewässerung in 11 Gaben mit insgesamt 1700 mm. Insgesamt wurden 392 kg N ha<sup>-1</sup> mineralischer N Dünger als  $\text{NH}_4\text{HCO}_3$  und Harnstoff in 5 Gaben appliziert. 1995 waren auf dem Schlag Saugkerzen jeweils in 30, 60 und 90 cm Tiefe mit 3 Wiederholungen installiert worden. 1996 wurden jeweils 3 und 7 Tage nach jedem Düngungstermin Bodenlösungsproben gezogen. Nitrat, Ammonium und lösliches organisches N in den Proben wurden am Autoanalyzer gemessen. Zur Ernte wurden die oberirdischen Trockenmasse- und N-Gehalte bestimmt.

### Simulation

Die vorgestellte Simulation erfolgte mit Daten von Schlag I während der Reisvegetationsperiode vom 20.6.-4.11.1996 (Verpflanzen der Reiskeimlinge bis zur Ernte). Als N<sub>min</sub>-Anfangswerte dienen die Rest-N<sub>min</sub>-Gehalte im 0-1,0 m-Profil zum Zeitpunkt der Ernte der vorangegangenen Weizenfrucht (9.6.); für die Wassergehalts-Anfangswerte wurde angenommen, dass nach 3 Tagen Überstauung alle Kompartimente gesättigt waren.

### Ergebnisse

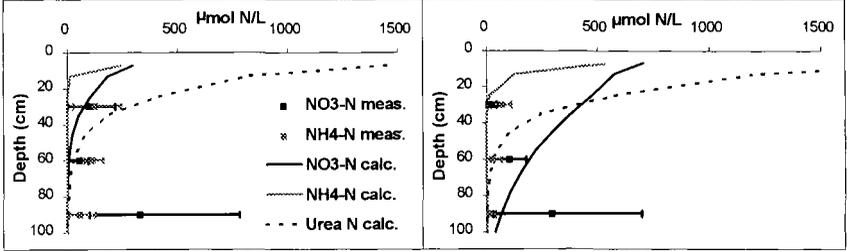
Abb. 1 zeigt die simulierten und gemessenen Tiefenprofile der verschiedenen untersuchten N-Formen in der Bodenlösung an 4 Probenahmeterminen. Abb. 2 zeigt den Verlauf der Gesamtgehalte der untersuchten N-Formen in der Bodenlösung im 0-1,0 m-Profil, Abb. 3 die Simulation des N-Haushaltes während der Reisvegetationsperiode 1996. Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen. Die simulierte N-Aufnahme betrug 207 kg N ha<sup>-1</sup>, gemessen wurden 189 kg N ha<sup>-1</sup>. Der gemessene Kornertrag lag bei 8,52 t ha<sup>-1</sup>. Insgesamt wurden 23 kg Nitrat-N ha<sup>-1</sup> aus dem 0-1,0 m Profil ausgewaschen. Die simulierten Verluste durch  $\text{NH}_3$ -Volatilisation betrugen 15 kg N ha<sup>-1</sup> (4% der ausgebrachten N-Menge). Die simulierten gasförmigen Denitrifikationsverluste beliefen sich auf 20 kg N ha<sup>-1</sup> (5% der ausgebrachten N-Menge). Die experimentell ermittelte Dünger-N-"Ausnutzungsrate" (1. Frucht) betrug 48%.

### Diskussion

Die gemessenen und simulierten Tiefenverteilungen von Ammonium in der Bodenlösung stimmten relativ gut miteinander überein (Abb. 1). Größere Unterschiede bestanden in der Tiefenverteilung

Sampling date: June 23, 1996

Sampling date: July 1, 1996



Sampling date: July 8, 1996

Sampling date: July 24, 1996

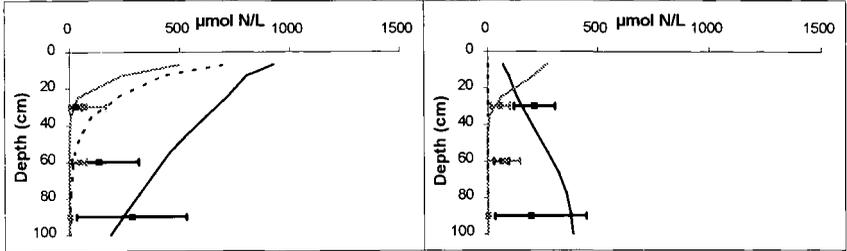


Abb. 1: Gemessene (Mittelwerte aus 3 Saugkerzen ± Spannweite) und simulierte Tiefenprofile der verschiedenen untersuchten N-Formen in der Bodenlösung an 4 Probenahmeterminen.

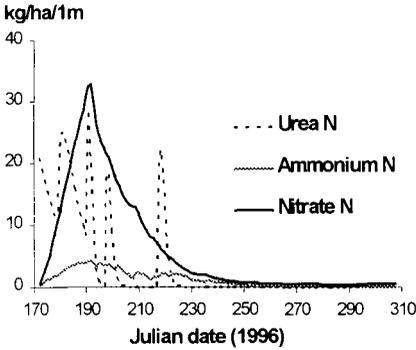


Abb. 2: Simulierte Gesamtgehalte der verschiedenen N-Formen in der Bodenlösung (0-1,0 m Profil).

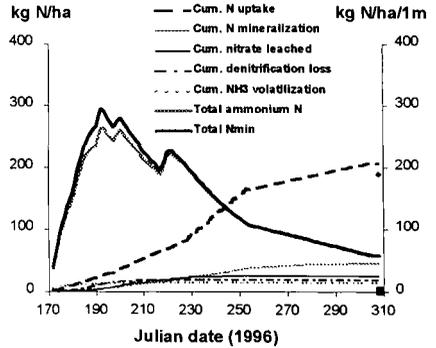


Abb. 3: Simulation des N-Haushaltes einer Reisvegetationsperiode. Punkte: Gemessene Pflanzenaufnahme und  $N_{min}$ -Gehalt zum Zeitpunkt der Ernte.

von Nitrat. Dies könnte auf unterschiedliche Perkolationsraten zurückzuführen sein. Die Variabilität in den gemessenen Bodenlösungskonzentrationen sowohl zwischen den einzelnen Saugkerzen innerhalb eines Schlages als auch zwischen gleichbehandelten Versuchsschlägen, war sehr hoch.

In vorliegendem Versuch war das Profil zum Zeitpunkt der Reisernte vollständig an  $N_{\min}$  entleert (Abb. 3). Ähnliches wurde in allen 4 Jahren auf allen 10 Versuchsschlägen in beiden Versuchsgebieten regelmäßig festgestellt ( $\varnothing 11,5 \text{ kg } N_{\min} \text{ ha}^{-1} 0,9 \text{ m}^{-1}$ ). Dagegen verblieben in der Simulation zum Erntezeitpunkt noch  $59 \text{ kg } \text{NH}_4^+ \text{-N ha}^{-1}$  (sorbiert und in der Lösung) im Profil. Folgende Ursachen kommen für diese Differenz in Betracht: Mikrobielle Immobilisierung von  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  und Auswaschungsverluste von gelöstem organischem Stickstoff. Laut G.X. Cai (mündl. Mitt.) können während des Reiswachstums bis zu 40% des gedüngten mineralischen N in organische Form überführt werden. Die Bodenlösungskonzentrationen an löslichem organischen N während der ersten Wochen des Reiswachstums betragen regelmäßig  $50\text{-}300 \mu\text{mol N L}^{-1}$ . Diese nahmen im Verlaufe des Reiswachstums ab. Beide Prozesse sind bisher nicht im Modell berücksichtigt.

### Zusammenfassung und Ausblick

Die N-Ausnutzungsrate durch Reis war im vorliegenden Fall sehr hoch. Die gesamten simulierten Verluste betragen nur  $58 \text{ kg N ha}^{-1}$ . Die niedrigen Verluste durch  $\text{NH}_3$ -Volatilisation waren durch die speziellen Witterungsbedingungen 1996 (hohe Regenfälle nach Düngerausbringung) verursacht. Die vierjährigen Feldversuche ergaben, dass die heutzutage in der Taihu Region angebauten Reissorten wenig Spielraum für eine ertrags- und einkommensneutrale Reduktion des Mineraldüngeraufwandes bieten. Beim Winterweizen bestehen jedoch größere Einsparungspotentiale, welche zum Teil sogar ökonomische Vorteile mit sich bringen. So wurden zur Weizenernte regelmäßig noch  $50\text{-}100 \text{ kg } N_{\min} \text{ ha}^{-1}$  im  $0\text{-}0,9 \text{ m}$ -Profil gefunden. Das N-Haushaltsmodell wird gegenwärtig anhand der Daten aus den vierjährigen Feldversuchen validiert und um die Winterfrüchte im Trockenfeldbau erweitert. Hiermit werden sich in Zukunft die Größenordnungen einzelner Verlustpfade bei unterschiedlichen Bewirtschaftungs- und Witterungsbedingungen besser vorhersagen lassen.

**Danksagung:** Vorhaben gefördert von der Volkswagen-Stiftung (VW II/69 948).

### Literatur:

- Cai, G.X., S.L. Zhang und Z.L. Zhu (1979): Experimental conditions for determining the nitrogen mineralization process during anaerobic incubation of paddy soil. *Turang (Soils)* 6: 234-240 (auf Chinesisch)
- Jayaweera, G.R. und D.S. Mikkelsen (1991): Assessment of ammonia volatilization from flooded soil systems. *Advances in Agronomy* 45: 303-356
- Kersebaum K.-C. und J. Richter (1991): Modeling nitrogen dynamics in a plant-soil system with a simple model for advisory purposes. *Fert. Res.* 27: 273-281
- Kropff, M.J., H.H. van Laar und H.F.M. ten Berge (eds.) (1993): ORYZA1, a basic model for irrigated lowland rice production. International Rice Research Institute, Los Baños, Philippines 78 pp.
- Ma, L., C.W. Lindau, C. Hongprayoon, W. Burhan, B.C. Jang, W.H. Patrick Jr. und H.M. Selim (1999): Modeling urea, ammonium, and nitrate transport and transformations in flooded soil columns. *Soil Science* 164: 123-132
- Ma, L.S. und M.R. Qian (1987): Nitrate and nitrite pollution in water bodies in Tai-hu region. *Environmental Science* 8 (2): 60-65 (auf Chinesisch)
- Rachhpal-Singh und P.H. Nye (1986): A model of ammonia volatilization from urea. *J. Soil Sci.* 37: 9-40
- Richter, J. und M. Roelcke (1999): The N-cycle as determined by intensive agriculture - examples from central Europe and China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems (im Druck)*
- Roelcke, M. Y. Han, K.-H. Schleaf, J.G. Zhu, G. Liu, Z.C. Cai, F. Isermeyer und J. Richter (1998): Ecological and agro-economical aspects of nitrogen pollution in an intensive cropping system in Eastern China. In: Sustainable Agriculture for Food, Energy and Industry, pp. 418-426. James & James (Sci. Pub.) Ltd., London
- Sadeghi, A.M., K.J. McInnes, D.E. Kissel, M.L. Cabrera, J.K. Koelliker und E.T. Kanemasu (1988): Mechanistic model for predicting ammonia volatilization from urea. In: Ammonia volatilization from urea fertilizers. Bulletin Y-206. NFDC, TVA, Muscle Shoals, Alabama, pp. 67-92
- Zhu Z.L. und Q.X. Wen (1992): Nitrogen in Soils of China. Jiangsu Science and Technology Publishing House, Nanjing, China (auf Chinesisch)

Exsudation organischer Säuren durch *Lupinus albus* L., *Lupinus angustifolius* L.,  
*Lolium multiflorum* Lam. und *Triticum aestivum* L. und ihre Bedeutung für die Cadmium Aufnahme  
von

Römer, W., Egle, K., Kang, D., Keller, H., Wessel, E., Gerke, J.

**Einleitung**

In der Rhizosphäre der Proteoidwurzeln von Weißlupine wird durch Exsudation insbesondere von Citrat (Neumann et al., 1999) die Löslichkeit von Phosphat, aber auch von Fe und Al erhöht (Gerke et al., 1994). Daraus leitet sich die Frage ab, ob durch diese Exsudation auch Schwermetalle wie Cd stärker in Lösung gehen und dadurch eventuell verstärkt von den Pflanzen aufgenommen werden. Deshalb sollte die Cd - Aufnahme von *L. albus* und *L. angustifolius* im Vergleich zu der von zwei Monokotylen (*Triticum aestivum* ; *Lolium multiflorum*) aus zwei Böden, die mit Cd kontaminiert waren, geprüft und deren Exsudation an organischen Säuren untersucht werden.

**Material und Methoden**

**1. Anzucht der Pflanzen in einem Lößlehmunterboden**

Angezogen wurden *Lupinus albus* (cv. Vladimir), *Lupinus angustifolius* (cv. Bordako) und *Lolium multiflorum* Lam. (cv. Lirasand). Der Boden stammte aus dem C - Horizont einer Parabraunerde mit freiem CaCO<sub>3</sub> aus Elliehausen in der Umgebung von Göttingen (vgl. Tab. 1).

**Tab. 1** Charakteristika der Böden Elliehausen und Hodenhagen

Standort	Ton %	Schluff %	Sand %	CaCO <sub>3</sub> %	C <sub>org</sub> %	pH CaCl <sub>2</sub>	CAL-P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> mg kg <sup>-1</sup>	Ges.-Cd mg kg <sup>-1</sup>
Elliehausen	16	75	9	8,5	0,3	7,7	10	0,01
Hodenhagen	4	6	90	n.b.	3,3	5,3	150	0,55

Zur Anzucht dienten Plastikgefäße (3000 cm<sup>3</sup>), die mit einem Gemisch aus 2,5 kg Boden und 0,5 kg Quarzsand gefüllt worden waren. Gedüngt wurden alle Gefäße mit 600 mg K (K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). Nur das Weidelgras erhielt 400 mg N als Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> in das Substrat eingemischt. Es gab zwei P-Stufen: -P = 100 mg; +P = 1000 mg P (CaHPO<sub>4</sub>) pro Gefäß, da der Boden extrem arm an lactatlöslichem P war. Zu Versuchsbeginn wurden alle Nährstoffe und je Gefäß 1,5 mg Cd als Cd(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> in das Substrat eingemischt und bei 50 % der Wasserkapazität (WK) in die Gefäße gefüllt. Nach 14 Tagen erfolgte die Aussaat der Lupinen (15 Samen; später auf 12 Pflanzen vereinzelt) sowie des Grases (0,20 g = ca. 80 Samen) in 2 facher Wiederholung für die 1. und in 4 facher für die 2. Ernte.

Daneben gab es Referenzgefäße mit Substrat ohne Pflanzen. Die Lupinen waren vorgekeimt und wurden vor dem Auspflanzen mit einem Rhizobienpräparat geimpft. Die Pflanzen wuchsen in einer Klimakammer bei 70 % der max. WK. Der Tag-/Nacht rhythmus betrug 14 : 10 h, die Temperatur 21 : 16 °C, die relative Luftfeuchtigkeit gleichmäßig 70% und die Beleuchtungsstärke am Tag 1470  $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ .

Die Ernten erfolgten am 13. bzw. 25. Tag. Zu beiden Ernteterminen wurden die Sproß- und Wurzeltrockenmassen sowie deren Cd - Gehalte (nasse Veraschung, AAS) und Cd - Entzüge, die Wurzellängen (nach Newman, 1966) und auf deren Basis die mittlere Cd - Nettoaufnahme der Wurzeln für den Zeitraum zwischen den zwei Ernteterminen (12 Tage) nach Williams (1948) bestimmt. Zur zweiten Ernte wurden in den Substraten der Gefäße mit und ohne Pflanzen Bodenlösungen nach Adams (1974) gewonnen und auf ihren pH und ihre Cd - Konzentration (GF-AAS) untersucht.

## 2. Anzucht der Pflanzen in einem humosen Sandboden

Angezogen wurden *L. albus* L. (cv. Lublanc) und *Triticum aestivum* L. (cv. Star) unter gleichen Klimakammerbedingungen wie oben beschrieben und in den gleichen Gefäßen, aber mit jeweils 3 Wiederholungen mit je 12 Lupinen - bzw. 40 Weizenpflanzen. Zu den Charakteristika des Bodens von Hodenhagen (Kr. Walsrode) siehe Tab. 1. Die Düngung bzw. Impfung und die Wasserzufuhr erfolgte wie oben mitgeteilt. An Cd wurden 2 mg als  $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$  eingebracht. Die -P - Variante erhielt kein weiteres Phosphat. In der +P - Variante wurden die Pflanzen mit einer  $\text{NaH}_2\text{PO}_4$  - Lösung (0,75 %) durch Besprühen der Blätter mit zusätzlichem P versorgt. Die 1. Ernte des Weizens erfolgte 25, die der Lupinen 31 Tage nach der Saat, die zweite Ernte nach jeweils weiteren 41 Tagen. Die Bestimmungen der Parameter zur Ernte erfolgte in gleicher Weise wie oben mitgeteilt.

## 3. Gewinnung der Wurzelexsudate

Nach Anzucht in Quarzsand (Lupinen 21 Tage, Weidelgras 35 Tage) wurde das Wurzelsystem vorsichtig ausgewaschen und in 0,05 mmol  $\text{CaCl}_2$  zur Exsudation überführt. Nach Aufkonzentrierung wurden die organischen Säuren mittels HPLC bestimmt (vgl. Keller et al., 1997).

## Ergebnisse und Diskussion

Tab. 2 zeigt, daß bei +P- Bedingungen Weißlupine den höchsten Sproßertrag produziert, gefolgt vom Weidelgras und *L. angust.* Bei -P ist die Rangfolge die gleiche, wenn auch die Lupinen wie erwartet nahezu die gleiche TM bilden und das Weidelgras viel stärker auf P-Mangel reagiert. Völlig anders ist die Rangfolge bei den Sproß - Cd - Gehalten. Das Gras zeigt 4- 5 mal höhere Cd - Konzentrationen in den Sprossen als *L. angustifolius* und 20- 30 mal höhere als Weißlupine. Ein ähnliches Bild zeigen die Cd - Entzüge der Sprosse. Als mögliche Ursachen für diese hohen Cd - Entzüge des Grases kommt zunächst seine Wurzellänge bzw. sein Wurzel - Sproß - Verhältnis in Frage. Beide sind in der Tat 2 bis 3 mal so groß, wie die der Lupinen. Außerdem ist die Cd - Aufnahme der Wurzel, die für die Belieferung des Sprosses verantwortlich ist, bei dem Gras 3 bis 15 mal größer ist als bei den Schmalblättrigen bzw. Weißen Lupinen. Die Anzucht der Pflanzen in dem Sandboden ergab ähnliche Befunde. Auch die Monokotyle Weizen besitzt eine vielfach höhere Cd-Konzentration in den Sprossen bzw. wesentlich höhere Cd - Entzüge als die Weißlupine und das bei ähnlichen Sproßmassen. Auch hier dürfte die Ursache in der 4 - 5 fach größeren Wurzellänge des Weizens und dessen deutlich höheren Cd - Nettoaufnahme je Wurzeleinheit liegen. Also in beiden Experi-

menten zeigen die Lupinen deutlich geringere Nettoaufnahmeraten für Cd, das aufgenommen und in die Sprosse verlagert wurde. Im Widerspruch dazu war die Cd - Löslichkeit im Boden unter Lupinen höher als unter Gras bzw. im Referenzboden (Tab. 4). Dagegen war die Cd - Löslichkeit im humosen Sandboden sogar verringert (Ergebnisse hier nicht dargestellt). Ursache für den Einfluß der Lupinen auf die Cd - Löslichkeit ist die Exsudation von organischen Säuren. In Tab. 5 ist aufgezeigt, daß der Carboxylatefflux von Weißer und Blauer Lupine um mehr als eine Zehnerpotenz höher ist, als der von Gras. In der Bodenlösung von Rhizospäreboden von Proteoidwurzeln der Weißblupine ( Sandboden) konnten 0,5 bis 1 mmol Citrat gemessen werden ( hier nicht dargestellt). Damit zeichnet sich folgendes Bild ab: Sowohl *L. albus* als auch *L. angustifolius* zeigen wesentlich geringere Cd - Nettoaufnahmeraten ihrer Wurzeln als *Triticum aestivum* und *Lolium multiflorum*, wenn die Cd - Mengen in den Sprossen betrachtet werden. Die geringere Aufnahmerate könnte mit deren hohen Exsudation von Citrat und anderen organischen Säuren zu tun haben, die die Löslichkeit des Cd im Boden je nach Chemismus erhöhen oder absenken können, aber dessen Aufnahme in jedem Falle herabsetzen. Das könnte ein Detoxifikationsmechanismus für die Lupinen sein.

**Tab. 2** Pflanzenparameter von *Lolium m.*, *L. albus* und *L. angustifolius* zur 2. Ernte ( 25 Tage nach der Saat)

	<i>Lolium m.</i>	<i>Lupinus albus</i>	<i>Lupinus angust.</i>
Sproß TM (g)			
+ P	5,6 a	7,0 a	2,8 a
- P	4,1 b	6,7 a	2,6 a
Wurzellänge ( 1000 cm)			
+ P	80	33	16
- P	43	24	14
Wurzel / Sproßverhältnis, cm mg <sup>-1</sup>			
+ P	14 b	5 a	6 a
- P	10 b	4 a	6 a
Cd - Konzentration im Sproß, mg kg <sup>-1</sup>			
+ P	3,6 a	0,14 a	0,9 a
- P	5,2 b	0,17 a	1,0 b
Cd - Entzug d. Sprosse zwischen 1. und 2. Ernte in µg je Gefäß			
+ P	16,8 a	0,72 a	1,56 a
- P	16,3 a	0,82 a	1,71 a
Cd - Nettoaufnahmerate zwischen 1. und 2. Ernte, 10 <sup>-18</sup> mol cm <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup>			
+ P	5,1 a	0,35 a	1,4 a
- P	8,0 b	0,55 a	1,7 a

a bzw. b gelten für den vertikalen Vergleich

**Tab. 3** Pflanzenparameter von *Triticum. aes.* und *Lup. albus* z. 2. Ernte ( ca. 70 Tage n. der Saat)

		<i>Triticum aestivum</i>	<i>Lupinus albus</i>
Sproß TM, g	+ P	19,4 a	16,9 b
	- P	16,3 a	17,4 a
Wurzellänge, cm/Gefäß	+ P	1494 a	326 b
	- P	1718 a	367 b
Cd-Konz. Sproß mg kg <sup>-1</sup>	+ P	4,7 a	0,7 b
	- P	5,1 a	0,7 b
Cd-Entzug, µg/Gefäß	+ P	91 a	11 b
	- P	83 a	12 b
Cd-Nettoaufnahmerate <sup>1)</sup> 10 <sup>-18</sup> mol cm <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup>	+ P	2,79 a	1,8 b
	- P	2,10 b	1,7 b

<sup>1)</sup> nur Cd - Mengen in den Sprossen berücksichtigt. a bzw. b gelten für horizontalen Vergleich

**Tab. 4** Cd - Konzentration in der Bodenlösung nach 25 tägigem Anbau von Gras bzw. Lupinen im Vergleich zum Boden ohne Pflanzen (Boden: Elliehausen, Tab. 1)

Variante	Boden ohne Pflanzen	Boden unter <i>Lolium m.</i>	Boden unter <i>L. albus</i>	Boden unter <i>L. angust.</i>
	<b>µg Cd l<sup>-1</sup></b>			
+ P	1,18 a	1,26 a	3,50 b	3,18 b
- P	1,68 a	1,25 a	3,44 b	3,14 b
	<b>pH</b>			
+ P	7,60 a	8,20 b	8,10 b	8,10 b
- P	7,80 a	8,10 b	8,10 b	8,10 b

a bzw. b gelten für horizontalen Vergleich

**Tab. 5** Exsudationsraten organischer Säuren von 35 Tage alten Weidelgras - bzw. 21 Tage alten Lupinenpflanzen ( Mittelwerte von 2 P-Stufen, 4 Wiederholungen)

	<i>Lolium multifl.</i>	<i>Lupinus albus</i>	<i>Lupinus angust.</i>
	<b>nmol cm<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup></b>		
<b>Citrat</b>	0,016 a	0,30 b	0,50 c
<b>Malat</b>	0,011 a	1,00 b	5,30 c
<b>Succinat</b>	0,072 a	0,36 b	0,88 c

a, b, c gelten für horizontalen Vergleich

### Literatur

- Adams, F. (1974): Soil solution. In: Carson, E. W.: The plant root and its environment. University Press of Virginia, USA.
- Gerke et al. (1994): Z. Pflanzenern. u. Bodenkd. 157, 289-294.
- Keller et al. (1998): Ökophysiologie d. Wurzelraumes 8, 187-195.
- Neumann et al. (1999): Planta 208, 373-382.
- Newman, E. J. (1966): J. Appl. Ecol 3, 139-145.
- Williams, R. F. (1948): Austr. J. Sci. Res. 1, 333-361.

**Danksagung:** Wir danken der DFG für die Förderung im Rahmen des Graduiertenkollegs „Landwirtschaft und Umwelt“.

**Landbau und Treibhauseffekt**  
**Quellen und Senken für CO<sub>2</sub> bei unterschiedlicher Landbewirtschaftung**

von

**JUTTA ROGASIK<sup>1</sup>, SUSANNE SCHROETTER<sup>1</sup>, UTE FUNDER<sup>1</sup>, EWALD SCHNUG<sup>1</sup>,  
HELMUT ROGASIK<sup>2</sup>**

Die Landwirtschaft trägt signifikant zum anthropogen verursachten Treibhauseffekt bei. Nach Angaben des IPCC (COLE et al., 1996) ist die Landwirtschaft an der Produktion von Kohlendioxid mit ca. 3 % beteiligt. Zu einer Minderung der CO<sub>2</sub>-Emission kann die Landwirtschaft selbst durch veränderten Faktoreinsatz beitragen. Dieser Feststellung folgend, sollen anhand ausgewählter Ergebnisse Müncheberger Dauerversuche die Wirkungen einer unterschiedlichen Intensität der Landbewirtschaftung auf

- die Biomasseproduktion als temporäre Senke für CO<sub>2</sub>,
- die Quellen- und Senkenstärke des Bodens für CO<sub>2</sub> sowie
- den Energieverbrauch im Vorleistungsbereich der Landwirtschaft und die CO<sub>2</sub>-Emission quantifiziert werden.

**Methodik**

Die Untersuchungen basieren auf Versuchsergebnissen aus Müncheberger Dauerversuchen (52° 30, 35 N ; 14° 8, 32 E). Die Bodenbedingungen können wie folgt charakterisiert werden:

Körnungsart: schwach schluffiger, schwach lehmiger Sand (Su2, S12)

Bodenformenvergesellschaftung: Rosterde, Braunerde, Sandtieflehm-Fahlerde

FAO-Bodenklassifikation: Leptic Podzol, Luvic und Cambic Arenosol

Die CO<sub>2</sub>-Senke wird durch den produzierten Gesamtertrag und die Akkumulation organischer Bodensubstanz abgebildet. Als CO<sub>2</sub>-Quellen werden der Verlust an organischer Bodensubstanz und die durch den Einsatz fossiler Energie im Vorleistungsbereich der Landwirtschaft verursachten CO<sub>2</sub>-Emissionen berücksichtigt.

**Biomasseproduktion - temporäre Senke für CO<sub>2</sub>**

Im Müncheberger Nährstoffsteigerungsversuch wurden im Bereich optimaler Nährstoffversorgung Erträge von 9-10 t·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup> GE (Getreide Einheiten) erzielt (vergl. Tab. 1). Die über die C-Konzentration in der Trockenmasse berechnete temporäre CO<sub>2</sub>-Bindung erreichte Werte von 14-15 t·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup> CO<sub>2</sub>.

-----  
<sup>1</sup> Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, jutta.rogasik@fal.de

<sup>2</sup> Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e. V., Institut für Bodenlandschaftsforschung, Müncheberg. hrogasik@zalf.de

**Tabelle 1** GE-Erträge [ $\text{dt}\cdot\text{ha}^{-1}$  GE] und temporäre Senken für  $\text{CO}_2$  [ $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$   $\text{CO}_2$ ] in Abhängigkeit von der Mineraldüngung bei differenzierter organischer Düngung (Müncheberger Nährstoffsteigerungsversuch V140/00, 1963..1996)

	N-Düngung [ $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ]		GE-Ertrag * [ $\text{dt}\cdot\text{ha}^{-1}$ ]	$\text{CO}_2$ -Bindung * [ $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$ ]
	mineralisch	min. + org.		
ungedüngt	0	0	36	5,4
NPK	88	88	86	12,7
	117	117	95	14,2
	156	156	99	14,7
NPK+Stm1	68	100	90	13,5
	116	144	97	14,4
	140	169	100	14,9
PK+Stm2	8	81	63	9,9
NPK+Stm2	51	124	88	13,2
	76	152	96	14,5
	117	192	101	14,9
NPK+Stroh	99	111	88	13,3
	135	148	100	15,2
	160	171	101	15,4

\* GE Erträge und  $\text{CO}_2$ -Bindung als Summe Haupt- und Nebenprodukt für die mittlere Fruchtfolgeleistung von Zuckerrüben, Sommergerste, Kartoffeln und Winterweizen

In den Versuchspartellen mit überwiegend organischer N-Düngung (PK+Stm 2) lagen die GE-Leistung der Fruchtfolge und die temporäre Senke für  $\text{CO}_2$  um mehr als 30% geringer im Vergleich zu den Varianten mit kombinierter organisch-mineralischer Düngung (Tab. 1). Geringerer Faktoreinsatz ist keine Garantie für eine bessere Umweltverträglichkeit, da er oft mit geringem Energiegewinn ( $\text{CO}_2$ -Bindung im Ernteertrag) verbunden ist (siehe auch ECKERT und BREITSCHUH, 1997; ROGASIK et al., 1997). Der Nährstoffeinsatz in der Landwirtschaft muß das Ziel verfolgen, hohe GE-Erträge bei gleichzeitig geringen C- und N-Verlusten zu erzeugen. Die N-Optima für die Erzeugung hoher GE-Erträge und damit für die Gewährleistung einer hohen temporären Senke für  $\text{CO}_2$  betragen bei alleiniger Mineral-N-Düngung ca.  $160 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  N, bei kombinierter organisch-mineralischer Düngung  $100\text{-}120 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  N. Darüber hinaus verabreichte N-Düngung war nicht effizient.

Ebenso wie die Düngungsintensität hat die Intensität der Bodenbearbeitung einen entscheidenden Einfluß auf die Biomasseproduktion und damit auf die temporäre Senke für  $\text{CO}_2$ . Durch konservierende Bodenbearbeitung kombiniert mit einem Nährstoffeinsatz entsprechend dem Entzug der Pflanzen werden GE-Leistung und damit die temporäre Senke für  $\text{CO}_2$  auf gleichem Niveau gehalten wie bei konventioneller Bodenbearbeitung und erhöhtem Nährstoffeinsatz. Der verminderte Energieverbrauch für den Faktoreinsatz führt zur Einschränkung der  $\text{CO}_2$ -Emission im Vorleistungsbereich der Landwirtschaft.

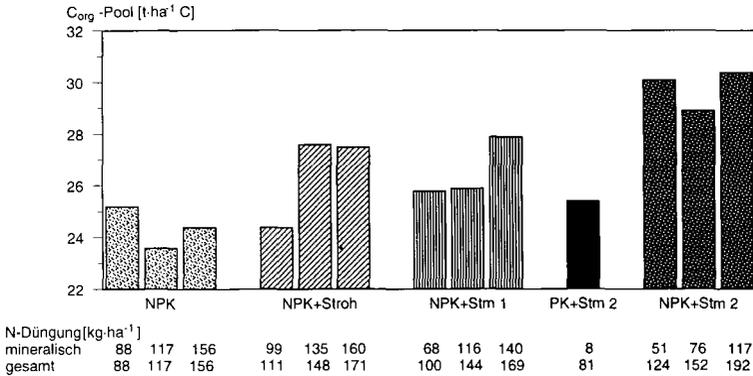
### Boden - Senke und Quelle für $\text{CO}_2$

Einen dominierenden Einfluß auf die Veränderung der organischen Bodensubstanz, haben der C-Input in den Boden durch die Zufuhr organischer Düngetrockenmasse, die mineralische und organische N-Düngung, die Menge der Ernte- und Wurzelrückstände und die Ertragsleistung der Fruchtarten (vergl. Tab. 1 und 2).

**Tabelle 2:** Kohlenstoffeintrag in die Ackerkrume durch Ernte- und Wurzelrückstände (Müncheberg 1996, Winterroggen, Bodenschicht 0...20 cm)

Variante	DC-Stadium	Trockenmasse [t·ha <sup>-1</sup> ]	C <sub>t</sub> [t·ha <sup>-1</sup> ]
NPK+Stm1	31...32	1,42	0,42
NPK+Stm2	31...32	2,07	0,56
NPK+Stm1	69	2,19	0,55
NPK+Stm2	69	2,35	0,61
NPK+Stm1	100	1,82	0,47
NPK+Stm2	100	2,26	0,68

Nur durch eine ausgewogene organisch-mineralische Düngung bei hoher Biomasseproduktion wurde ein Absinken des Humusvorrates (Startwert zu Versuchsbeginn ca. 30 t·ha<sup>-1</sup> C<sub>org</sub>) verhindert. Alleinige organische Düngung (Prüfglied PK+Stm2) konnte langfristig den C-Spiegel im Boden nicht halten (Abb.1).



**Abbildung 1:** Differenzierung der organischen Bodensubstanz in Abhängigkeit von der Düngungsintensität im Müncheberger Nährstoffsteigerungsversuch

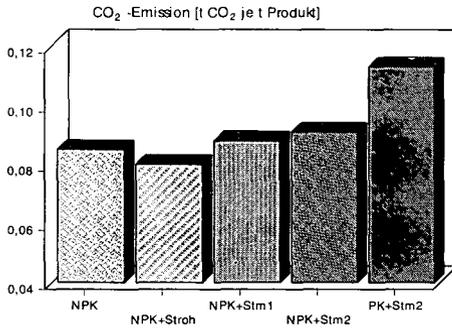
Neben der organischen und mineralischen Düngung war die konservierende Bodenbearbeitung eine geeignete Maßnahme, die Senkenwirkung des Bodens für CO<sub>2</sub> zu erhöhen. Im oberen Krumbodenbereich trat eine deutliche Erhöhung der C-Konzentration ein. Langfristig kann nach Erreichen des Fließgleichgewichtes mit einer Erhöhung des C-Pools im Boden um ca. 10 bis 15 % gerechnet werden.

### Energieverbrauch durch Managementeinsatz - Quelle für CO<sub>2</sub>

Die Berechnung des Energieverbrauchs wurde - basierend auf Ergebnissen der Dauerversuche - für unterschiedliche Intensitäten der Landwirtschaft vorgenommen.

Im Müncheberger Dauerversuch sank die temporäre CO<sub>2</sub>-Senke "Ertrag" von 14,4 t·ha<sup>-1</sup> CO<sub>2</sub> bei kombinierter organisch-mineralischer Düngung auf 9,9 t·ha<sup>-1</sup> CO<sub>2</sub> bei alleiniger organischer Düngung. Die CO<sub>2</sub>-Freisetzung bezogen auf das erzeugte Produkt nahm dabei zu. Im Vergleich zur mineralischen N-Düngung wurde durch überwiegend organische Düngung bei vergleichbarem

Gesamt-N-Einsatz eine um den Faktor 1,3 höhere CO<sub>2</sub>-Emission bezogen auf das erzeugte Produkt verursacht. Über das Düngungsoptimum hinaus verabreichte N-Düngung erhöhte allerdings die CO<sub>2</sub>-Emission, da die temporäre Senke „Ertrag“ sich nicht signifikant änderte.



**Abbildung 2:**  
Produktmengenbezogene CO<sub>2</sub>-Emission bei differenziertem Nährstoffeinsatz (berechnet für mittlere Fruchtfolgeleistung des Müncheberger Nährstoffsteigerungsversuches, 1963-1996)

### Schlußfolgerungen

- Die Versuchsdaten der Müncheberger Dauerversuche sind eine relevante Datenbasis um eine Bewertung der CO<sub>2</sub>-Senke im Landbau (produzierter Gesamtertrag und Akkumulation von organischer Bodensubstanz) sowie der CO<sub>2</sub>-Quellen (Verlust an organischer Bodensubstanz und Einsatz fossiler Energie) vorzunehmen.
- Die langjährigen Versuchsergebnisse aus Müncheberg zeigen, daß geringer Faktoreinsatz keine Garantie für eine bessere Umweltverträglichkeit ist, da er oft mit geringem Energiegewinn (CO<sub>2</sub>-Bindung im Ernteertrag) verbunden ist.
- Auf der Basis von Dauerversuchen lassen sich quantitative Kennziffern zur Bewertung der Umweltverträglichkeit differenzierter Landnutzungsintensitäten ableiten. Danach ist durch den agronomischen Management Einsatz die Erhaltung standorttypischer C-Gehalte im Boden zu gewährleisten. Ein Absinken aber auch überhöhtes Ansteigen sind zu vermeiden.

### Literatur

COLE, V.(1995): Agricultural options for mitigation of greenhouse gas emissions. In: Climate Change 1995 - Impacts, Adaptions and Mitigation of Climate Change: Scientific-Technical Analyses. R. T. Watson, M. C. & Zinyowera, R. H. Moss, Eds. Contribution of Working Group II to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, pp 744-771.

ECKERT, H. und BREITSCHUH, G. (1997): Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft (KUL): Ein Verfahren zur Erfassung und Bewertung landwirtschaftlicher Umweltwirkungen. Umweltverträgliche Landwirtschaft: Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen; Fachtagung am 11. und 12. Juli 1996 in Wittenberg; schriftliche Fassung der Beiträge/[Hrsg. W. Diepenbrock...].Osnabrück: Zeller (Initiativen zum Umweltschutz; Bd. 5), 185-195.

ROGASIK, J., OBENAUF, S., LÜTTICH, M., ELLERBROCK, R. (1997): Faktoreinsatz in der Landwirtschaft - ein Beitrag zur Ressourcenschonung (Daten und Analysen aus dem Müncheberger Nährstoffsteigerungsversuch). Arch. Acker- Pflanzenbau und Bodenkd., 42, 247-263.

Aktivität, Effizienz und Zusammensetzung von Bakterienpopulationen im Boden während des Abbaues von Ernterückständen mit weitem und engem C/N-Verhältnis

Ruppel, S.; Rühlmann, J.; Feller, C.

### **Einleitung**

Die Faktoren, welche die Mineralisierbarkeit von Ernterückständen im Boden bestimmen sind bisher noch nicht vollständig verstanden. Ein besseres Verständnis der ablaufenden Prozesse ist jedoch erforderlich, wenn Modelle zur Vorhersage der Nährstoffverfügbarkeit, der Nährstoffaufnahme der Pflanzen und der Dynamik der organischen Bodensubstanz getestet und validiert werden sollen (Cadisch, Giller 1997). Bisher ist die Bedeutung der mikrobiellen Populationsstruktur in den Böden für die Zersetzung von Pflanzenrückständen nicht bekannt. Es ist auch unbekannt, in welchem Maße und in welchen Zeiträumen sich die an der Mineralisierung beteiligten Organismen an neu eingebrachte Ernterückstände und deren Qualität anpassen (Heal 1997).

Das Ziel vorliegender Untersuchungen war es deshalb herauszufinden, ob eine Anpassung der Populationsstruktur der Bodenmikroflora nach Einbringung von Ernterückständen erfolgt und in welcher Zeitspanne diese Anpassung abläuft. Hierfür wurde ein Inkubationsversuch durchgeführt, in dem Salatblätter mit weitem (29,6) und engem (7,9) C/N-Verhältnis in gestaffelter Aufwandmenge in den Boden eingearbeitet wurden. Sowohl die N- und C-Dynamik als auch die mikrobielle Substratverwertungsaktivität und die mikrobielle Diversität (strukturell und funktionell) wurden bis zu 20 Tagen nach Einarbeitung der Ernterückstände im Boden bestimmt.

### **Material und Methoden**

Ein Labor Inkubationsversuch wurde mit zwei sich im Gesamtkohlenstoffgehalt unterscheidenden Sandböden durchgeführt: Boden 1 C<sub>t</sub> 0,79 % und Boden 2 C<sub>t</sub> 1,23 %. Salatblätter als Ernterückstände (ER) mit weitem (29,6) und engem (7,9) C/N-Verhältnis wurden in gleichmäßig kleine Stücke geschnitten und in steigender Aufwandmenge den Böden appliziert: ohne Ernterückstände, 170, 340 und 510 µg C g Boden<sup>-1</sup>. Die Bodenproben wurde auf 60 % der maximalen Wasserhaltekapazität eingestellt und bei 28 °C im Dunkeln inkubiert.

Am 0., 1., 2., 3., 5., 7., 14. und 20. Tag wurden aliquote Proben entnommen, die Bakterien vom Boden separiert, zweimal in steriler, physiologischer NaCl-Lösung gewaschen und die Bakteriengesamtkeimzahl, die Keimzahlen der ammonifizierenden-, nitrifizierenden-, Nitrat reduzierenden- und denitrifizierenden Mikroorganismen nach den bei Ruppel und Makswit (1999) beschriebenen Methoden bestimmt. Zur Analyse der mikrobiellen Diversität und Aktivität wurden die gleichen Proben und die BIOLOG Methode genutzt (Garland, 1995). Gram negativ und gram positiv BIOLOG Mikrotiterplatten wurden mit 100 µl Bakteriensuspension je Kavität belegt und bei 28 °C inkubiert. Die Messung der Farbentwicklung erfolgte photometrisch (590 nm) über eine Zeitreihe bis zu 72 h. Die Fläche unter der Wachstumskurve wurde zur Berechnung der Diskriminanzfunktion und zur Berechnung der Substratverwertungsaktivität genutzt. Der Einfluß von Menge und Qualität der Ernterückstände auf die Bodenmikroflora wurde im Mittel über beide Böden bestimmt.

### Ergebnisse und Diskussion

Bereits 24 h nach Einarbeitung der Ernterückstände war die Bakteriengesamtkeimzahl signifikant erhöht. Die ER mit engem C/N-Verhältnis bewirkten ein stärkeres Bakterienwachstum als die ER mit weitem C/N-Verhältnis (Abb. 1). Ebenso war das Wachstum mit steigender Aufwandmenge erhöht. Die Bestimmung der Keimzahlen der am N-Umsatz im Boden beteiligten Mikroorganismengruppen, der ammonifizierenden-, nitrifizierenden-, Nitrat reduzierenden- und

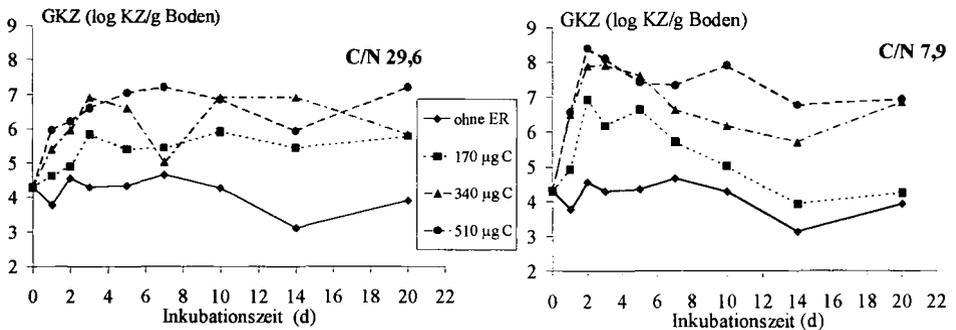


Abb. 1: Gesamtkeimzahl (GKZ) Bakterien im Boden nach Einarbeitung der Ernterückstände mit weitem (linke Abbildung) und engem (rechte Abbildung) C/N-Verhältnis. Einfluß der Aufwandmenge auf die Keimzahlentwicklung während der Inkubationszeit von 20 Tagen.

denitrifizierenden Organismen ergab, daß in allen Gruppen nach Einarbeitung der Ernterückstände die Keimzahlen zunahmen und die sogenannten leicht verfügbaren Ernterückstände mit dem engen

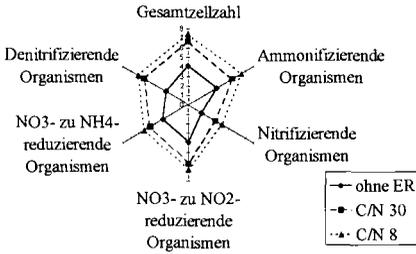


Abb. 2: Keimzahlen (log KZ g Boden<sup>-1</sup>) der am N-Umsatz beteiligten Mikroorganismengruppen drei Tage nach Zugabe von Ernterückständen (510 µg C g Boden<sup>-1</sup>) mit weitem und engem C/N- Verhältnis.

nach Einarbeitung der Ernterückstände berechnet. Die Klassifikationsmatrix zeigt über den gesamten Untersuchungszeitraum von 20 Tagen eine eindeutige, das heißt 100 prozentige Unterscheidung der Mikroorganismenpopulationsstruktur der Bodenproben, die keine Ernterückstände erhalten haben von denen, die ER erhielten (Tab. 1).

Die Klassifikation der unterschiedlichen Ernterückstände erfolgte am ersten, zweiten und dritten Tag nach Einarbeitung der ER mit hoher Wahrscheinlichkeit. Mit zunehmender Zeit wuchs die Wahrscheinlichkeit der Fehlklassifikation, das heißt der Effekt der Qualität der eingearbeiteten ER

Tab. 1: Ergebnisse der Diskriminanzanalyse zur Bestimmung des Einflusses des C/N-Verhältnisses applizierter Ernterückstände auf die Populationsstruktur der Bodenmikroflora in Abhängigkeit von der Inkubationszeit

Inkubationszeit (d)	Wahrscheinlichkeit der Klassifikation (%)		
	C/N 29,6	C/N 7,9	ohne ER
1*	83,3	100	100
2	100	100	100
3	94,4	94,4	100
5	83,3	88,8	100
7	72,2	72,2	100
10	83,3	72,2	100
14	72,2	66,6	100
20	66,6	77,7	100

\* keine nitrifizierenden Mikroorganismen nachgewiesen

C/N-Verhältnis eine stärkere Keimzahlerhöhung bewirkten als die schwerer verfügbaren Ernterückstände mit dem weiten C/N-Verhältnis (Abb. 2).

Mittels Diskriminanzanalyse wurde der Einfluß der Qualität der Ernterückstände (des C/N-Verhältnisses) auf die Populationsstruktur der Mikroflora während der Inkubationszeit, das heißt 1, 2, 3, 5, 7, 10, 14 und 20 Tage

auf die Veränderung der Populationsstruktur der Bodenmikroflora wurde geringer. Neben der strukturellen Diversität der Bodenmikroflora wurde deren funktionelle Diversität mit Hilfe der Erfassung der Substratverwertungsmuster auf gram positiv und gram negativ BIOLOG Mikrotiterplatten bestimmt. Die Substratverwertungsmuster der Bodenmikroflora wurden getrennt

für die Substratgruppen Kohlenhydrate, Karbonsäuren, Aminosäuren, Amine/Amide, Polymere und sonstige berechnet. Sie waren in jeder Substratgruppe signifikant durch die Qualität der eingebrachten ER beeinflusst. Der zeitliche Verlauf des Einflusses der Qualität der ER auf die

Tab. 2: Ergebnisse der Diskriminanzanalyse zur Bestimmung des Einflusses des C/N-Verhältnisses applizierter ER auf die funktionelle Diversität der Bodenmikroflora (Substratgruppe der Amine/Amide) in Abhängigkeit von der Inkubationszeit.

Inkubationszeit (d)	Wahrscheinlichkeit der Klassifikation (%)		
	C/N 29,6	C/N 7,9	ohne ER
1	66,6	100	100
2	83,3	83,3	100
3	100	100	100
7	83,3	100	66,6
14	100	100	100
20	66,6	83,3	83,3

funktionelle Diversität der Mikroflora wird am Beispiel der Substratgruppe der Amine/Amide gezeigt (Tab. 2). Die leicht verfügbaren ER bewirkten bereits nach 24 h Inkubation einen Unterschied in der funktionellen Diversität der Bodenmikroflora im Vergleich zu den Varianten ohne ER und mit ER des weiten C/N-Verhältnisses. Am 3. 7. und 14. Tag

nach Einarbeitung der ER erfolgte auf der Basis der Diskriminanzfunktion eine Trennung der Qualität der ER hinsichtlich der funktionellen Diversität der Bodenmikroflora. Am 20. Tag treten verstärkt Fehlklassifizierungen auf, das heißt der Einfluß der unterschiedlichen Behandlungen läßt sich nicht mehr sicher trennen.

### Schlußfolgerungen

Die Qualität der Ernterückstände beeinflusste sowohl die strukturelle als auch die funktionelle Diversität der Bodenmikroflora. Unter den angegebenen Inkubationsbedingungen erfolgte diese Veränderung innerhalb der ersten 24 h und hielt in der Populationsstruktur bis zum dritten Tag und in der funktionellen Diversität bis zum vierzehnten Tag an. Nach 20 Tagen ist der Effekt der Qualität der Ernterückstände nicht mehr statistisch nachweisbar, lediglich die Varianten ohne Einarbeitung von Ernterückständen unterschieden sich sowohl in der Struktur der Bodenmikroflora als auch in ihrer funktionellen Diversität von den Varianten, die Ernterückstände erhielten. Die Bedeutung der Änderung der mikrobiellen Aktivität sowie der strukturellen und funktionellen Diversität der Bodenmikroflora in Abhängigkeit von der Qualität der Ernterückstände für die Nährstofftransformation im Boden muß in weiteren Untersuchungen geprüft werden.

### Literatur

- Cadisch, G. and Giller, K. E. 1997: Driven by nature, plant litter quality and decomposition. CAB International, Wallingford 409 p.
- Garland JI (1995) Patterns of potential C source utilization by rhizosphere communities. *Soil Biol Biochem* 28:223-230
- Heal, O.W. 1997: Plant litter quality and decomposition: an historical overview. Eds. Cadisch, G. and Giller, K. E. Driven by nature plant litter quality and decomposition. CAB International, Wallingford 3-32.
- Ruppel, S. and Makswitat, E. 1999: Effect of nitrogen fertilization and irrigation on soil microbial activities and population dynamics-a field study. *J. of Plant Nutr. and Soil Sciences* 162:75-81.

## Vergleichende Untersuchung von N<sub>2</sub>O-Gehalt in der Bodenluft und N<sub>2</sub>O-Transport mit dem Sickerwasser an landwirtschaftlich genutzten Böden in Lysimetern

R. Russow<sup>1</sup>, S. Knappe<sup>1</sup>, U. Haferkorn<sup>2</sup>

<sup>1</sup> R. Russow und S. Knappe, UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Sektion Bodenforschung, Th.-Lieser-Str. 4, D-06120 Halle

<sup>2</sup> Ulrike Haferkorn, Umweltbetriebsgesellschaft mbH, Lysimeterstation Brandis

### 1. Problemstellung

Die mikrobiellen Prozesse Nitrifikation und Denitrifikation in Böden bilden, insbesondere bei hoher Stickstoffversorgung, eine Hauptquelle für die anthropogene Emission von Distickstoffmonoxid (Lachgas, N<sub>2</sub>O), einem wichtigen klimarelevanten Spurengas (DAVIDSON UND SCHIMMEL, 1995). Für eine Braunerde-Fahlerde und einen Braunerde-Staugley konnte in einer 2-jährigen Meßreihe nachgewiesen werden, daß die Emission an der Bodenoberfläche, abgesehen von einigen Spitzen im Frühjahr (60-180 µg N/m<sup>2</sup>\*h) mit 1-5 µg N/m<sup>2</sup>\*h sehr gering ist (RUSSOW et al., 1999). Dagegen wurden je nach Bodentyp und -tiefe bis zu 34 ppm N<sub>2</sub>O in der Bodenluft gemessen. Die Emission an der Bodenoberfläche stand in keinem erkennbaren Zusammenhang mit dem N<sub>2</sub>O-Gehalt in der Bodenluft. Unklar ist bisher der Verbleib der hohen N<sub>2</sub>O-Mengen in der Bodenluft aus tieferen Bodenschichten. Nur ein Bruchteil davon wird in die Atmosphäre emittiert. Ein erheblicher Anteil kann auf dem Weg zur Bodenoberfläche in anaeroben Mikrobereichen weiter zu molekularem Stickstoff reduziert oder aufgrund seiner guten Löslichkeit in Wasser (1 l Wasser kann bis zu ca. 1 l N<sub>2</sub>O lösen) mit dem Sickerwasser abtransportiert werden. So wurden in der Bodenlösung bis zum 1500-fachen der N<sub>2</sub>O-Gleichgewichtskonzentrationen mit der freien Atmosphäre (10 °C: 0,32 µgN/l, berechnet nach WEISS und PRICE, 1980) beobachtet (BOWDEN und BORMANN, 1986, DOWDELL et al., 1979, HEINCKE und KAUPENJOHANN, 1999, RONEN et al, 1988). Das gelöste N<sub>2</sub>O gelangt entweder mit dem Drainwasser in offene Gewässer und kann hier in die Atmosphäre emittieren oder es wird im gelösten Zustand in anaeroben Bereichen weiter zu dem umweltschonendem N<sub>2</sub> abgebaut. Zu dem hier skizzierten Zusammenhang von N<sub>2</sub>O-Bildung im Boden und Abtransport mit dem Sickerwasser gibt es bisher wenig Untersuchungen. Im Folgenden wird über entsprechende Ergebnisse für zwei landwirtschaftlich genutzte Böden der Lysimeterstation Brandis im Zeitraum 3/97 bis 4/99 berichtet.

### 2. MATERIAL UND METHODEN

#### 2.1. Lysimeter und Böden

Genutzt wurden Lysimeter mit einer Oberfläche von 1 m<sup>2</sup>, die mit monolithischen Bodenkernen von 3 m Tiefe gefüllt sind. Bei dem Lysimeter 4/6 (L 4/6) handelt es sich eine Braunerde-Fahlerde aus Sandlöß über kiesführenden Fluvisanden und bei dem Lysimeter 7/4 (L 7/4) um einen Braunerde-Staugley aus Sandlöß über kiesführenden Moränenlehm.

Düngung: Stallmist äquivalent zu 180 kg N/ha im November 1997.

Details zu den Lysimetern einschließlich einer Beschreibung der Bodenprofile sowie die Daten zur landwirtschaftlichen Nutzung findet man bei KNAPPE et al., (1993) und KNAPPE et al. (1997).

#### 2.2. On-Line Meßtechnik und Probenahme

- *Bodenwasser*: In Tiefen von 50, 150 und 250 cm der monolithischen Bodensäule erfolgt die in situ-Messung des Wassergehaltes. Über in gleichen Tiefen eingebaute Saugkerzen kann Bodenwasser gewonnen werden, in dem neben dem pH-Wert die interessierenden Ionen Ammonium, Nitrit und Nitrat bestimmt wurden.

- **Bodenluft:** In den bereits genannten Tiefen sind Edelstahlstanzen für die Entnahme von Bodenluft eingebaut. Um den Konzentrationsgradienten in der jeweiligen Bodenschicht möglichst nicht zu stören, erfolgte eine passive Probenahme, basierend auf der Diffusion von Helium gegen Bodenluft. Dazu wurde eine mit Helium gefüllte Glasampulle mit dem Ausgang der Bodenluftstanze verbunden. Nach maximal 3 Tagen war das Gleichgewicht des Gasaustausches erreicht.
- **Sickerwasser:** Da der  $N_2O$ -Gehalt im Wasser im Wesentlichen vom  $N_2O$ -Partialdruck in der Gasphase über dem Wasser und von der Temperatur abhängig ist und deutlich höhere Gehalte als die Gleichgewichtskonzentration mit der freien Atmosphäre ( $0,2-0,4 \mu\text{g N/l}$ ) zu erwarten sind, mußte die Beprobung des Sickerwassers so geschehen, daß mögliche  $N_2O$ -Ausgasungen auf ein Minimum beschränkt werden. Die gewonnenen Wasserproben wurden in luftdicht schließenden Polypropylen-Flaschen (50 ml) im Kühlschrank bei ca.  $4^\circ\text{C}$  bis zu Analytik aufbewahrt.

### 2.3. $N_2O$ -Analytik

Für die automatische Analyse von  $N_2O$ ,  $CO_2$  und Methan in einem Analysenlauf wurde auf der Basis des Gaschromatographen GCH 14 (Shimadzu) mit zwei Detektoren (FID, ECD) und des Headspace Samplers HSS 86.50 (DANI) eine spezielle Gerätekonfiguration entwickelt (SEGSCHEIDER et al., 1996). Zur sicheren und empfindlichen Bestimmung der  $N_2O$ -Gehalte im Sickerwasser mit dieser GC-Einrichtung ist eine Vorbehandlung der Proben notwendig: 10 ml der zur Minimierung von Ausgasungen auf ca.  $1^\circ\text{C}$  gekühlten Sickerwasser-Probe werden in 20 ml Glasampullen, die zur Aussalzung des  $N_2O$  3,5 g Kochsalz enthält, abgefüllt und im Headspace Sampler 7 min. bei  $50^\circ\text{C}$  geschüttelt. Danach erfolgte die Probeninjektion aus dem Gasraum der Probenampulle in den GC.

### 3. ERGEBNISSE UND DISKUSSION

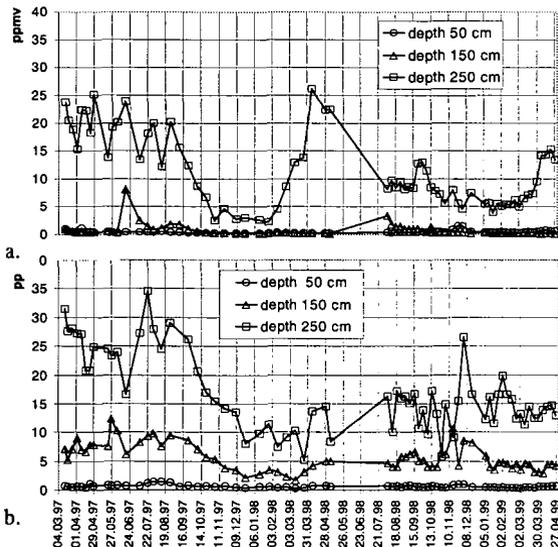


Abb. 1:  $N_2O$ -Gehalt der Bodenluft in verschiedenen Tiefen von zwei Lysimeterböden  
a. L 7/4: Braunerde-Staugley  
b. L 4/6: Braunerde-Fahlerde

Die  $N_2O$ -Gehalte der Bodenluft in den Tiefen 50, 150 und 250 cm in beiden Lysimetern für den Beobachtungszeitraum 3/97 bis 4/99 sind in Abbildung 1 a und b dargestellt. Die  $N_2O$ -Gehalte in der Bodenluft der tieferen Schichten sind beim Braunerde-Staugley (L 7/4) mit 2-26 ppmv geringer als in der Braunerde-Fahlerde (L 4/6) mit 5-34 ppmv, obwohl im ersteren Boden aufgrund seines Lehm- und Tonanteils eher anaerobe Verhältnisse auftreten sollten. Wie in Laboruntersuchungen nachgewiesen, ist anzunehmen, daß infolge stärker ausgeprägter anaerober Verhältnisse die Denitrifikation in den tieferen Bodenschichten bis zum  $N_2$  verläuft und somit geringere  $N_2O$ -Konzentrationen auftreten.

Die N<sub>2</sub>O-Emission an der Bodenoberfläche ist mit 0,7 kg N/ha\*a gegenüber 0,3 kg N/ha\*a für den Staugley jedoch höher als für die Braunerde-Fahlerde (vgl. RUSSOW et al., 1999).

Nitrat ist das Ausgangsprodukt der N<sub>2</sub>O-Bildung durch Denitrifikation. Sein Gehalt in den tieferen Bodenschichten zeigte über den Beobachtungszeitraum keine ausgeprägten Veränderungen (nicht dargestellt). Das höhere Grundniveau an N<sub>2</sub>O und die deutlich erkennbaren Konzentrationspeaks in 250 cm Tiefe können also nicht mit einem höheren Nitratangebot erklärt werden. Offenbar war der Nitratgehalt stets hinreichend hoch und somit nicht limitierend für die N<sub>2</sub>O-Bildung. Dagegen zeigte das Nitrit, ein wichtiges Zwischenprodukt für die N<sub>2</sub>O-Bildung, ebenfalls eine Konzentrationserhöhung im gleichen Zeitraum (nicht dargestellt). Die Ursachen für den hohen N<sub>2</sub>O-Gehalt in der Bodenluft der tieferen Bodenschichten sind also nicht im Angebot an Nitrat, sondern wahrscheinlicher in dessen Umwandlungsbedingungen (Temperatur, pO<sub>2</sub>, C-Angebot) zu suchen.

Wie einleitend bereits erläutert, kann das N<sub>2</sub>O im Boden weiter zu N<sub>2</sub> mikrobiell abgebaut oder, wegen seiner guten Wasserlöslichkeit, mit dem Sickerwasser abtransportiert werden. Durch die N<sub>2</sub>O-Bestimmung im Sickerwasser (vgl. Pkt. 2.3.) läßt sich die letzte Möglichkeit näher untersuchen. Tabelle 1 zeigt ausschnittsweise die N<sub>2</sub>O-Konzentrationen im Sickerwasser und die N<sub>2</sub>O-Gehalte in der Tiefe 250 cm, also 50 cm oberhalb des Sickerwasseraustritts. Obwohl sich die N<sub>2</sub>O-Gehalte in 250 cm Tiefe nur geringfügig unterscheiden, weisen die Gehalte im Sickerwasser von beiden Böden signifikante Unterschiede auf. Die Braunerde-Fahlerde zeigt mit bis zu 91 µg N/l deutlich höhere Werte als der Braunerde-Staugley mit max. 6,9 µg N/l. Auf der Passage durch die Bodenschicht von 250 bis 300 cm (Sickerwasseraustritt) muß also eine N<sub>2</sub>O-Neubildung und/oder ein -Abbau in unterschiedlichem Umfang/Verhältnis auftreten. Durch die Berechnung der theoretisch zu erwartenden N<sub>2</sub>O-Konzentrationen in der Bodenlösung aus den gemessenen Bodenluftgehalten in 250 cm Tiefe sollte eine Abschätzung dazu möglich sein. Die Berechnung erfolgte nach einer für reale Gaseigenschaften korrigierten Henry'schen Gleichung (WEISS und PRICE, 1980).

Die danach berechneten N<sub>2</sub>O-Mengen in der Bodenlösung sind ebenfalls in Tabelle 1 enthalten. Der Vergleich dieser berechneten Werte für 250 cm Tiefe mit den am Lysimeterausgang gemessenen N<sub>2</sub>O-Gehalten im Sickerwasser lassen folgende Aussagen zu:

Tabelle 1: Vergleich der N<sub>2</sub>O-Gehalte in der Bodenlösung und im Sickerwasser mit der Konzentration in der Bodenluft bei einer Tiefe von 250 cm für Lysimeter 4/6 und Lysimeter 7/4

Datum	Lysimeter 4/6			Lysimeter 7/4		
	Sickerw. gemessen µg N/l	Bodenluft gemessen ppmv	Boden-Lsg. berechnet µg N/l	Sickerw. gemessen µg N/l	Bodenluft gemessen ppmv	Boden-Lsg. berechnet µg N/l
32.09.98	31,8	10,8	12,0	5,2	12,7	14,1
30.09.98	77,8	14,0	15,5	6,9	13,0	14,4
07.10.98	32,3	9,6	10,6	6,3	11,5	12,8
14.10.98	35,6	17,2	19,1	6,3	8,4	9,3
21.10.98	41,1	13,2	14,6	6,1	7,9	8,8
28.10.98	47,1	5,7	6,3	5,6	7,2	8,0
04.11.98	42,0	15,0	16,6	5,6	5,5	6,1
11.11.98	91,0	n.b.		5,8	n.b.	
17.11.98	58,6	9,1	10,1	6,3	8,0	8,9
25.11.98	51,3	15,5	17,2	5,6	5,5	6,1
02.12.98	41,5	26,5	29,4	5,3	4,6	5,1
09.12.98	55,5	n.b.		5,5	n.b.	
16.12.98	35,3	16,6	18,4	6,4	7,4	8,2

n.b. - nicht bestimmt

*Braunerde-Fahlerde*: Der  $N_2O$ -Gehalt am Lysimeterausgang ist größer als der in 250 cm Tiefe, d.h. auf der Passage des Sickerwassers durch die Bodenschicht 250-300 cm erfolgt eine Netto-Neubildung an  $N_2O$ .

*Braunerde-Staugley*: Die Gehalte am Lysimeterausgang sind gleich oder kleiner als in 250 cm Tiefe, d.h. auf der Sickerwasserspassage durch diese Bodenschicht erfolgt keine Netto-Neubildung, eher ein Abbau an  $N_2O$ .

Dieses Ergebnis deutet auf gegenüber der Braunerde-Fahlerde stärker ausgeprägte anaerobe Verhältnisse in dem Staugley hin.

Aus den gemessenen  $N_2O$ -Gehalten im Sickerwasser ist ferner eine Abschätzung des  $N_2O$ -Austrages aus der Bodensäule mit dem Sickerwasser möglich. Bei einem durchschnittlichen Sickerwasseranfall von 110 mm pro Jahr ergeben sich 0.1 kg N/ha\*a für die Braunerde-Fahlerde und nur 0.008 kg N/ha\*a für den Braunerde-Staugley. Zu den vergleichsweise hoch anmutenden  $N_2O$ -Konzentrationen im Sickerwasser (bis 91  $\mu g N_2O-N/l$ ) sind das sehr geringe Frachten.

#### 4. LITERATUR

- BOWDEN, W.B., BORMANN, F.H., 1986: Transport and loss of nitrous oxide in soil water after forest clear-cutting. *Science* **233**, 867-869
- DAVIDSON, E.A., SCHIMEL, J.P., 1995: Microbial processes of production and consumption of nitric oxide, nitrous oxide and methan. In: P.A. Matson, R.C. Harriss (Ed.): *Biogenic Trace Gases: Measuring Emission from Soil and Water*. Blackwell Science, p. 327-357
- DOWDELL, R.J., BURFORD, J.R., CREES, R., 1979: Losses of nitrous oxide dissolved in drainage water from agricultural land. *Nature* **278**, 342-343
- FIRESTON, M.K., DAVIDSON, E.A., 1989: Microbial basis of  $NO$  and  $N_2O$  production and consumption in soil. In: M.O. Andrae, J.P. SCHIMEL (Ed.): *Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere*, p. 7-21
- HEINCKE, MAREN, KAUPENJOHANN, M., 1999: Review: effects of soil solution on nitrous oxide emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystem*, in press
- KNAPPE, S., MORITZ, CH., KEESE, U., 1993: Grundwasserneubildung und N-Austrag über Sickerwasser bei intensiver Landnutzung - Lysimeteruntersuchungen an acht Bodenformen in der Anlage Brandis. *Archives of Agronomy and Soil Science* **38**, 393-403
- KNAPPE, S.; KEESE, U.; KALBITZ, K., 1997: Lysimeteruntersuchungen zur Wirkung von Flächenstilllegungsmaßnahmen auf den Stickstoffaustrag und den Nitratgehalt von Sickerwasser von vier Bodenformen. *BAL Bericht 7. Lysimetertagung, Gumpenstein, .04.1997*
- RONEN, D., MAGARITZ, M., ALMON, E., 1988: Contaminated aquifers are a forgotten component of the global  $N_2O$  budget. *Nature* **335**, 57-59
- Russow, R., Knappe, S., Haferkorn, U., 1999: Untersuchungen zum  $N_2O$ -Gehalt der Bodenluft und zur  $N_2O$ -Emission sowie zum  $N_2O$ -Transport mit dem Sickerwasser an landwirtschaftlich genutzten Böden in Lysimetern. *BAL Bericht 8. Lysimetertagung, Gumpenstein, 13.-14.04.1999*
- SEGSCHNEIDER, H.J., SICH, I., RUSSOW, R., 1996: Use of a specially configured gas chromatography system for the simultaneous determination of methan, nitrous oxide and carbon dioxide in ambient air and soil atmosphere. *Int. Workshop on Gaseous Emission from Grasslands, Institute of Grassland & Environmental Research (IGER), Okehampton, UK*, p. 211-218
- WEISS, R.F., PRICE, B.A., 1980: Nitrous oxide solubility in water and sea water. *Mar. Chem.* **8**, 347-359

# Schätzung der räumlichen Variation des Ton- und Wassergehaltes mit elektromagnetischer Induktion

Schmidhalter, U.<sup>1</sup>; Zintel, A.<sup>1</sup>

## Einleitung und Fragestellung

Textur und Wasserstatus des Bodens bilden wichtige Kenngrößen des Standortpotentials. Das Standortpotential und die Interaktion mit der jahresspezifischen Witterung bestimmen wesentlich die Ertragsleistung. Die Verfügbarkeit des Wasser und die Stickstoff-Düngung bestimmen neben abiotischen und biotischen Stressfaktoren (Bodenverdichtung, Pathogene, Verunkrautung) sehr stark die Ertragsleistung. Eine einfache berührungsfreie Bestimmung der Variation der Bodentextur und des Bodenwassergehaltes könnte wichtige Anhaltspunkte nicht nur für ein besseres kausales Verständnis der Ertragsbildung sondern auch für die Optimierung der Bewirtschaftung geben. Damit sind wichtige Voraussetzungen für eine teilflächenspezifische Bewirtschaftung erfüllt.

Die räumliche Verteilung der elektrischen Leitfähigkeit eines Bodens kann rasch und genau mit elektromagnetischer Induktion gemessen werden (de Jong et al. 1989). Die elektrische Leitfähigkeit des Bodens hängt ab vom volumetrischen Wassergehalt, der Konzentration gelöster Stoffe in der Bodenlösung, und der Art und Menge der Tonminerale im Boden (McNeill, 1980) sowie der Bodendichte. Bisherige Arbeiten haben sich wesentlich auf geophysikalische Untersuchungen sowie die Kartierung der Salinität im Boden konzentriert. Einige wenige andere Arbeiten zeigen ein interessantes Potential zur Bestimmung des Bodenwassergehaltes oder des Tongehaltes im Boden auf (Kachanoski et al., 1988; Durlessler, 1999).

## Material und Methoden

Dieses Potential wurde in einer Untersuchung auf einem 2 ha großen Schlag überprüft. Die elektrische Leitfähigkeit des Bodens wurde mit einer EM38 Sonde (Geonics Limited, Ontario) im horizontalen ( $EM_h$ ) und vertikalen ( $EM_v$ ) Modus gemessen. An 90 Standorten innerhalb des Schlages wurde im August 1998 die Textur des Bodens, die elektrische Leitfähigkeit der Bodenlösung und ihre Zusammensetzung sowie der gravimetrische Wassergehalt in den drei Tiefen 0-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm gemessen.

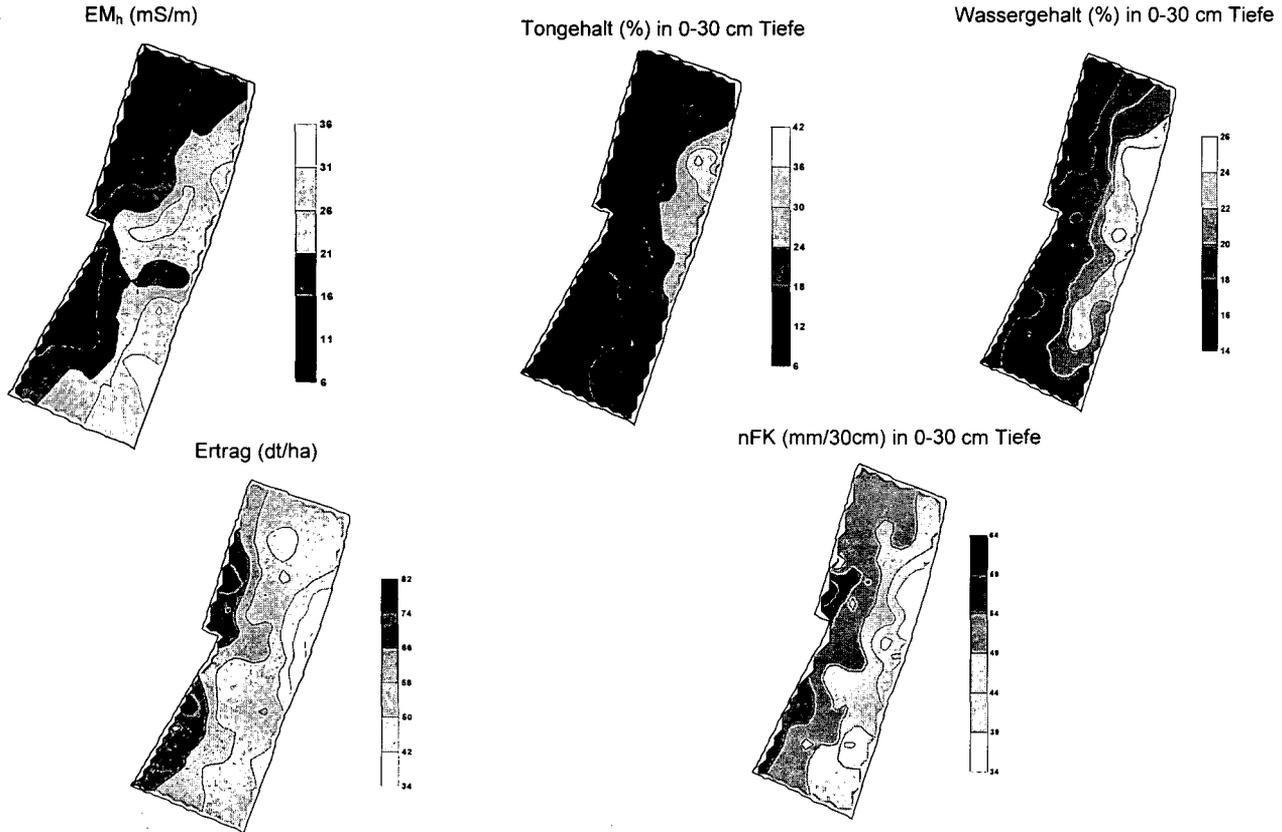
Die Beziehung zwischen der elektrischen Leitfähigkeit des Bodens und dem Tongehalt, dem Wassergehalt, der elektrischen Leitfähigkeit der Bodenlösung sowie der nFK in den Bodentiefen 0-30, 30-60, 60-90 und 0-90 cm und dem Ertrag wurde bestimmt.

## Ergebnisse

Die räumliche Verteilung der elektrischen Leitfähigkeit ermittelt im horizontalen Modus ( $EM_h$ ) ist in Abbildung 1 dargestellt. In der gleichen Abbildung finden sich für die Bodentiefe 0-30 cm die räumlichen Verteilungen des Tongehaltes, des Wassergehaltes, der nFK, und zusätzlich ist das Muster der Ertragsverteilung angegeben. Die Bestimmtheitsmasse einfacher Regressionen ergaben signifikante Beziehungen zwischen den  $EM_h$ -Werten sowie dem Tongehalt, dem Wassergehalt und

<sup>1</sup> Lehrstuhl für Pflanzenernährung, Technische Universität München, D-85350 Freising-Weihenstephan, e-mail: <schmidhalter@weihenstephan.de>

**Abb. 1:** Räumliche Verteilungen der elektrischen Leitfähigkeit des Bodens, gemessen mit elektromagnetischer Induktion mit EM38 im horizontalen Modus ( $EM_h$ ), sowie des Tongehaltes, des Wassergehaltes, der nFK in 0-30 cm Bodentiefe, und des Ertrages.



der nFK in 0-30 cm Tiefe ( $R^2=0.38; 0.39; 0.32$ ) (Tabelle 1). Ton- und Wassergehalt in dieser Tiefe waren eng korreliert ( $r=0.82$ ). Durch eine quadratische Beziehung konnte die Beziehung zwischen der elektrischen Leitfähigkeit ( $EM_h$ ) und dem Wassergehalt in 0-30 cm Bodentiefe beispielsweise weiter verbessert werden ( $R^2=0.50$ ). Der Ertrag dieses Standortes zeigte eine signifikante Beziehung zum Wassergehalt in 0-30 cm Bodentiefe ( $R^2=0.38$ ).

Vergleichbar gute Beziehungen wurden zwischen diesen Parametern in der Bodentiefe 0-90 cm gefunden (Tabelle 1).

Der vertikale Modus ( $EM_v$ ) zeigte die beste Beziehung zum Tongehalt in 0-90 cm Bodentiefe auf ( $R^2=0.33$ ) (Tabelle 1). Die elektrische Leitfähigkeit der Bodenlösung zeigte wenig Beziehung zur elektrischen Leitfähigkeit des Bodens.

**Tab. 1:** Beziehung zwischen der elektrischen Leitfähigkeit des Bodens ( $EM_h$  und  $EM_v$ ) und den Parametern Tongehalt, Wassergehalt, nFK, und Ertrag. Die elektrische Leitfähigkeit wurde mit elektromagnetischer Induktion in horizontaler und vertikaler Ausrichtung des Messgerätes bestimmt. Ton- und Wassergehalt wurden getrennt für die 3 Bodentiefen 0-30, 30-60 und 60-90 cm bestimmt. Die nFK wurde aus Texturgrößen abgeleitet.

R <sup>2</sup>	Tongehalt			
	0-30cm	30-60cm	60-90cm	0-90cm
Em <sub>h</sub>	0.38	0.12	0.08	0.38
Em <sub>v</sub>	0.13	0.17	0.22	0.33

R <sup>2</sup>	Gravimetrischer Wassergehalt			
	0-30cm	30-60cm	60-90cm	0-90 cm
Em <sub>h</sub>	0.39	0.14	0.07	0.39
Em <sub>v</sub>	0.22	0.16	0.18	0.26

R <sup>2</sup>	nFK			
	0-30cm	30-60cm	60-90cm	0-90cm
Em <sub>h</sub>	0.32	0.11	0.12	0.31
Em <sub>v</sub>	0.19	0.10	0.14	0.29

R <sup>2</sup>	Ertrag
Em <sub>h</sub>	0.24
Em <sub>v</sub>	0.09

R <sup>2</sup>	EC <sub>Bodenlösung</sub>			
	0-30cm	30-60cm	60-90cm	0-90cm
Em <sub>h</sub>	0.14	0.01	0.00	0.07
Em <sub>v</sub>	0.13	0.00	0.06	0.11

### Schlußfolgerungen und Ausblick

Die elektrische Leitfähigkeit ( $EM_h$ ) wies eine signifikante Beziehung zum gravimetrischen Bodenwassergehalt, dem Tongehalt und der nFK in 0-30 und in 0-90 cm Bodentiefe auf. Es fand sich keine Beziehung zur elektrischen Leitfähigkeit der Bodenlösung.

Die Schätzung der räumlichen Variation des Ton- und Wassergehaltes mit elektromagnetischer Induktion erwies sich als eine sehr interessante Technik, die zum Zweck der Verallgemeinerung auf weiteren Standorten überprüft wird

## Literatur

- de Jong, E., A.K. Ballantyne, D.R. Cameron, and D.W.L. Read, 1979. Measurement of apparent electrical conductivity of soils by an electromagnetic induction probe to aid salinity surveys. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43, 810-812.
- Durlesser, H. 1999. Bestimmung der Variation bodenphysikalischer Parameter in Raum und Zeit mit elektromagnetischem Induktionsverfahren. München, Techn. Univ., Diss.
- Kachanoski, R.G., Gregorich, E.G., and I.J. Van Wesenbeeck, 1988. Estimating spatial variations of soil water content using noncontacting electromagnetic inductive methods. *Can. J. Soil Sci.* 68, 715-722.
- McNeill, J.D., 1980. Electromagnetic terrain conductivity measurement at low induction numbers: Tech. Note TN-6. Geonics Limited, Mississauga, Ont.

# Untersuchungen zu Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen auf einem Haldenstandort des ehemaligen Uranbergbaus

Schönbuchner, H.<sup>1</sup>; Martin, M.-L.<sup>1</sup>; Leiterer, M.<sup>2</sup>; Bergmann, H.<sup>1</sup>

## 1 Einführung/Problemstellung

Im Bereich der ehemaligen sächsisch-thüringischen Uranbergbauregion wurden von 1947 bis 1990 insgesamt 220000 Tonnen Uran produziert. Im Raum Ronneburg existieren infolge intensiven Bergbaus zahlreiche Halden (RAU & DAENECKE, 1995), die seit der Ablagerung des Kippensubstrates bodenbildenden Prozessen, der Auswaschung und dem Transfer von Schwermetallen aus dem Boden in die Vegetation unterworfen sind. Der Umfang der Schwermetallauswaschung und die Schwermetalltransferintensität in Pflanzen hängt von der Mobilität der Schwermetalle in geogenen Substraten ab. Die Mobilisierbarkeit der Schwermetalle kann durch die Begriffe „mobilisierbar“, „potentiell mobilisierbar (nachlieferbar)“ und „immobil“ in drei Klassen eingeteilt werden (PRÜEB, 1992,). Diese Fraktionen lassen sich bestimmten Bindungsformen und Stoffgruppen im Boden zuordnen. Für die Aufnahme durch Pflanzen sind die mobilen und potentiell nachlieferbaren Schwermetalle entscheidend (WELP et al., 1999).

Ziel dieser Untersuchung ist es, die Mobilität der Schwermetalle und ihren Transfer aus dem Boden in die Vegetation für einen Halden-Standort im WISMUT-Bereich zu beschreiben. Insbesondere sollte die Eignung des Ammoniumnitratextraktes zur Beschreibung der Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit des Uran untersucht werden. Außerdem sollten erste Versuche zur Verteilung des Uran in Pflanzen angestellt werden.

## 2 Material und Methoden

Für die Untersuchungen wurde ein 4 ha großes quadratisches Areal auf der Westhalde ausgewählt. Diese Halde wurde in den 70er Jahren mit einer Haldenabdeckung versehen, die vorrangig aus mesozoischen Sedimenten besteht. In diesem Material treten vor allem für Cd, Cu, und Zn (Vorsorgewerte) und Arsen (Maßnahmewert) Grenzwertüberschreitungen nach Bundesbodenschutzverordnung auf. Die Fläche wird beweidet und zeigt eine typische Fettwiesen-Vegetation. Auf diesem Areal wurden 25 Einzelplots von 9 m<sup>2</sup> Größe für die Boden- und Pflanzenprobenahme angelegt. Der Schwermetall-Status der Bodenproben wurden mit Hilfe der Standardmethoden ‚Königswasseraufschluß‘ und ‚Ammoniumnitratextraktion‘ charakterisiert. Die Bestimmung der Schwermetallgehalte der Pflanzen erfolgte nach Mikrowellen-Druckaufschluß. Die Messungen wurden an ICP-OES und ICP-MS durchgeführt. Die Gefäßversuche zur Uranaufnahme erfolgten in mit Quarzsand gefüllten Schalen in Anlehnung an die Versuchsvorschrift für Neubauerests.

## 3 Ergebnisse und Diskussion

Der Wurzelfilz der organischen Auflage (durchschnittlich 3cm mächtig, hier als Oh bezeichnet) weist eine Schwankungsbreite von pH 5,4 bis pH 7,1 auf. Vom Ah-Horizont (0-6 cm) zum

<sup>1</sup> Institut für Ernährungswissenschaften der Friedrich-Schiller-Universität Jena, Dornburgerstr. 25, 07743 Jena

<sup>2</sup> Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL), Naumburgerstr. 98, 07743 Jena

jCv3 (50 – 80 cm ) steigt der pH über die jCv1 und jCv2-Horizonte von 6,3 kontinuierlich auf 7,2 an. Dies ist für die Schwermetallmobilität von großer Bedeutung.

Abb. 1 zeigt die mittlere Tiefenverteilung von Cadmium gegenüber dem weitgehend immobilen Chrom: Während der mit Königswasser bestimmte Chromgehalt gleichmäßig über das Profil verteilt ist, steigt der Gehalt des Cadmiums (bei relativ großer Standardabweichung) deutlich mit der Tiefe an. Dieser eindeutige Trend zeigte sich auch für andere, eher mobile bzw. mobilisierbare Elemente wie Zn und Ni.

Arsen, das bei oxischen Bedingungen und tiefen pH-Werten immobilisiert wird, zeigte eine dem Chrom ähnliche Tiefenfunktion. Chrom war im Ammoniumnitratextrakt meist nicht nachweisbar (Abb.1). Für das Cadmium hingegen wurde eine Zunahme der Ammoniumnitrat-Fraktion zum Unterboden hin festgestellt.

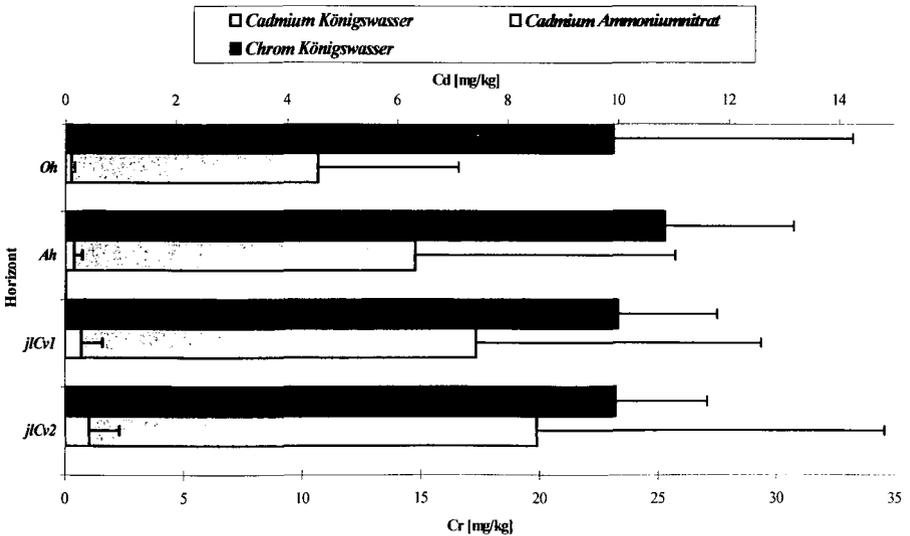


Abb. 1: Vergleich der Tiefenverteilung von Cd und Cr (Mittelwert 24 Profile mit Standardabweichung); Königswassergehalte Cd und Cr, Ammoniumnitratgehalte Cd (Schraffur)

Aus diesem Befund läßt sich ableiten, daß (bei Annahme einer gleichmäßigen Verteilung aller Schwermetalle zum Zeitpunkt der Abdeckungsablagerung) Cd und andere Schwermetalle während der 30jährigen Lagerungsphase im Oberboden abgereichert wurden: Dies könnte durch Verlagerung mit dem Sickerwasser und Entzug durch Pflanzen erfolgt sein. Die gleichförmige Verteilung des immobilen Chroms und Arsens ist ein Indiz für diese These. Eine weitere Interpretationsmöglichkeit besteht in der Annahme von Schichtungen in der Haldenabdeckung. Weitere Untersuchungen sollen diese Frage klären.

Tab. 1 zeigt die Schwermetallkonzentrationen in den häufigsten Pflanzengruppen/-arten des Versuchsareals: Auffallend ist, daß Klee für Co, Ni, As, Pb und U die höchsten Konzentrationen aufweist. Dies ist z.T. auf die vergleichsweise geringe Biomasseproduktion zum Probenahmezeitpunkt zurückzuführen; Gras und Löwenzahn zeigen aufgrund der höherern Biomasse einen Verdünnungseffekt. Überdies haben Leguminosen ein hohes Aufschlußvermögen

für mineralische Elemente. Trotz hoher Bodengehalte ist der Transfer des Arsens in die Pflanzen gering. Dies ist auf die Immobilisierung des Arsens als Arsenat unter oxidischen Bedingungen und bei neutralen/schwach sauren pH-Werten zurückzuführen (O' NEILL, 1999).

	<u>Gras</u> (n=23)	<u>Klee</u> (n = 23)	<u>Löwenzahn</u> (n = 23)	<u>Schafgarbe</u> (n=18)
	[mg/kgTS] = [ppm]	[mg/kgTS] = [ppm]	[mg/kgTS] = [ppm]	[mg/kgTS] = [ppm]
Cadmium	0,23	0,06	3,41	1,63
Kobalt	0,04	0,25	0,12	0,20
Chrom	1,53	1,00	0,43	1,28
Kupfer	6,99	8,65	11,46	12,65
Nickel	2,56	4,09	2,76	3,72
Zink	87,17	60,83	130,04	146,93
Arsen	0,06	0,12	0,11	0,10
Blei	0,10	0,58	0,25	0,44
Uran	0,01	0,06	0,04	0,03

Tab. 1: Durchschnittliche Schwermetallkonzentrationen (Medianwerte) der Pflanzen des Versuchsareals Westhalde (Probenahme April 1998, Maximalgehalte grau unterlegt)

Die Urangelhalte der Pflanzen sind trotz verhältnismäßig hoher königswasserextrahierbarer Mengen niedriger als diejenigen der anderen Elemente, was für eine geringe Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit spricht. Die Verteilung der Urangelhalte (Abb. 2) zeigt eine Zunahme mit der Tiefe, wobei die U-Konzentrationen im  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Extrakt mehr als zwei Zehnerpotenzen unter den Werten des U-Königswassergehaltes liegen. Davon abweichend sind die Konzentrationsdifferenzen für Cd und Zn geringer (kleiner zwei Zehnerpotenzen). Die Urangelhalte in oberirdischen Pflanzenteilen korrelieren aber nicht mit dem mobilen Urananteil der Oh-Lage. Für andere Elemente (v.a. Zn und Cd) waren lineare Beziehungen zwischen beiden Parametern nachweisbar. Durch die Berechnung einer multiplen Regression zum Uranverhalten ergab sich allerdings ein signifikanter Zusammenhang zwischen der  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbaren Uranmenge, dem pH des Oh-

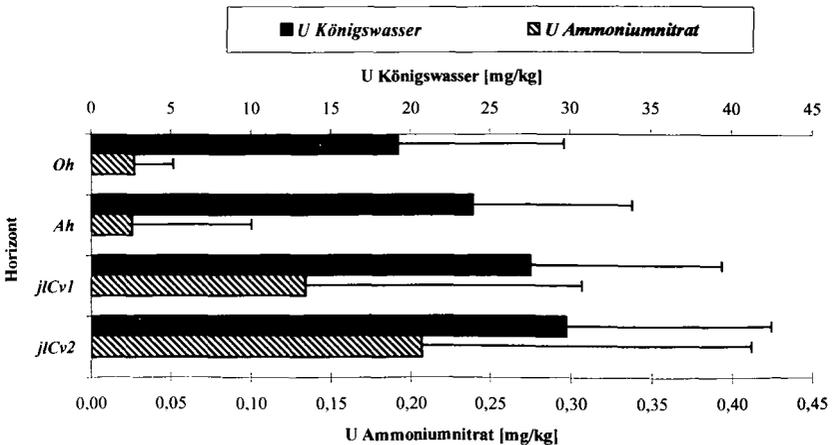


Abb. 2: Tiefenverteilung von Uran (Mittelwert 24 Profile mit Standardabweichung); Königswasser- und Ammoniumnitratgehalte (Schraffur)

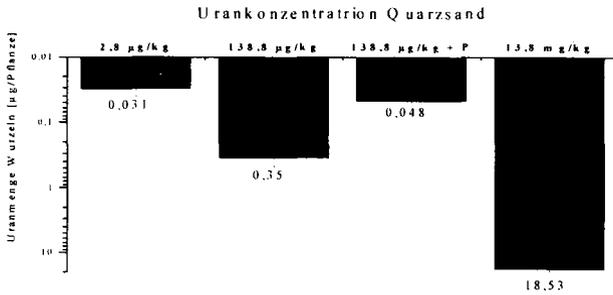


Abb. 3: Uranaufnahme von Haferwurzeln im Gefäßversuch bei verschiedenen Urankonzentrationen (dritte Variante mit P-Düngung, alle anderen ohne P-Düngung)

Horizontes und dem Urangehalt des Grases. Erste Auswertungen der Gefäßversuche zur Verteilung des Uran in der Pflanze (bei einem Boden-pH von 6,5) zeigen, daß es vorrangig in den Pflanzenwurzeln angereichert wird (Abb. 3): Nur bei der höchsten Urangabe ließ sich auch ein Transfer in die oberirdischen Pflanzenteile von Hafer nachweisen, wobei in den Blättern mehr Uran akkumuliert wird als im Sproß. Die absolute Uranmenge in den Wurzeln bei der höchsten Urangabe übersteigt diejenige der oberirdischen Pflanzenteile um das 370-fache. In Gegenwart von Düngerphosphat wird die Uranaufnahme in die Pflanzenwurzeln aufgrund der Ausfällung von schwerlöslichen und immobilen Uranylphosphaten stark reduziert.

Bei Absenkung des pH-Wertes ist, auch unabhängig von der Phosphatkonzentration, mit einem deutlich höheren Transfer in die oberirdischen Pflanzenteile zu rechnen (EBBS et al., 1998), weil Uran dann als freies Uranyl-kation in der Bodenlösung vorliegt, welches in der Pflanze besser transportiert wird, als die bei mittleren pH-Werten vorliegenden Uranyl-Hydroxy-Komplexe.

#### 4 Zusammenfassung

Im Material der Haldenabdeckung wurde für alle Schwermetalle außer Chrom und Arsen eine Konzentrationszunahme mit der Tiefe festgestellt: Auch das Tiefenprofil des Uran zeigt diese Tendenz. Der Anteil des ammoniumnitratextrahierbaren Uran an der mit Königswasseraufschluß bestimmten Gesamtmenge ist relativ gering, dennoch konnte für die Oh-Lage ein Zusammenhang zwischen dem pH, dem Urangehalt von Gräsern und der ammoniumnitrat-extrahierbaren Fraktion festgestellt werden. Uran wird sehr stark in den Wurzeln akkumuliert und, im Gegensatz zu anderen Elementen, nur schwach in die oberirdische Biomasse transferiert.

#### 5 Literatur

EBBS, S. D., BRADY, D. J. & KOCHIAN, L. V. (1998): Role of uranium speciation in the uptake and translocation of uranium by plants. *J. Exp. Bot.* **49**, 1183-1190

O' NEILL, P.O (1999): Arsen. In: ALLOWAY, B.(Hrsg.) (1999): Schwermetalle in Böden – Analytik, Konzentrationen, Wechselwirkungen. *Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg*, 113-129

PRÜEB, A. (1992): Vorsorgewerte und Prüfwerte für mobile und mobilisierbare, potentiell ökotoxische Spurenelemente in Böden. *Verlag Ulrich E. Grauer, Wendlingen*, 145 S.

RAU, D. & DAENECKE, R. (1995): Rekultivierung und Sanierung im ehemaligen Uranerzabbaugebiet der Wismut im Raum Ronneburg/Ostthüringen - Exkursion G. In: Exkursionsführer zur Jahrestagung 1995 - *Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch.* **77**, 311-338

WELP, G., LIEBE, F. & BRÜMMER, G. W. (1999): Mobilität von Schwermetallen in Böden und ihre Verfügbarkeit für Pflanzen. *Berichte des Umweltbundesamtes* **1/99**, 28-39

# Quantifizierung der Sickerung

## -Methodenvergleich und Validierung-

Jan Siemens und Martin Kaupenjohann

### 1 Einleitung

In Trinkwassergewinnungsgebieten Münsters wird durch die Erfassung von Stoffflüssen in der ungesättigten Zone der Einfluß der Landwirtschaft auf die langfristige Entwicklung der Grundwasserqualität untersucht. Im Vorfeld der Untersuchungen wurden verschiedene Methoden zur quantitativen Erfassung der Sickerung unter kontrollierten Randbedingungen im Feld überprüft. Darüber wird nachfolgend berichtet.

### 2 Methoden

Die Eignung von tensiometergesteuerten Saugplatten, Dochtsammlern und modifizierten Monitoring-Boxen (für stationären Betrieb zwischen Glasfaserpolster installiert) zur Erfassung der Sickerwassermenge wurde auf einer Plaggenesch-Braunerde aus Flugsand (Mittelsand feinsandig) untersucht. Dazu wurden zwei 2,2m breite, 12m lange und 0,9m hohe Bodenmonolithen durch das Anlegen von drei parallelen Gräben freipräpariert und seitlich mit Folie verkleidet. In die Profilwände des mittleren Grabens wurde in 60cm Tiefe 10 Meßgeräte jedes Typs zufällig verteilt eingebaut. Zur Überprüfung der verschiedenen Meßgeräte wurde ein Beregnungsversuch durchgeführt (hohe Intensität: 5mm/h, 10mm täglich; niedrige Intensität: 2,5mm/h, 2,3mm täglich). Die Beregnung erfolgte nach Aufsättigen der Monolithen auf Feldkapazität in einem regelmäßigen Zyklus als „steady state“ Fluß. Zwischen den Beregnungsereignissen wurden der Boden mit Folie abgedeckt, um die Verdunstung von appliziertem Wasser zu unterbinden. Während der Beregnung mit hoher Intensität wurden für einen Tracer (Chlorid) Durchbruchkurven aufgenommen und Massenbilanzen erstellt.

### 3 Ergebnisse

Die Flußrate im Boden war räumlich hoch variabel (Variationskoeffizient 32%, Abb. 1). Die Dochtsammler arbeiteten bei Saugspannungen von ca. 30hPa mit einem kleinen mittleren Fehler von 2% (Wasserfluß) bis 11% (Tracerbilanz, Abb. 2). Bei trockeneren Bodenverhältnissen ( $h=65hPa$ ) konnten die Dochte jedoch keine ausreichende Saugspannung erzeugen und unterschätzten den Wasserfluß um 40% (Abb. 2).

Die Saugplatten überschätzten bei hoher Flußrate aufgrund eines Wasserstaus auf der Fassung der Platten die Sickerung im Mittel um 15% (Wasserbilanz) bis 36% (Tracerwiederfindung). Bei geringeren Flußraten sank die Überschätzung auf 13%.

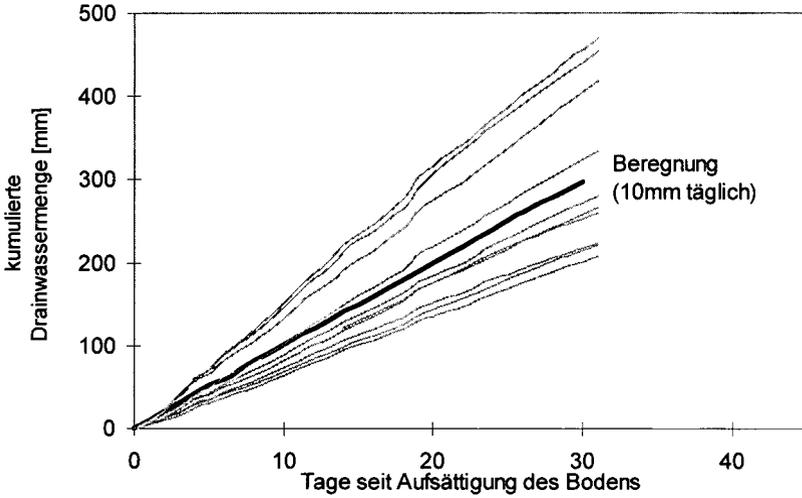


Abb. 1: Kumulierte Drainwassermenge der 10 Dochtsammler. Fett dargestellt ist die applizierte Regenmenge (5mm/h; 10mm täglich)

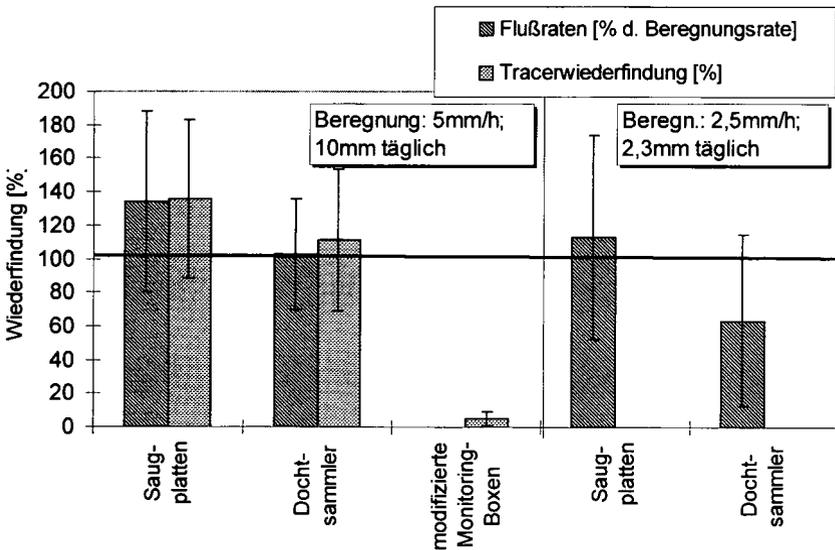


Abb. 2: Wasser- und Tracerbilanzen bei hoher und niedriger Regenintensität

Die Modifikation der Monitoring-Boxen führte zu einer hydraulischen Isolierung der Boxen vom umgebenden Boden, so daß der ausgebrachte Tracer die Meßgeräte beinahe vollständig umströmte. Für die Saugplatten erfolgt der Durchbruch des Tracerpulses gemittelt nach ca. 125mm Regenmenge (0,8 Porenvolumen, Abb. 3). In den Dochtsammllern fand der Durchbruch des Tracers auch aufgrund des höheren Eigenvolumens der Meßgeräte verzögert nach 157mm (0,9 Porenvolumen) statt.

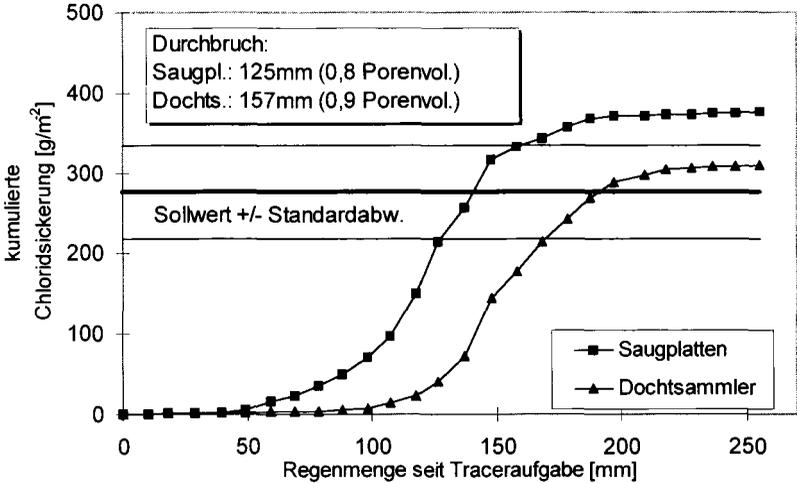


Abb. 3: Kumulierte Chloridsickerung bei einer Beregnungsintensität von 5mm/h (10mm/d). Die Werte der Dochtsammler sind Mittelwerte aus zehn Geräten, die der Saugplatten aus acht Parallelen.

#### 4 Schlußfolgerungen

Die tensiometergesteuerten Saugplatten erlauben eine Abschätzung der Sickerung sowohl bei hohen als auch bei niedrigen Flußraten. Die Sickerung weist zwar eine hohe räumliche Heterogenität auf, unter den gewählten Randbedingungen (aufgesättigter Boden, hohe Regenintensität, quasi steady state Fluß) ist die Neigung des Bodens zu schnellem Transport, z.B. durch Makroporenfluß, jedoch gering.

#### Dank

Den Kooperationen Landwirtschaft/Wasserwirtschaft Münster und Warendorf, den Stadtwerken Münster, dem Umweltamt der Stadt Münster, der Wasserversorgung Beckum, dem Westfälisch-Lippischen Landwirtschaftsverband und der Firma TeeJet sei für die geleistete Unterstützung und die gute Zusammenarbeit gedankt. Ein herzlicher Dank geht an Kurt Roth für seine Diskussionsbereitschaft während der Planung des Versuchs.

## Zusammenhänge zwischen Gefügeentwicklung und Torfmineralisation bei differenzierter Bodenfeuchte

Siewert, V.  
Eschner, D.  
Sauerbrey, R.

Fachgebiet Ökologie der Ressourcennutzung der Humboldt - Universität zu Berlin,  
Landwirtschaftlich - Gärtnerische Fakultät

Invalidenstraße 42  
10099 Berlin

### I. Einleitung

In Folge von Bodenentwicklungsprozessen entstehen in Niedermoorböden strukturell differenzierte Torfe, deren Gefügebau von weitgehend unzersetzten pflanzlichen Strukturen bis zu amorphen, stark partikulären Substanzen variiert. Ebenso sind der Wasser-, Luft- und Wärmehaushalt verändert. Insbesondere das hydraulische Verhalten und damit die Bodendurchfeuchtung unterscheiden sich zum Teil erheblich. Für den Verlauf und die Höhe des biogenen Torfabbaus sind diese physikalisch-strukturellen Eigenschaften der Torfe entscheidend. Über die Wirkung der Parametern auf die Torfmineralisation ist jedoch wenig bekannt.

Die vorgestellten Arbeiten zur Poren- und Aggregatgrößenverteilung und der Wasserbindung in der Torfmatrix sollen erste Hinweise über ihren Einfluß auf die C-Mineralisation ermöglichen.

### II. Material und Methoden

Die Untersuchungen basieren auf frisch gestochenen, homogenen Stechzylinder- und Beutelproben unterschiedlicher Torfarten und Bodenentwicklungszuständen (Frühjahr/ Sommer 1996-1998). Die Proben entstammen den Untersuchungsflächen im "Oberen Rhinluch" [ca. 100 km nordöstlich von Berlin (Versuchsfläche Wall (vermulmter Torf, Erlenbruchtorf) und GWR17/P3 (vererdeter Torf, Schilftorf): flach bis mittelgründige Versumpfungsmoore]. Die auf unterschiedliche Feuchtestufen (Tab. 1) entwässerten Stechzylinderproben (Keramische Platten, Drucktöpfen) wurden bei 5 und 20°C unter Laborbedingungen in einer Respirocondanlage der Firma "NORDGREN INNOVATIONS" (Meßprinzip: kontinuierliche Messung der veränderten elektrischen Leitfähigkeit von Kalilauge durch CO<sub>2</sub>-Absorption) mit fünffacher Wiederholung 35 Tage inkubiert, und an Parallelproben die Gefügeparameter bestimmt (nach DIN Methoden). Die Ermittlung der Wasserbindung in der Torfmatrix erfolgte durch Messung der magnetischen Kernresonanz niedriger Auflösung (LR-NMR)

In einem weiteren Schritt wurden die entwässerten Stechzylinderproben auf die jeweilige niedrigere pF - Stufe wiederbefeuchtet (Tab. 1).

Tabelle 1: eingestellte Feuchtestufen

Feuchtestufen entwässert	pF 0	pF 1	pF 1.8	pF 2.8	66 M %	33 M %
Feuchtestufen wiederbefeuchtet	-	pF 0	auf 1	auf 1,8	auf 33 M %	von luft-trocken auf 33 M %

Zusätzlich erfolgte die Analyse von bodenchemischen und - biologischen Eigenschaften nach DIN und VDLUFA - Methoden (Tab. 2).

Tabelle 2: Kennzeichnung der differenzierten Torfeigenschaften

Torfart	Substrat	C %	N %	C/N	pH in CaCl <sub>2</sub>	Dehydrogenaseaktivität µg TPF/gTS
vermulmter Torf	h - am	42.6	3.2	13.3	5.8	279.6
Erlenbruchtorf	h - he 5	49.0	2.4	20.4	5.9	95.4
vererdeter Torf	h - av	53.4	3.3	13.1	5.4	287.3
Schilftorf	h - rp 3	50.0	3.0	16.7	5.7	147.6

### III. Ergebnisse und Diskussion

In Tab. 3 sind die physikalischen Kenngrößen Porengrößenverteilung, Poren- und Substanzvolumen sowie der Glührückstand der analysierten Niedermoortorfe in Abhängigkeit vom Bodenentwicklungszustand dargestellt.

Tabelle 3: Porengrößenverteilung in %

Bodenentwicklungszustand	Grobporenanteil (%)	Mittelporenanteil (%)	Feinporenanteil (%)	Porenvolumen (%)	Substanzvolumen (%)	Glührückstand (%)
Erlenbruchtorf	15,97	67,99	16,04	91,0	8,4	12,0
Schilftorf	24,44	59,55	11,43	90,35	9,65	15,4
vererdeter Torf	27,56	53,98	18,46	81,5	18,5	21,70
vermulmter Torf	30,68	46,06	23,26	75,05	24,95	22,45

Es zeigt sich, daß mit fortschreitender Bodenentwicklung das Trockensubstanzvolumen bei gleichzeitiger Minderung des Gesamtporenvolumens ansteigt, d.h. die Bodenverdichtung nimmt zu. Ebenso bewirkt die dichtere Lagerung eine Verringerung des Mittelporenanteils. Der Anteil an Fein- und Grobporen nimmt dagegen mit fortschreitender Bodenentwicklung zu.

Die Aggregatgrößen werden im Vergleich dazu kleiner (Abb. 1). Eine deutliche Differenzierung zwischen vererdeten und vermulmten Substraten tritt auf, wobei letztere durch einen hohen Anteil feiner und feinsten Aggregate gekennzeichnet sind.

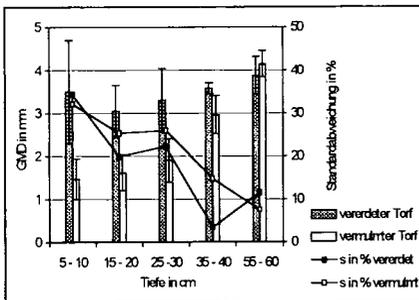


Abbildung 1: Gewogener mittlerer Durchmesser der Aggregate

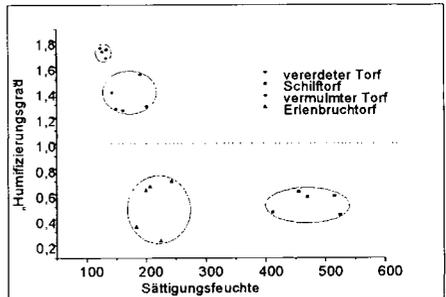


Abbildung 2: NMR-Humifizierungsparameter

Mit der Bestimmung des "NMR-Humifizierungsparameters" konnte nachgewiesen werden, daß in den Poren der Torfe unterschiedlich stark gebundenen Wassers vorhanden ist. In der Abb. 2 bilden die "Humifizierungsgrade" vier deutlich getrennte Bereiche. Die stark zersetzten Torfe zeigen einen "Humifizierungsgrad"  $\alpha_D$  deutlich über 1,0. Die weniger zersetzten Torfe sind durch "Humifizierungsgrade" kleiner als 1,0 charakterisiert ( $\alpha_D = 0,2 - 0,7$ ). Sie unterscheiden sich jedoch nicht auffällig im "Humifizierungsgrad", sondern zeigen eine völlig unterschiedliche Sättigungsfeuchten, die sich durch unterschiedliche Porenstrukturen aufgrund der verschiedenen Entstehung erklären läßt.

Auch die Höhe der  $CO_2$ -Freisetzung bei Entwässerung und Wiederbefeuchtung ist in den jeweiligen Bodenentwicklungszuständen der Torfe signifikant verschieden. Es ist davon auszugehen, daß die physikalischen Strukturen auf den Verlauf der C-Mineralisation zurück wirken. Die Abbildungen 3 bis 6 zeigen die  $CO_2$ -Freisetzung der stark und gering zersetzten Torfe bei 20 und 5 °C unter Entwässerung und Wiederbefeuchtung. In jeder Bodenentwicklungsstufe wurde durch Wiederbefeuchtung ein Mineralisierungsschub festgestellt und der Einfluß der Bodentemperatur auf die Höhe der  $CO_2$ -C Freisetzung nachgewiesen

In Abhängigkeit von der jeweiligen Ausgangsbodenfeuchte wirkt sich bei dem vererdeten Torf die Wiederbefeuchtung besonders stark aus

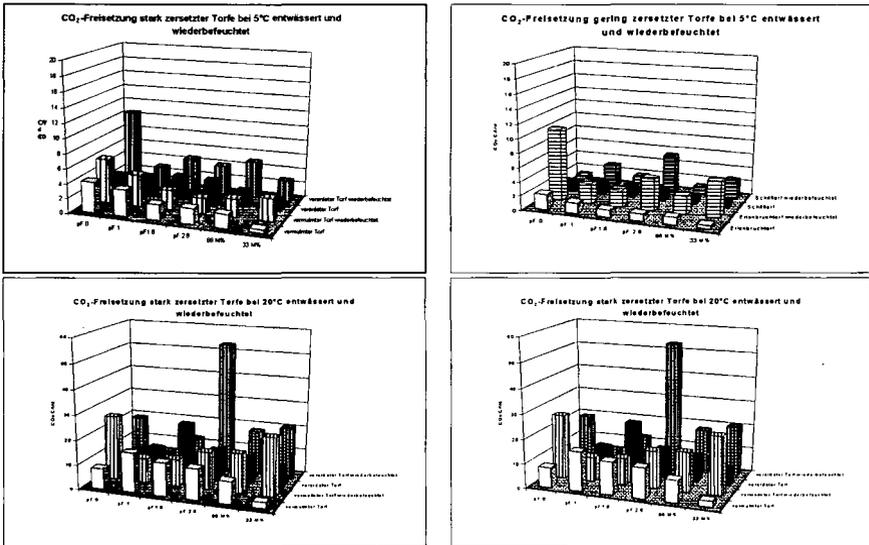


Abbildung 3-6:  $CO_2$ -Freisetzung unterschiedlich weit entwickelter Niedermoor torfe

Insgesamt ist festzustellen, daß die analysierten physikalisch - strukturellen Kenngrößen die Höhe der Torfmineralisation der untersuchten Niedermoor torfe entscheidend beeinflussen.

## C-Flüsse in der Rhizosphäre von Kopfsalat

von

SINIAKINA, S., KUZYAKOV, Y., RÜHLMANN, J., STAHR, K.

### Einleitung

Pflanzen leisten einen hohen Beitrag zum Kohlenstoffinput in den Boden. Im Unterschied zu landwirtschaftlichen Pflanzen sind diese Prozesse bei Gemüsepflanzen sehr wenig erforscht, obwohl sie meistens intensiv genutzte Kulturen sind. Dadurch können sich die C-Flüsse in der Rhizosphäre von Gemüsepflanzen wesentlich von denjenigen landwirtschaftliche Kulturen unterscheiden. Der Gesamt  $\text{CO}_2$ -Efflux aus dem Boden besteht aus drei Komponenten, nämlich Wurzelatmung, mikrobielle Veratmung beim Abbau der Wurzelexudaten und der Wurzelresten und mikrobielle Veratmung beim Abbau von Humussubstanzen. Die experimentelle Unterteilung des gesamten  $\text{CO}_2$ -Effluxes aus dem Boden in diese Komponenten und die Einschätzung der Wirkung der Pflanzen auf den Humusabbau ist sehr kompliziert. Beschleunigter Humusabbau im durchwurzelten Boden ist durch die Wurzelausscheidungen bedingt, die zur Erhöhung der mikrobiellen Aktivität in der Rhizosphäre führen. Durch die erhöhte Aktivität der Mikroorganismen werden auch zusätzliche Mengen von Humus abgebaut. Dieses Phänomen wird als Priming-Effekt bezeichnet.

### Ziel

Einschätzung des Beitrages der Rhizosphäre von Kopfsalat (*Lactuca sativa* L.) zum C-Haushalt des Bodens.

### Material und Methoden

C-Rhizodeposition, Wurzelatmung und C-Efflux in der Rhizosphäre von Kopfsalat (*Lactuca sativa* L.) wurden auf sandy Gleyic Cambisol mit einem  $\text{C}_{\text{org}}$ -Gehalt von 0,7 % untersucht.  $^{14}\text{C}$ -markiertes Kohlendioxid wurde den Pflanzen zu zwei Entwicklungsstadien auf zwei N-Düngungsstufen (80 bzw. 160 kg N ha<sup>-1</sup>) zur Assimilation pulsweise angeboten. Dies geschah in Zwei-Kompartimenten-Gefäßen (Martin and Merckx, 1992; Merbach, 1992; Warembourg and Kummerow, 1991) (Abb. 1), in denen die unterirdische und oberirdische Atmosphäre voneinander gasdicht abgetrennt waren. Die Pflanzen befanden sich in Plexiglas-Deckeln mit Löchern ( $\varnothing = 8$  mm). Ein Tag vor der  $^{14}\text{CO}_2$ -Markierung wurde jedes Loch einer Pflanze mit Siliconpaste versiegelt.

580 kBq von  $^{14}\text{C}$  als  $\text{Na}_2^{14}\text{CO}_3$  Lösung wurde in einer Eppendorf-Microtest-Tube im oberen Teil des Gefäßes eingefüllt und dann wurde das Gefäß geschlossen. 1 ml 5 N  $\text{H}_2\text{SO}_4$  wurde in  $\text{Na}_2^{14}\text{CO}_3$  Lösung in einer Microtest-Tube durch einen Schlauch in den oberen Teil des Gefäßes zugegeben. Das ermöglichte eine komplette Emission von  $^{14}\text{CO}_2$  in die Gefäßatmosphäre. Der Deckel wurde in

10 Stunden nach der Markierung entfernt. In jedem Gefäß wurde nur eine Pflanze verwendet. Die Lufttemperatur war  $27 \pm 1$  °C am Tage und  $22 \pm 1$  °C in der Nacht bei 14 Stunden Tageszeit. Bodenfeuchte war 50-70 % der nutzbaren Feldkapazität. Als Vergleich wurde auch die CO<sub>2</sub> Emission aus dem Boden ohne Pflanzen gemessen.

Das aus dem Boden entweichende CO<sub>2</sub> wurde im Laufe von 12 Tagen nach der Markierung mit NaOH sorbiert und mit HCl gegen Phenolphthalein titriert.

12 Tage nach der Markierung wurden die Pflanzen abgeschnitten und die Proben des Bodens, der Blätter und der Wurzeln bei 60 °C getrocknet und gemahlen. Teile vom Boden wurde für die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse und für die Wurzelwaschung verwendet.

Die <sup>14</sup>C-Aktivität der Lauge, der trockenen Pflanzenblätter, der ausgewaschenen Wurzeln, des Bodens und der Bodenmikroorganismen wurde mit einem β-Spektrometer gemessen. C- und N-Gehalt in der mikrobiellen Biomasse wurde mit der Extraktion-Fumigation Methode (EFU) bestimmt (Vance et al., 1987). C-Gesamtgehalt im Boden, in der Blattmasse und in den Wurzeln wurden mit einem C-N-Analysator (Carlo Erba) gemessen.

Die Daten von <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> wurden in Prozent des assimilierten <sup>14</sup>C umgerechnet:

$$^{14}\text{C-assimiliert} = \frac{^{14}\text{C input} - ^{14}\text{C nicht assimiliert in 10 Stunden} - ^{14}\text{C-Rest in 2-ml Eppendorf-Microtest-Tube}}{^{14}\text{C input}}$$

Zusätzlicher Humusabbau (Priming-Effekt) wurde wie folgt berechnet:

$$\text{CO}_2\text{-Efflux vom Priming-Effekt} = \text{humusbürtiger CO}_2\text{-Efflux aus dem Boden mit Pflanzen} - \text{humusbürtiger CO}_2\text{-Efflux aus dem Boden ohne Pflanzen.}$$

$$\text{Humusbürtiger CO}_2\text{-Efflux aus dem Boden mit Pflanzen} =$$

$$\text{Gesamt CO}_2\text{-Efflux aus dem Boden mit Pflanzen} - \text{CO}_2\text{-Efflux von der Wurzelatmung und mikrobieller Veratmung beim Abbau von Wurzelexsudaten und Wurzelresten.}$$

Das Experiment wurde mit vier Wiederholungen durchgeführt. Zur Feststellung der Unterschiede zwischen den N-Stufen und Wachstumsstadien wurde eine zweifaktorielle Varianzanalyse durchgeführt.

## Ergebnisse und Diskussion

### Ober- und unterirdische <sup>14</sup>C-Verteilung im Kopfsalat

Relativer Einbau von C in die Blattmasse von Kopfsalat hängt vom Entwicklungsstadium ab (Abb. 2, oben). Mit dem Wachstum sinkt der relative <sup>14</sup>C-Einbau in die Blattmasse von 35 % auf 20 %. Im Laufe der Pflanzenentwicklung nimmt die Geschwindigkeit des Blattmasse- und Wurzelmassezuwachses ab und es werden verringerte <sup>14</sup>C-Mengen in die Blattmasse im zweiten Stadium eingebaut. Im Vergleich zu Grünlandpflanzen (Kuzyakov et al., 1999) ist der <sup>14</sup>C-Einbau in die Blätter von Kopfsalat höher, weil bei Gemüsepflanzen die Ertragsorgane stärker entwickelt sind und das Verhältnis Blatt/Wurzel größer ist.

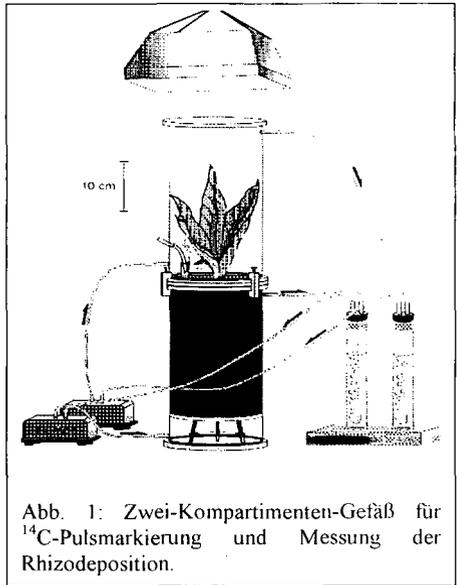


Abb. 1: Zwei-Kompartimenten-Gefäß für <sup>14</sup>C-Pulsmarkierung und Messung der Rhizodeposition.

Die  $^{14}\text{C}$ -Translokation in den Boden steigt signifikant mit dem Wachstum (von 7,6-8,4 % bis 10,3-13,4 %). Mit steigender N-Versorgung sinkt die unterirdische C-Translokation (Abb. 2, unten). Solche Phänomene sind auch für viele andere Pflanzenarten bekannt. Der  $\text{C}_i$ -Input in den Boden hängt von dem Gesamtwachstum und von der N-Düngung ab (Abb. 3). Es steigt im Laufe der Pflanzenentwicklung von 50 bis 120-160  $\text{kg C ha}^{-1}$  Vegetation $^{-1}$ . Die verringerte relative C-Translokation von gedüngten Pflanzen (Abb. 2, unten) wird durch das verstärkte Gesamtwachstum überkompensiert.  $\text{C}_i$ -Input in den Boden durch Kopfsalat ist geringer als bei den meisten ackerbaulichen Kulturen oder Grünlandpflanzen (800 -1500  $\text{kg C ha}^{-1}$  Jahr $^{-1}$ ) (Kuzyakov *et al.*, 1999).

*Pflanzenbürtiger und humusbürtiger  $\text{CO}_2$ -Efflux aus dem Boden mit Kopfsalat*

Der gesamte  $\text{CO}_2$ -Efflux aus dem Boden mit den Salatpflanzen ist um 3,6- bis 5,7-fach höher als aus dem Boden ohne Pflanzen (2,7-4,7 und 0,6-0,9  $\text{kg C-CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ Tag}^{-1}$  bzw.).

Die  $^{14}\text{C}$ -Markierung ermöglichte eine Unterteilung des  $\text{CO}_2$ -Effluxes in pflanzen- und humusbürtiges  $\text{CO}_2$ . Pflanzenbürtiges  $\text{CO}_2$  (Summe aus der Wurzelatmung und mikrobieller Veratmung beim Abbau von Wurzelexudaten und Wurzelresten) ist mit  $^{14}\text{C}$  markiert, wobei humusbürtiges  $\text{CO}_2$  unmarkiert ist.

Der humusbürtige  $\text{CO}_2$ -Efflux aus dem Boden mit Salatpflanzen ist 1,5 bis 3-fach höher als aus dem Boden ohne Pflanzen = positiver Priming-Effekt. Er beträgt 1,5-2,5 und 0,6-0,9  $\text{kg C-CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ Tag}^{-1}$  bzw. (Abb. 4). Der positive Priming-Effekt wird in der Rhizosphäre durch die Exsudate ausgelöst und führt zu erhöhten  $\text{CO}_2$ -Emission und N-Nachlieferung (von 0,05 bis 0,2  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ Tag}^{-1}$ ).

**Schlussfolgerungen**

Der Gesamteintrag von Kohlenstoff in den Boden durch Kopfsalat (120 - 160  $\text{kg C ha}^{-1}$  Vegetation $^{-1}$ ) ist viel geringer als bei den meisten ackerbaulichen Kulturen

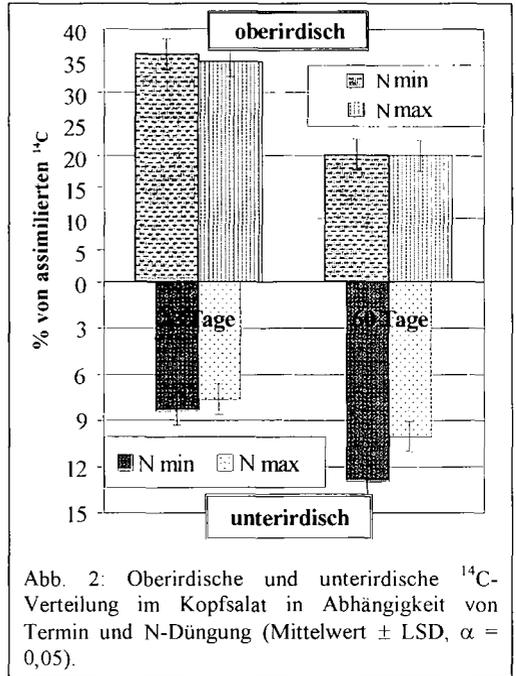


Abb. 2: Oberirdische und unterirdische  $^{14}\text{C}$ -Verteilung im Kopfsalat in Abhängigkeit von Termin und N-Düngung (Mittelwert  $\pm$  LSD,  $\alpha = 0,05$ ).

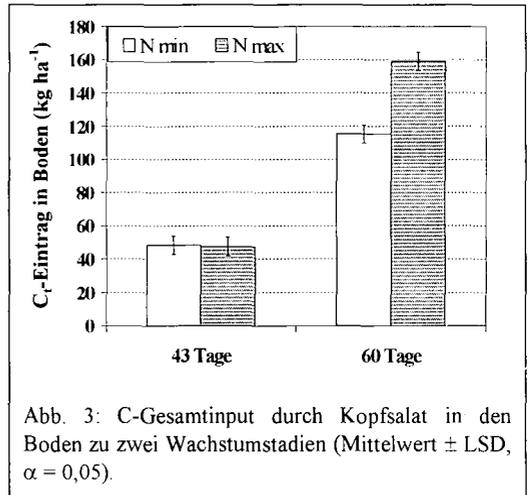


Abb. 3: C-Gesamteintrag durch Kopfsalat in den Boden zu zwei Wachstumsstadien (Mittelwert  $\pm$  LSD,  $\alpha = 0,05$ ).

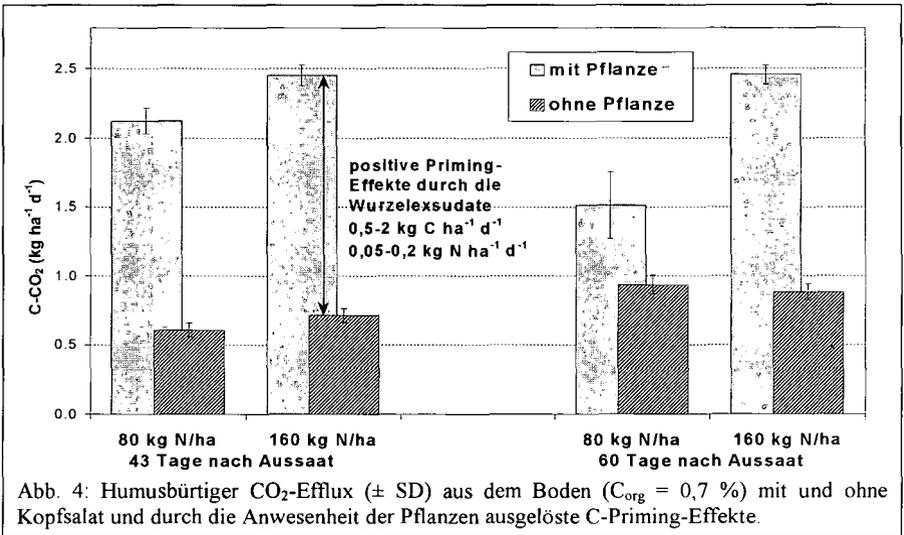


Abb. 4: Humusbürtiger CO<sub>2</sub>-Efflux (± SD) aus dem Boden (C<sub>org</sub> = 0,7 %) mit und ohne Kopfsalat und durch die Anwesenheit der Pflanzen ausgelöste C-Priming-Effekte.

oder Grünlandpflanzen (800 - 1500 kg C ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>). Das ist eines der typischen Merkmale der Intensivkulturen, bei denen die Züchtung auf die Entwicklung der Ertragsorgane gerichtet ist. Der Anbau von Kopfsalat führt zur verstärkten C-Mineralisation der organischen Bodensubstanz - zum positiven Priming-Effekt. Dieser positive Priming-Effekt führt zu einer zusätzlichen N-Nachlieferung von 0,05 bis 0,2 kg N ha<sup>-1</sup> Tag<sup>-1</sup>.

### Dank

Diese Arbeit wurde mit Unterstützung der DFG und des DAAD durchgeführt. Wir danken Dr. Eckstein ( Inst. für Physik) und J. Kreer (Inst. für Phytomedizin) für die Nutzung Ihrer Ausrüstung.

### Literatur

Kuzyakov, Y., Kretschmar, A., Stahr, K. (1999) Contribution of *Lolium perenne* rhizodeposition to carbon turnover of pasture soil. Plant and Soil. (in print).

Martin, J.K., Merckx, R. (1992) The partitioning of photosynthetically fixed carbon within the rhizosphere of mature wheat. Soil Biol. Biochem. Vol. 24, No 11, pp. 1147-1156.

Merbach W. (1991) Carbon balance in the system plant-soil. Root ecology and its Practical Applikation, 3 ISRR Symp. Wien, Univ. Bodenkultur, Kutschera L., Hübl E., Lichtenegger E., Persson H., Sobotik M. (eds) - 1992 - Verein für Wurzelforschung, Klagenfurt, pp. 299-301.

Warembourg, F.R., Kummerow, J. (1991) Photosynthesis/translocation studies in terrestrial ecosystems. Carbon Isotope Techniques, Academic Press, pp. 11-37.

Vance, E.D., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S. (1987) An Extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil biology and biochemistry, V. 19 (6), p. 703-707.

## Ausbildung osmotischer Potentialgradienten zwischen Gesamtboden und Rhizosphäre – Vergleich zwischen einem „salzreichen“ Kipp-Kohlesand und einem „salzarmen“ Kipp-Sand

von

Doris Vetterlein und Charlotte Bergmann

### Einleitung

Für den Wassertransport im Boden ist das osmotische Potential ( $\Psi_o$ ) meist ohne Bedeutung. Für die Wasseraufnahme von Pflanzen aus dem Boden spielt es aber als Bestandteil des Wasserpotentials ( $\Psi_w = \Psi_m + \Psi_o + \Psi_g$ ) eine bedeutende Rolle (Hartge & Horn, 1991). Tabelle 1 zeigt in welcher Größenordnung das osmotische Potential z.B auf Neulandstandorten des Braunkohletagebaus im Verhältnis zum Matrixpotential liegen kann.

*Tabelle 1: Vergleich bzgl. pH, Bodenart und Leitfähigkeit (1:2,5 Extrakt bzw. in der Bodenlösung bei Feldkapazität) zwischen einem Kipp-Kohlesand und einem Kipp-Sand aus dem Lausitzer Braunkohlerevier.*

	Kipp-Kohlesand	Kipp-Sand
pH (1:2,5 H <sub>2</sub> O)	2,8	6,3
S / U / T [%]	88 / 7 / 5	90 / 7 / 3
EC (1:2,5 H <sub>2</sub> O)	2,5 mS/cm	0,25 mS/cm
(= $\Psi_o$ )	-91 kPa	-9 kPa
EC (Bodenlösung)	21 mS/cm	1,7 mS/cm
(= $\Psi_o$ )	-750 kPa	-61 kPa
Feldkapazität	6,3 kPa	6,3 kPa

Für das Verständnis der Boden-Pflanze Wechselbeziehung ist es notwendig, nicht nur den Gesamtboden im Feldmaßstab zu betrachten (Makroskala). Pflanzen können in der unmittelbaren Umgebung ihrer Wurzeln (Rhizosphäre) den Boden auf mannigfaltige Weise beeinflussen (Marschner, 1995). Solche Prozesse können nur durch eine mikroskalige Betrachtung aufgeklärt werden, obgleich sie im Feldmaßstab relevant sind.

Für das Matrixpotential sind solche Gradienten in der Rhizosphäre sowohl theoretisch abgeleitet worden (Gardner, 1960) als auch messtechnisch nachgewiesen worden (Hainsworth & Aylmore, 1989). Auch beim osmotischen Potential ist eine Ausbildung von Potentialgradienten zu erwarten. So wurde die Anreicherung von überwiegend durch Massenfluß transportierten Nährstoffen wie Na, Ca, Mg, S, Cl in der Rhizosphäre nachgewiesen (Barber & Ozanne, 1970; Hamza & Aylmore, 1992; Sinha & Singh, 1976). Teilweise wurden sogar Ausfällungen von Salzkristallen im Wurzelapoplasten (Jaillard et al., 1991) bzw. an der Wurzeloberfläche (Jungk, 1991) beobachtet.

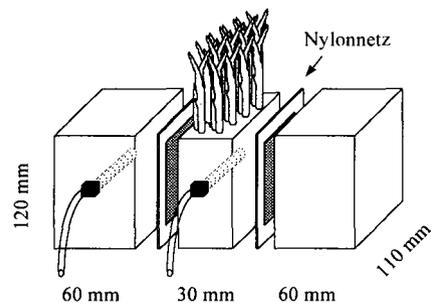
Die Existenz von osmotischen Potentialgradienten zwischen Gesamtboden und Rhizosphäre wurde von einigen Autoren auch theoretisch abgeleitet (Nulsen & Thurtell, 1980; Schleiff, 1986; Stirzacker & Passioura, 1996). Postuliert man solche Gradienten so läßt sich zum Beispiel die „scheinbare“ Erhöhung des hydraulischen Widerstandes an der Grenzfläche Boden/Wurzel bei zunehmender Austrocknung erklären, die ansonsten häufig durch einen, nur in Extremfällen beobachteten Verlust des Kontaktes Boden/Wurzel durch Schrumpfung begründet wird.

Doris Vetterlein, Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Weidenplan 14, 06108 Halle, e-mail: [vetterlein@landw.uni-halle.de](mailto:vetterlein@landw.uni-halle.de)  
Charlotte Bergmann, Waldschule „Drei Eichen“, Königsstr. 62, 15377 Buckow

Das Ausmaß der durch den Massenfluß bewirkten Konzentrationspolarisierung (Gradientenbildung) hängt von zahlreichen Boden- und Pflanzenparametern ab. In einem ersten Versuchsansatz sollte zunächst der Einfluß des Substrates (Salzqualität und -quantität), des pH-Wertes, der N-Düngereform sowie der Pflanzenart und damit indirekt des Faktors Zeit untersucht werden um eine Annäherung an die Problematik Ausmaß der Gradientenbildung und Einflußfaktoren zu erreichen.

### Material und Methoden

Für die Gefäßversuche, randomisierte Blockanlage mit 3 Wiederholungen, wurde ein Kipp-Kohlesand (salzreich) und ein Kipp-Sand (salzarm) aus dem Lausitzer Braunkohlerevier verwendet (Tab. 1). Auf dem Kipp-Kohlesand wurden, zur Variation des pH-Wertes 4 Kalkvarianten (L1, L2, L3, L4) durch die Zugabe von 0; 2,8; 4; und 7 g kg<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub> etabliert. Der Kipp-Sand wurde ohne Kalkzugabe verwendet. Die Substrate erhielten eine Grunddüngung mit 50 mg kg<sup>-1</sup> N als NH<sub>4</sub>Cl (NH<sub>4</sub>-Variante) bzw. Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> (NO<sub>3</sub>-Variante), 50 mg kg<sup>-1</sup> K als KCl und 80 mg kg<sup>-1</sup> P als Ca(HPO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>. Sie wurden lufttrocken auf 2 mm gesiebt, mit einer Lagerungsdichte ( $\delta$ ) von 1,5 g cm<sup>-3</sup> eingebaut und auf 15 Vol. % (-3,5 kPa) befeuchtet.



Zur Darstellung des Pflanzeneinflusses wurden als Versuchsgefäße Kompartimentgefäße aus Polycarbonat verwendet, in denen das Wurzelkompartiment durch ein Nylonnetz (30 mm Maschenweite) vom Gesamtboden getrennt war (vgl. Kuchenbuch & Jungk, 1982). In jedem Kompartiment wurde eine 'Kunstwurzel' (Eijkelkamp Agrisearch Equipment) installiert.

### Ergebnisse und Diskussion

Sowohl eine Veränderung des pH-Wertes als auch die Zugabe von Düngemitteln können den Betrag des osmotischen Potentials in der Bodenlösung stark beeinflussen. So nimmt der Betrag des osmotischen Potentials auf dem Kipp-Kohlesand mit steigendem pH-Wert deutlich ab (Abb. 1). Dies ist vor allem auf die abnehmende Löslichkeit von Fe-, Al- und Mg-Sulfaten mit steigendem pH-Wert zurückzuführen. Bei der höchsten pH-Stufe (L4) dominieren Ca<sup>2+</sup> und SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> in der Bodenlösung. Auf dem Kipp-Sand, liegt der Betrag des osmotischen Potentials im Vergleich zum unbehandelten Kipp-Kohlesand (L1) um den Faktor 10 niedriger. Hier dominieren die durch N-Düngung zugeführten Salze (Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>) in der Bodenlösung.

Eine Ausbildung von Gradienten des osmotischen Potentials zwischen Gesamtboden und Rhizosphäre konnte sowohl für *Secale multicaule* (Daten nicht dargestellt) als auch für *Pinus silvestris* (siehe Abb. 2) nachgewiesen werden. Solche Gradienten treten sowohl auf Kipp-Kohlesand als auch auf Kipp-Sand auf, wobei auf Kipp-Kohlesand mit der Bodenlösung bzw. dem 1:2,5 Extrakt nur ein Teil der zur Wurzel transportierten Salze erfaßt wird, wie die auf den Wurzeln zu Versuchsende beobachteten Gipsausfällungen deutlich machen (Abb. 3).

Das Ausmaß der Gradientenbildung zeigt einen Zusammenhang mit der Pflanzengröße (Tab. 2) bzw. der Entwicklungsdauer (ein indirektes Maß für den Wasserverbrauch). Mit beiden Faktoren läßt sich jedoch kein einfacher linearer Zusammenhang herstellen. Daher ist bei weiteren Versuchen eine direkte Messung des Boden- und Pflanzenwasserhaushaltes zur besseren Erfassung der Zusammenhänge geplant.

Pro Gefäß wurden 30 Samen von *Secale multicaule* im Wurzelkompartiment ausgesät bzw. im 2. Versuch je 3 Kiefernäsämlinge (*Pinus silvestris*) ausgepflanzt. Die Pflanzen wuchsen 54 Tage (Versuch 1) bzw. 127 Tage (Versuch 2) bei 25/18 °C Tag-/Nachttemperatur und einer rel. Luftfeuchtigkeit von 60/80 %. Die Lichtintensität während der 12 h Tagesperiode betrug 450  $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ .

Über die Kunstwurzeln wurde zu verschiedenen Zeitpunkten Bodenlösung gewonnen. Die Beprobung erfolgte jeweils 12 h (Nachtperiode) nach der letzten Bewässerung. In jeder Einzelprobe der Bodenlösung wurde das osmotische Potential (Gefrierpunktsmeter), die elektrische Leitfähigkeit (EC), der pH-Wert sowie die NH<sub>4</sub><sup>+</sup>- und NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Konzentrationen bestimmt. Für die Bestimmung weiterer Elemente (Ca, Mg, Al, Fe, Mn, Na, K, SO<sub>4</sub>-S, Cl) wurden jeweils Mischproben der 3 Wiederholungen einer Variante hergestellt, da ansonsten kein ausreichendes Probenvolumen für die Analyse zur Verfügung stand.

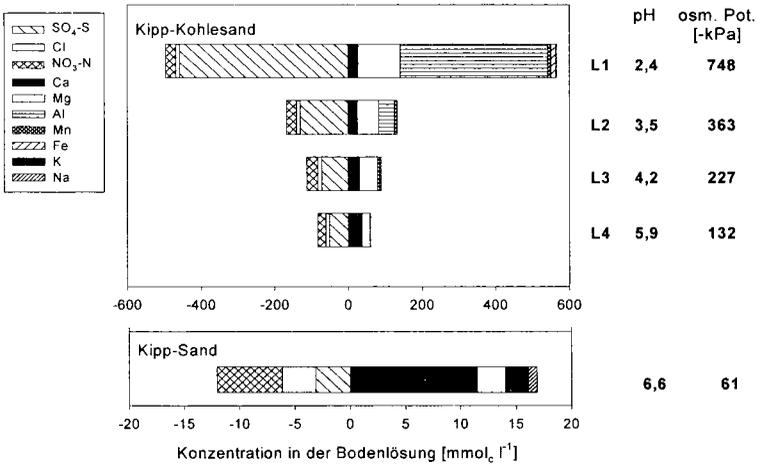


Abbildung 1: Konzentrationen einzelner Ionen in der Bodenlösung von Kipp-Sand und Kipp-Kohlesand bei verschiedenen Kalkvarianten 9 Tage nach der Aussaat. Das osmotische Potential und der pH-Wert der Bodenlösung wurden zusätzlich für die einzelnen Varianten angeführt.

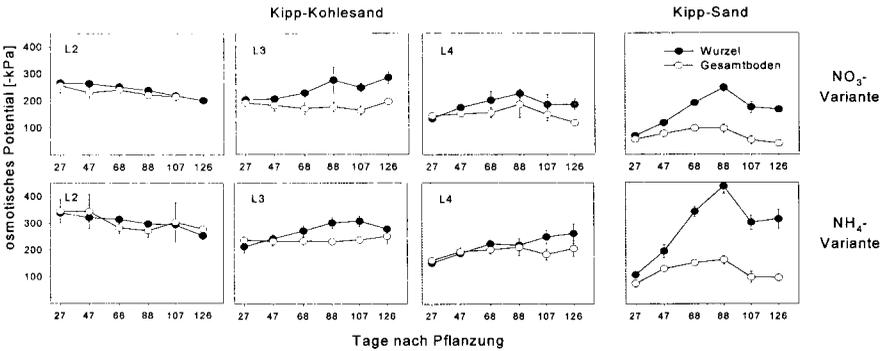


Abbildung 2: Zeitlicher Verlauf des osmotischen Potentials in der Bodenlösung des Wurzel- bzw. Gesamtbodenkompartiments in Abhängigkeit von Kalkung und N-Düngeform in einem Kipp-Kohlesand bzw. in einem Kipp-Sand.

Neben Unterschieden im Wassertransport erschweren weitere indirekte Effekte die Interpretation der Ergebnisse. So zeigte sich in beiden Versuchsansätzen, daß auf dem Kipp-Kohlesand bei der  $\text{NH}_4$ -Variante eine Hemmung der Nitrifikation vorliegt während dies auf dem Kipp-Sand nicht beobachtet wurde. In der Folge kam es auf dem Kipp-Sand als Resultat der Nitrifikation unmittelbar nach Versuchsbeginn zu einer Absenkung des pH-Wertes im Boden – dies wirkt sich wie oben gezeigt auf den Betrag des osmotischen Potentials aus. Auf dem Kipp-Kohlesand fand als Ergebnis der gehemmten Nitrifikation in den  $\text{NH}_4$ -Varianten tatsächlich eine  $\text{NH}_4$ -Ernährung der Pflanzen statt. Entsprechend konnte mit zunehmender Versuchsdauer eine Abnahme des pH-Wertes in der Bodenlösung aus dem Wurzelkompartiment bei diesen

Varianten festgestellt werden (Daten nicht dargestellt). Dies führte wiederum aufgrund des oben dargestellten Zusammenhangs zwischen pH-Wert und osmotischem Potentials zu einer Gradientenbildung zwischen Wurzel- und Gesamtbodenkompartiment unabhängig vom Prozess des Massenflusses, der mit dem Wasserverbrauch verbunden ist.

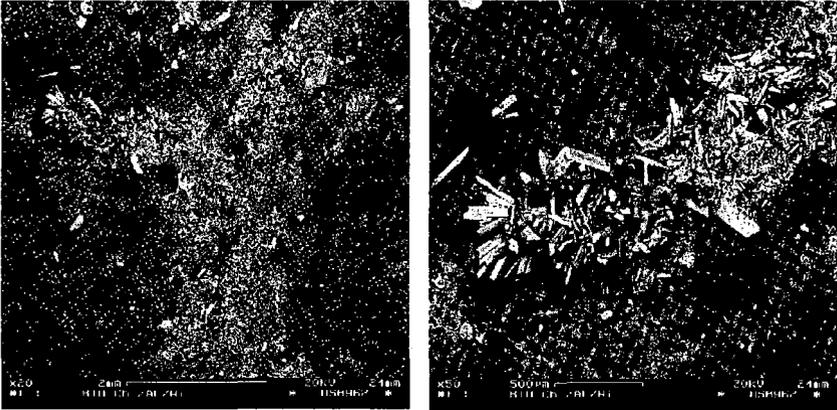


Abbildung 3: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahme eines "Kiefernwurzelabdruckes" am Nylonnetz 127 Tage nach Pflanzung in der Variante Kipp-Kohlesand L4. Die Aufnahmen wurden von Dr. W. Wiehe erstellt.

Tabelle 2: Zuwachs des Sproßtrockengewichtes [g/Gefäß] von *Pinus silvestris* während der Versuchsdauer von 127 Tagen in Abhängigkeit von Ausgangssubstrat, Kalkung und N-Ernährung.

	Kipp-Kohlesand				Kipp-Sand
	L1	L2	L3	L4	
NO <sub>3</sub> -Variante	0,0	0,7	1,8	2,6	3,8
NH <sub>4</sub> -Variante	0,0	0,0	1,6	2,3	3,8

Zusammenfassend läßt sich aus diesen ersten Versuchen feststellen, daß eine räumliche wie zeitliche Gradientenbildung von erheblichem Ausmaß für das osmotische Potential beobachtet werden konnte. Diese ist aber nicht nur durch Massenfluß (Wasserbedarf) zu erklären sondern hängt auch in erheblichem Maß von der Quantität und Qualität der Salze im Ausgangssubstrat bzw. dem Eintrag durch Düngung ab und von den in der Rhizosphäre ablaufenden bodenchemischen Veränderungen, z.B. in Abhängigkeit von der N-Ernährung. Soll die Bedeutung des osmotischen Potentials für die Wasseraufnahme von Pflanzen untersucht werden müssen diese Randbedingungen bzw. ihre Dynamik berücksichtigt werden.

**Literatur**

Barber S A und Ozanne P G 1970 Autoradiographic evidence for the differential effect of four plant species in altering the calcium content of the rhizosphere soil. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 34, 635-637.  
 Gardner W R 1960 Dynamic aspects of water availability to plants. Soil Science 89, 63-73.  
 Hamza M A und Aylmore L A G 1992 Soil solute concentration and water uptake by single lupin and radish plant roots. 1. Water extraction and solute accumulation. Plant and Soil 145, 187-196.  
 Hartge K H und Horn R 1991 Einführung in die Bodenphysik. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, pp 303.  
 Jaillard B, Guyon A und Maurin A F 1991 Structure and composition of calcified roots, and their identification in calcareous soils. Geoderma 50, 197-210.  
 Jungk, A (1991) Dynamics of nutrient movement at the soil-root interface. In: Plant Roots: The Hidden Half. Eds J. Waisel, A. Eshel and U. Kafkafi. Marcel Dekker Verlag, New York, 455-481.

Kuchenbuch R und Jungk A 1982 A method for determining concentration profiles at the soil-root interface by thin slicing rhizospheric soil. Plant and Soil 68, 391-394.  
 Marschner H 1995 Mineral Nutrition of Higher Plants. Academic Press, Great Britain, pp. 889.  
 Nulsen R A und Thurtell G W 1980 Effects of osmoticia around the roots on water uptake by maize plants. Aust. J. of Plant Physiol. 7, 27-34.  
 Schleiff U 1986 Water uptake by barley roots as affected by the osmotic and matric potential in the rhizosphere. Plant and Soil 94, 143-146.  
 Sinha B K und Singh N T 1976 Chloride accumulation near corn roots under different transpiration, soil moisture and soil salinity regimes. Agronomy Journal 68, 346-348.  
 Stirzaker R J und Passioura J B 1996 The water relations of the root-soil interface. Plant, Cell and Environment 19, 201-208.

# Über den Ursprung der Theorie der Mineralstoffernährung der Pflanzen und des Gesetzes vom Minimum

R.R. van der Ploeg, W. Böhm und M.B. Kirkham

In der internationalen Fachliteratur über Pflanzenernährung und Bodenfruchtbarkeit wird bezüglich des Ursprungs der Mineraltheorie fast ausnahmslos auf Arbeiten von Justus von Liebig (1803-1873) aus den Jahren 1840 und 1855 verwiesen (i.e. Liebig 1840, 1855). Das gleiche gilt für die Herkunft des Gesetzes vom Minimum. Stillschweigend wird angenommen, daß es sich hierbei um Originalarbeiten von Liebig handelt, in welchen er eigene Forschungsarbeiten darstellt. Von Kennern der Geschichte der Agrarwissenschaften (vor allem von Wendt, 1950 und später von Böhm, 1987, 1993, 1997) ist jedoch darauf hingewiesen worden, daß diese Arbeiten von Liebig Ansichten und Lehrsätze über Pflanzenernährung und Nährstoffmangel enthalten, die bereits früher von Carl Sprengel (1787-1859) veröffentlicht wurden. Wir sind solchen Hinweisen nachgegangen und haben uns diesbezüglich eingehend mit der frühen agrikulturnchemischen Fachliteratur befaßt.

Unsere Studie der Literatur zur Humus- und Mineraltheorie der Pflanzenernährung zeigt, daß der Agrarwissenschaftler und Chemiker Carl Sprengel bahnbrechende agrikulturnchemische Arbeiten während der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts durchführte. Seine frühen Artikel und Bücher markieren den Anfang einer neuen Epoche auf dem Gebiet des Pflanzenbaus. Während seiner Tätigkeit an der Universität Göttingen veröffentlichte er 1826 im "Archiv für die Gesamte Naturlehre" eine Arbeit (Sprengel, 1826), worin die Humustheorie widerlegt wurde. Im Jahre 1828 publizierte Sprengel im "Journal für Technische und Ökonomische Chemie" eine Arbeit über die Mineraltheorie der Pflanzenernährung, die im wesentlichen auch das Gesetz vom Minimum enthielt (Sprengel, 1828). Zwischen 1828 und 1834 veröffentlichte Sprengel eine Reihe weiterer Arbeiten in dieser Zeitschrift, die sich mit der Theorie der Pflanzenernährung befaßten. Tabelle 1 enthält die Liste seiner Publikationen jener Zeit in dieser renommierten (bis heute existierenden) Zeitschrift. Sprengel ist einer der ersten Agrarwissenschaftler, welche regelmäßig ihre Arbeiten in wissenschaftlichen Fachzeitschriften publiziert haben. Während seiner späteren Tätigkeit in Braunschweig (1831-1839) veröffentlichte Sprengel weitere bedeutsame Beiträge in der Zeitschrift des "Vereins für Land- und Forstwirtschaft im Herzogthum Braunschweig". Dieses auch unter wissenschaftshistorischen Gesichtspunkten beachtenswerte Publikationsorgan, das mehrmals den Namenstitel wechselte (1834: Land- und Forstwirtschaftliche Zeitschrift für Braunschweig, Hannover und die angrenzenden Länder; 1834/1836: Land- und Forstwirtschaftliche Zeitschrift für Nord Deutschland; 1836: Annalen der Deutschen Landwirtschaft), hat Sprengel von 1834 bis 1836 selbst herausgegeben (s. Wendt, 1950). Zudem veröffentlichte Sprengel zwischen 1830 und 1840 agrikulturnchemische und bodenkundliche Lehrbücher (Sprengel, 1831, 1832, 1837, 1838, 1839), in denen er seine Thesen und Theorien über die Pflanzenernährung und Düngung umfassend und präzise darlegte.

---

Institut für Bodenkunde, Universität Hannover, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover  
Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Universität Göttingen, Von-Siebold-Str. 8,  
37075 Göttingen

Department of Agronomy, Kansas State University, Throckmorton Hall, Manhattan,  
Kansas 66506 - 5501, USA

Tabelle I. Liste der Veröffentlichungen von Carl Sprengel im "Journal für Technische und Ökonomische Chemie" (ab 1834: "Journal für Praktische Chemie") in der Periode von 1828 bis 1834; einige dieser Veröffentlichungen bestehen aus zwei oder mehreren Teilen.

Jahr	Titel	Band (Heft)	Seiten
1828	Von den Substanzen der Ackerkrume und des Untergrundes, insbesondere, wie solche durch die chemische Analyse entdeckt und von einander geschieden werden können; in welchen Fällen sie dem Pflanzenwachtume förderlich oder hinderlich sind und welche Zersetzungen sie im Boden erleiden.	2(4)	423-474
		3(1)	42-99
		3(3)	313-351
		3(4)	397-421
1829	Von der Lage, den physischen Eigenschaften, den chemischen Bestandtheilen und der Vegetation einiger im Königreich Hannover vorkommenden sehr fruchtbaren und sehr unfruchtbaren Bodenarten.	4(1)	1-38
1829	Zur Agriculturchemie.	4(3)	344-362
1829	Einige Bemerkungen über wildwachsende, des Anbaues würdige Pflanzen, nebst Mittheilung der Resultate ihrer chemischen Analyse.	5(1)	41-75
		5(2)	114-147
		5(3)	284-299
		6(1)	84-100
		6(3)	321-333
1830		8(4)	355-374
		9(1)	1-20
1831		10(1)	34-69
1829	Von den Ursachen der Unfruchtbarkeit mancher Bodenarten, die über dem Muschelkalke ruhen und den Mitteln sie ertragsfähiger zu machen.	5(3)	300-327
1829	Auf welche Weise in den Oekonomien, ohne grosse Mühe und Kosten, eine beträchtliche Menge Ammoniaksalze gewonnen werden können.	6(1)	63-71
1829	Von den chemischen Bestandtheilen der von den Landwirthen benutzten Stroharten und dem Werthe welchen sie hiernach als Viehfutter und Streumaterial haben.	6(3)	312-320
		6(4)	392-406
1830	Ueber Rindviehharn.	7(1)	1-34
		7(2)	171-195
		8(4)	375-382
1830	Unterricht in Oeconomie und Agriculturchemie betreffend.	7(1)	128-132
1830	Ueber die Benutzung des Baumlaubes als Viehfutter und die chemischen Bestandtheile mehrerer Laubarten.	7(3)	261-281
1830	Ueber die chemischen Bestandtheile der Ackerkrume eines Feldes auf welchem Herr B. C. R. Prof. Lampadius mehrere Versuche mit gebranntem Thon anstellte (vergl. Band 5. S.33 und Band 6. S.347 dies. Journ.) so wie über die düngenden Wirkungen des gebrannten Thons überhaupt.	8(1)	11-19
		8(2)	208-219
1830	Ueber Pottasche- und Alaun-Gewinnung aus Granit, Gneis und anderen kiesel-saures Kali enthaltenden Gebirgsarten.	8(2)	220-221
1830	Ueber die chemischen Bestandtheile der gebräuchlichsten Streumaterialien.	8(3)	269-286

Fortsetzung von Tabelle 1

1830	Ein untrügliches und wohlfeiles Mittel, um augenblicklich die grauen Ackerschnecken zu vertilgen.	9(1)	125-131
1830	Vom Lichte (aus Dr. Carl Sprengels nächstens bei Vandenhoeck und Ruprecht in Göttingen erscheinender <i>Chemie für Landwirthe, Forstmänner und Cameralisten</i> ).	9(2)	172-186
1830	Von der Wärme.	9(3,4)	275-303
1831	Chemische Untersuchung einiger zur Verfertigung von Töpferwaren und Ziegeln dienenden Thonarten.	9(3,4)	307-315
1831	Giebt es Humussäure und humussaure Salze der Urzeit.	10(1)	118-120
1831	Ueber die feuerfesten Bestandtheile unserer gewöhnlichen Getreidekörnerarten.	10(3)	344-351
1832	Zur landwirthschaftlichen Chemie. Auszüge und kurze Bemerkungen aus Dr. Sprengels nächstens erscheinender <i>Chemie für Landwirthe</i> .	11(2)	152-206
1832	Chemische Untersuchung der cultivirten Holzarten auf ihre feuerfesten Bestandtheile.	13(3)	382-388
1832	Chemische Untersuchung der Blätter und Stengel des grossen Negerkorns ( <i>Holcus sorghum</i> ).	13(3)	389-391
1832	Chemische Untersuchung der Erdäpfelblätter ( <i>Helianthus tuberosus</i> ).	13(3)	392-394
1832	Chemische Untersuchung der Felddistel ( <i>Serratula arvensis</i> , <i>Cnicus arvensis</i> ).	13(3)	395-396
1833	Chemische Untersuchung der Brachgewächse und ihrer Blätter, hinsichtlich der in ihnen befindlichen feuerfesten und nährenden Bestandtheile.	13(4)	474-487
	Zur landwirthschaftlichen Chemie. Auszüge und kurze Bemerkungen aus Sprengel's Chemie für Landwirthe. 2. Bd.	17(2)	184-214
1834	Ueber die feuerfesten Bestandtheile des Splintes, des mittleren Holzkörpers und des Kernholzes.	1(3)	158-160
	Ueber die Wirkung des gebrannten Thons als Düngungsmittel.	1(3)	161-166

Sprengels Theorien über Pflanzenernährung, Humus und mineralische Nährstoffe sind nahezu identisch mit jenen, welche später bei Liebig (1840, 1855) zu finden sind und die Liebig dann als die seinen beanspruchte. Bis 1840 hatte der Chemiker Liebig (1803-1873) sich in seinen Schriften jedoch nicht mit Fragen der Pflanzenernährung und Agrikulturchemie befaßt (s. Paoloni, 1968). Er war aber nachweislich vertraut mit den Arbeiten von Sprengel. Die Schlußfolgerung, daß Carl Sprengel somit als Begründer der Lehre von der Mineralstoffernährung der Pflanzen zu betrachten ist und Justus von Liebig als prominenter und unermüdlicher Kämpfer für die Anwendung dieser Lehre in der landwirthschaftlichen Praxis, scheint demnach vollauf gerechtfertigt. Zur Würdigung der Pionierleistungen beider Wissenschaftler schlagen wir vor, daß fortan das Gesetz vom Minimum als "Sprengel-Liebig Gesetz vom Minimum" bezeichnet wird. Für eine ausführliche Beschreibung dieses Themas wird auf die Arbeit von van der Ploeg et al. (1999) hingewiesen.

## Literatur

- Böhm, Wolfgang. 1987. Der Thaer-Schüler Carl Sprengel (1787-1859) als Begründer der neuzeitlichen Pflanzenernährung. Jahresheft der Albrecht-Thaer-Gesellschaft 23: 43-59.
- Böhm, Wolfgang. 1993. Zum gegenwärtigen Stand der Carl Sprengel-Forschung. Zeitschrift für Agrargeschichte und Agrarsoziologie 41: 11-17.
- Böhm, Wolfgang. 1997. Biographisches Handbuch zur Geschichte des Pflanzenbaus. K.G. Saur Verlag, München.
- Liebig, Justus von. 1840. Die organische Chemie in ihrer Anwendung auf Agricultur und Physiologie. Verlag Friedrich Vieweg und Sohn, Braunschweig.
- Liebig, Justus von. 1855. Die Grundsätze der Agricultur-Chemie mit Rücksicht auf die in England angestellten Untersuchungen. 1. und 2. Auflage. Verlag Friedrich Vieweg und Sohn, Braunschweig.
- Paoloni, Carlo. 1968. Justus von Liebig: Eine Bibliographie sämtlicher Veröffentlichungen. Universitätsverlag Carl Winter, Heidelberg.
- Sprengel, Carl. 1826. Ueber Pflanzenhumus, Humussäure und humussäure Salze. Archiv für die Gesammte Naturlehre 8: 145-220.
- Sprengel, Carl. 1828. Von den Substanzen der Ackerkrume und des Untergrundes. Journal für Technische und Ökonomische Chemie 2: 423-474, und 3: 42-99, 313-352, und 397-421.
- Sprengel, Carl. 1831. Chemie für Landwirthe, Forstmänner und Cameralisten. Erster Theil. Verlag Vandenhoeck und Ruprecht, Göttingen.
- Sprengel, Carl. 1832. Chemie für Landwirthe, Forstmänner und Cameralisten. Zweiter Theil. Verlag Vandenhoeck und Ruprecht, Göttingen.
- Sprengel, Carl. 1837. Die Bodenkunde oder die Lehre vom Boden. Verlag Immanuel Müller, Leipzig.
- Sprengel, Carl. 1838. Die Lehre von den Urbarmachungen und Grundverbesserungen. Verlag Immanuel Müller, Leipzig.
- Sprengel, Carl. 1839. Die Lehre vom Dünger. Verlag Immanuel Müller, Leipzig.
- van der Ploeg, Rienk R., Wolfgang Böhm und Mary Beth Kirkham. 1999. On the origin of the theory of mineral nutrition of plants and the Law of the Minimum. Soil Sci. Soc. Am. J. 63(5): 00-00 (im Druck).
- Wendt, Günter. 1950. Carl Sprengel und die von ihm geschaffene Mineraltheorie als Fundament der neuen Pflanzenernährungslehre. Kommissionsverlag Ernst Fischer, Wolfenbüttel.

# Evaluierung verschiedener Methoden zur Ermittlung des N-Nachlieferungspotentials von landwirtschaftlich genutzten Böden

Barbara Wagner, R.Gutser, U.Schmidhalter<sup>1</sup>, R.Beck, P.Capriel<sup>2</sup>, L.Nätscher<sup>3</sup>

## 1 Einleitung und Zielsetzung

Durch den erhöhten Düngereinsatz bis zum Beginn der neunziger Jahre kam es zu einem Anstieg im Gesamt-N-Gehalt des Bodens. Weiterhin weisen insbesondere organisch gedüngte Flächen ein erhöhtes Stickstoff-Nachlieferungspotential auf. Dieses N-Potential wird über die gängigen Bodenuntersuchungsmethoden nur unzureichend erfasst (GUTSER et. al., 1990; HOEGEN, 1992). **Ziel des Forschungsprojektes** ist die Überprüfung der Aussagefähigkeit verschiedener Untersuchungsmethoden für eine genauere Beschreibung des Stickstoff-Nachlieferungspotentials unterschiedlicher Böden, um die Düngungsempfehlung zu optimieren.

## 2 Material und Methoden

Von 1997 bis 1999 wurden an 106 Böden unterschiedlichster Herkunft (Praxis- und Versuchsflächen; Kenndaten, Tab.1) N-Erschöpfungsversuche (Mitscherlichgefäße) durchgeführt (Abfolge der Bepflanzung: Grünhafer, Grünhafer, Dt. Weidelgras, Grünhafer; Schema: Abb.1).

Tabelle 1: Übersicht der Kennzahlen der untersuchten Böden (August 1997)

Parameter	Spannweite	Parameter	Spannweite
Ton	6 - 42 %	C <sub>t</sub>	0,59 - 4,24 %
Schluff	9 - 79 %	N <sub>t</sub>	0,07 - 0,46 %
Sand	3 - 84 %	C/N	7,7 - 12,5
pH (CaCl <sub>2</sub> )	4,7 - 7,5	NO <sub>3</sub> -N	0,2 - 21,1 mg/100g B.

1 Lehrstuhl für Pflanzenernährung, TU- München-Weihenstephan, 85350 Freising

2 Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, 85350 Freising

3 Bayerische Hauptversuchsanstalt für Landwirtschaft, 85350 Freising

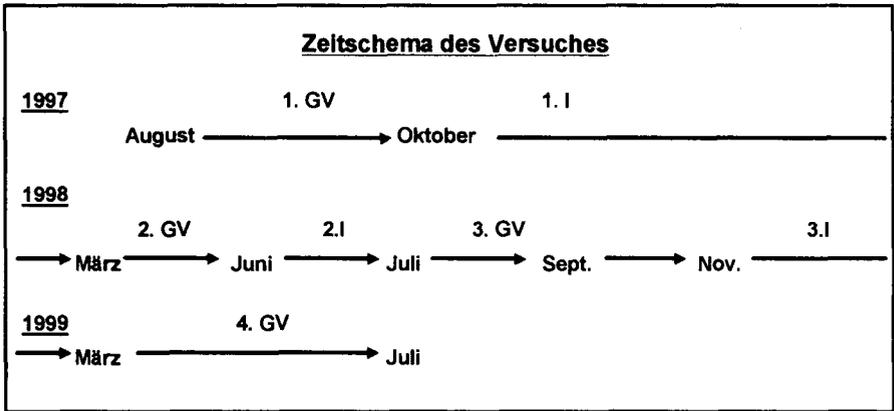


Abbildung 1: Abfolge der Gefäßversuche (GV) sowie der Inkubationsphasen (I, 55-60% Wasserk.)

Der erste Gefäßversuch (Grünhafer, August - Oktober '97) diente der Abschöpfung des aufgrund der Vorgeschichte der Proben stark variierenden Vorrats an leicht verfügbarem Stickstoff. Nach Abschluß dieses Gefäßversuches (Oktober '97) waren die Nitratvorräte der Böden entleert. Diese Bodenproben wurden als Ausgangspunkt zur Erfassung des N-Potentials definiert (sog. "Oktoberproben") und detailliert untersucht. Die N-Entzüge der nachfolgenden Gefäßversuche sowie die Netto-Mineralisation werden als Kriterium für das N-Potential der Böden angesehen und mit den Untersuchungsergebnissen verrechnet.

#### **verwendete Methoden:**

- a) **chemisch:** Extraktion mit 0,5 M  $K_2SO_4$ -Lösung und Heißwasser, Bestimmung von  $NO_3^-$ ,  $NH_4^+$ ,  $N_{org}$ -N (=Σ gelöste N-Verbindungen) sowie **organischem C** (EBERTSEDER, 1997)
- b) **bodenbiologisch:** SIR (Substrate Induced Respiration) (ANDERSON & DOMSCH, 1978), Bestimmung der **Biomasse** und **Katalase-Aktivität** (BECK, 1971)
- c) **MIR-(Mittel-Infrarot)-Spektroskopie** (Spektralbereich 2500 - 25000 nm) (CAPRIEL et al., 1995)

### **3 Ergebnisse und Diskussion**

Die umfangreiche Versuchsreihe ist noch nicht abgeschlossen. Vom abschließenden 4. Gefäßversuch (1999, Grünhafer) liegen zur Zeit nur die Trockenmasseerträge vor. Daher werden in diesem

Rahmen die Analysenergebnisse der "Oktoberböden" mit der Gesamt-N-Aufnahme von 1998 verrechnet. Die Zusammenhänge sind in Tabelle 2 wiedergegeben.

Tabelle 2: Korrelationskoeffizienten ausgewählter Analysenergebnisse zur Gesamt-N-Aufnahme (1998)

Parameter	r	Parameter	r
<b>chemisch</b>			
Σ gel. N (K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> -Extrakt)	0,77**	Σ gel. N (Heißwasser)	0,72**
gel.org.C (K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> -Extrakt)	0,37**	gel.org.C (Heißwasser)	0,62**
C/N im K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> -Extrakt	- 0,38**	C/N im Heißwasser-Extr.	-0,21**
<b>bodenbiologisch</b>			
SIR-Fläche	0,76**	Katalase	0,73**
Biomasse-C	0,70**	SIR-Fläche+Biomasse-N	0,77**
<b>Infrarot</b>			
MIR	0,80**		

\*\* Signifikanz-Niveau 0,01

1. Bei den getesteten **chemischen Verfahren** führt die Berücksichtigung der Summe der gelösten N-Verbindungen zu den höchsten Korrelationskoeffizienten zum Gesamt-N-Entzug, wobei die Kaliumsulfatextraktion (r = 0,77\*\*) leichte Vorteile gegenüber der Heißwasserextraktion (r = 0,72\*\*) besitzt. Der erheblich höhere verfahrenstechnische Aufwand der letzteren Methode erscheint somit nicht gerechtfertigt. Die Berücksichtigung des im Extrakt gelösten organischen Kohlenstoffs als Einzelparameter sowie im Quotienten zum gelösten Stickstoff verspricht im Gegensatz zur chemischen Untersuchung von Komposten (EBERTSEDER, 1997) keinen erheblichen Informationsgewinn.
2. Sämtliche Parameter, die über **bodenbiologische Verfahren** ermittelt wurden, spiegeln das N-Nachlieferungspotential des Jahres 1998, welches durch die Gesamt-N-Aufnahme repräsentiert wird, gut wieder. Die Korrelationskoeffizienten liegen mit 0,70\*\* - 0,76\*\* im Bereich derer, die für die Verrechnung des Gesamt-N-Entzuges mit chemisch erhobenen Parametern gefunden wurden. Eine Kombination von Biomasse-N und SIR-Fläche verbessert den Korrelationskoeffizienten noch geringfügig auf 0,77\*\*. Diese Ergebnisse decken sich mit denen von GUTSER et al. (1990).

3. Ein Modell für die Vorhersage des Gesamt-N-Entzuges wurde aus den bei der MIR-Spektroskopie erhaltenen Spektren über eine "Pressberechnung" berechnet. Der Korrelationskoeffizient zwischen tatsächlichen und errechneten Werten lag bei 0,80\*\*. Neben den N-Entzug konnten darüber hinaus weitere N-Potentialparameter (z.B.  $N_t$ ) zuverlässig prognostiziert werden. Aufgrund ihrer Schnelligkeit und Umweltfreundlichkeit bietet die kostengünstige MIR-Methode weiterhin große Vorteile (CAPRIEL et al., 1999).

#### **4 Zusammenfassung und Ausblick**

Die getesteten Untersuchungsverfahren zeigen bezüglich ihrer Aussagefähigkeit zur Prognose des N-Potentials nur geringfügige Unterschiede. Eine weitere Verbesserung der hier gezeigten Ergebnisse soll durch die kombinierte Verrechnung verschiedener Parameter, durch die Berücksichtigung von Standortkonstanten (z.B. Ton) oder Bewirtschaftungsdaten (z.B. Viehbesatz, N-Bilanz) erreicht werden. Letztendlich ist eine Einteilung der Böden aufgrund von Untersuchungsergebnissen in N-Potentialklassen angestrebt. Diese Klassifizierung soll weiterhin anhand von Freilandversuchen verifiziert werden.

#### **Literatur**

- Anderson, J.P.E und Domsch, K.H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10, 215-221
- Beck, T. (1971): Die Messung der Katalase-Aktivität von Böden. *Z.Pflanzenernaehr. Bodenkd.* 180, 68-81
- Capriel, P., Beck, T., Borchert, H., Gronholz, J. und Zachmann, G. (1995): Hydrophobicity of the organic matter in arable soils. *Soil Biol. Biochem.* 27, 1453-1458
- Capriel, P., Ebertseder, T., Popp, L. und Gutser, R. (1999): IR-Spektroskopie: Eine Schnellmethode zur Prognose der N-Wirkung und relevanten Parametern von Biokomposten. *J.Plant Nutr. Soil Sci.* 162, 149-153
- Ebertseder, T. (1997): Qualitätskriterien und Einsatzstrategien für Komposte aus Bioabfall auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Dissertation, Lehrstuhl für Pflanzenernährung, TU-München
- Gutser, R., K. Teicher und S. Maier, 1990: Gefäßversuche zur Aussagekraft des Norg-Stickstoffs für das N-Potential von Böden. *Vdlufa-Kongressband*, Berlin, S. 243-248
- Hoegen, B., 1992: Chemische und mikrobiologische Charakterisierung der leicht mobilisierbaren organischen Stickstofffraktion (Norg) des Bodens unter besonderer Berücksichtigung begüllter Böden. Dissertation Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

## Dynamik der organischen Bodensubstanz nach Ausbringung $^{15}\text{N}$ -markierter Schweinegülle

Weber, N., Dittert, K. und B. Sattelmacher

### Einleitung

Die Transformation der organischen und mineralischen Bestandteile von Gülle beinhaltet vielfältige Prozesse, wie z.B. Mineralisation, Inkorporation in lebende Biomasse und Denitrifikation. Für eine umweltschonende Landwirtschaft ist jedoch die Pflanzenaufnahme des mit dem Düngemittel Gülle zugeführten Stickstoffs mitentscheidend, d.h. die Ausnutzung des zugeführten N durch die Kulturpflanze. Mit Hilfe der  $^{15}\text{N}$ -Tracertechnik lassen sich die Transformationsprozesse, sowie die Aufnahmeraten des güllebürtigen Stickstoffs durch die Kulturpflanze bestimmen. Für die vorliegende Arbeit wurde  $^{15}\text{N}$ -markierte Schweinegülle hergestellt, die in einem Feldversuch im Herbst zu Winterraps ausgebracht wurde. Die Termine Vor- und Nachwinter, d.h. sechs und vierundzwanzig Wochen nach Gülleapplikation werden vorgestellt.

### Material und Methoden

Der Feldversuch fand auf dem Versuchsgut Hohenschulen der Universität Kiel statt. Hohenschulen liegt 15 km westlich von Kiel im östlichen Hügelland. Der Boden ist ein Gley aus Geschiebesand und Geschiebelehm mit einem mittleren Kohlenstoffgehalt von  $15,4 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$  und einen mittleren Stickstoffgehalt von  $1,53 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ . Ungestörte Bodenmonolithe wurden mit einer PVC-Röhre (Durchmesser 60cm) bis in ein Meter Tiefe versehen, um lateralen Fluß auszuschließen, sowie einen begrenzten Wurzelraum zu erhalten.

Für die Produktion der  $^{15}\text{N}$ -markierten Gülle wurden drei Schweine mit Sommergerste, die mit  $^{15}\text{N}$ -Mineraldünger gedüngt wurde, gefüttert. Kot und Harn wurden getrennt aufgefangen und zu einer Gülle vereinigt, die einen mittleren  $^{15}\text{N}$ -Gehalt von 2,6at% excess und N-Gehalt von  $6,5 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$  aufwies. Die hergestellte Gülle wurde auf die ungestörten Bodenmonolithe ausgebracht. Die ausgebrachte Gülle wurde bis in 30cm Tiefe in den Boden eingearbeitet und die Winterrapsorte Falcon gesät. Die Probennahmetermine waren am 15.11.1997 (d.h. 6 Wochen nach Gülleapplikation) und am 19.03.1998 (d.h. 24 Wochen nach Gülleapplikation). Die Bodenproben wurden auf 2mm gesiebt. Die frischen Proben wurden für mikrobiellen Kohlenstoff und Stickstoff nach der Methode von Brookes et.al. (1985) mit  $0,5\text{m K}_2\text{SO}_4$ -Lösung extrahiert. An den Extrakten wurden die Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte am DIMA-TOC und DIMA-N (Fa. Dimatec, Essen) bestimmt. Dabei stellt der ohne Chloroform-Fumigation extrahierbare Anteil an Kohlenstoff und Stickstoff den leicht verfügbaren oder auch mobilen Anteil dar. Die verbleibende Bodenprobe wurde für weitere Analysen bei  $-20^\circ\text{C}$  gelagert. Die organischen N-Fractionen wurden nach Hydrolyse nach Fleige (1971) aufgeschlossen und getrennt. Zusätzlich wurde das in den Tonmineralen fixierte Ammonium (Hoffmann, 1991) bestimmt. Der  $^{15}\text{N}$ -Gehalt von allen Extrakten wurde mittels Mikrodiffusion (Goerges & Dittert, 1998) und anschließender Verbrennung in einem Elementaranalysator 1108 (Carlo-Erba), gekoppelt an einen Finnigan MAT Delta C Massenspektrometer bestimmt. Die  $\text{K}_2\text{SO}_4$ -Extrakte wurden der alkalischen Persulphatoxidation (Cabrera & Beare, 1993, verändert) mit anschließender Mikrodiffusion unterzogen.

Ergebnisse und Diskussion

80% des Gesamtstickstoffgehaltes des Bodens lassen sich in den Hydrolysen-Fractionen, sowie im fixierten Ammonium wiederfinden (Tabelle 1). Die Fraktion „unbekannter hydrolysierbarer N“ wurde nicht erfaßt.

**Tabelle 1: Stickstoff-Fractionen des Bodens (0-30cm Tiefe) und deren prozentualer Anteil am Gesamtstickstoffgehalt**

Fraktion	% des Gesamtstickstoffgehaltes	
	15.11.1997	19.03.1998
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	22	24
Aminozucker-N	7	5
Aminosäure-N	30	25
Fixiertes NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	6	11
Nicht hydrolysierbarer N	15	16
Summe der Fraktionen	80	81

Werden die beiden Termine verglichen, so zeigt sich eine Abnahme an Aminosäuren-N, sowie im gleichen Maße eine Zunahme an fixiertem Ammonium. Die anderen Fraktionen zeigen kaum Veränderungen über Winter. Bei Betrachtung der Verteilung des güllebürtigen Stickstoffs zeigen sich diese Tendenzen jedoch nicht (Tabelle 2).

**Tabelle 2: Wiederfindung des ausgebrachten Gülle-<sup>15</sup>N in 0-30cm Tiefe im Boden [%], sowie im Aufwuchs**

Fraktion	% Wiederfindung des güllebürtigen N	
	15.11.1997	19.03.1998
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	7	5
Aminozucker-N	1,7	1,6
Aminosäure-N	20	19
Fixiertes NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	5	3,7
Nicht hydrolysierbarer N	2,3	3,4
Pflanzenaufnahme	9	3
Summe der Fraktionen	45	35

Nur ca. 45% des ausgebrachten Gülle-N lassen sich sechs Wochen nach Gülleapplikation in den Hydrolysenfraktionen, im fixierten Ammonium sowie in den oberirdischen Pflanzenteilen detektieren. Hier müssen neben gasförmigen und Auswaschungsverlusten auch die analytischen Verluste durch die Hydrolyse einbezogen werden, wie auch der unbekannte Stickstoff. Über Winter treten weitere Verluste von 14% auf, welches u.a. auf den sehr nassen Winter und demzufolge auf hohe Auswaschungsraten zurückzuführen ist. Der Winterrraps hat zudem in den ersten 6 Wochen sehr viel güllebürtigen Stickstoff aufgenommen. Nach Winter lassen sich nur noch 3% des güllebürtigen N in dem oberirdischen Pflanzenmaterial wiederfinden. Dies läßt sich durch Blattfall und wahrscheinlich auch durch Einlagerung von Stickstoff in die Wurzel erklären. Ansonsten zeigen sich im Vergleich der beiden Termine keine signifikanten Unterschiede in den einzelnen Fraktionen.

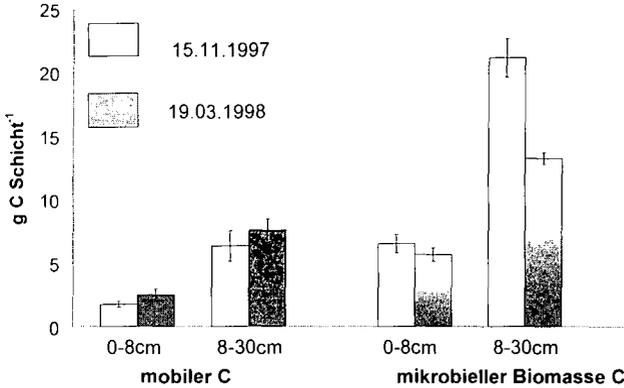


Abbildung 1: Mobiler Kohlenstoff (mit 0,5m K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-Lösung extrahierbar) und mikrobieller Biomasse C in 0-8cm, bzw. 8-30cm Bodentiefe [Gehaltsangaben pro Schicht, d.h. Oberkrume 8cm, Unterkrume 22cm]

Hinsichtlich der Gehalte an mobilem Kohlenstoff (in 0,5m K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-Lösung extrahierbar) und mikrobiellem Kohlenstoff (Cmic) treten während der Wintermonate keine signifikanten Veränderungen auf. Nur in 8-30 cm Tiefe zeigt sich eine signifikante Abnahme des Cmic-Gehaltes. Es ist anzunehmen, daß es zu einem Absterben der mikrobiellen Biomasse in der Zeit vom 15.11.-19.03 kommt, während eine Vermehrung der mikrobiellen Biomasse erst bei Erwärmung des Bodens im späteren Frühling eintritt. Für die N-Parameter zeigt sich ein ganz anderes Bild (Abbildung 2).

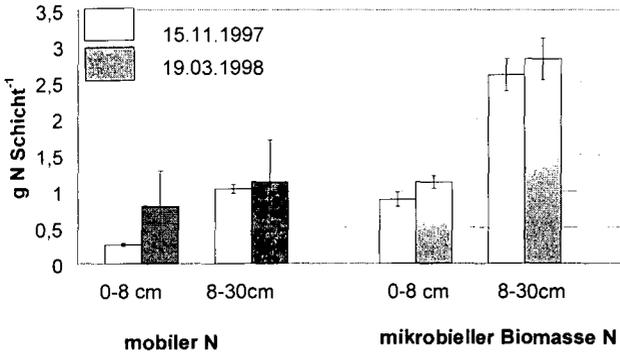
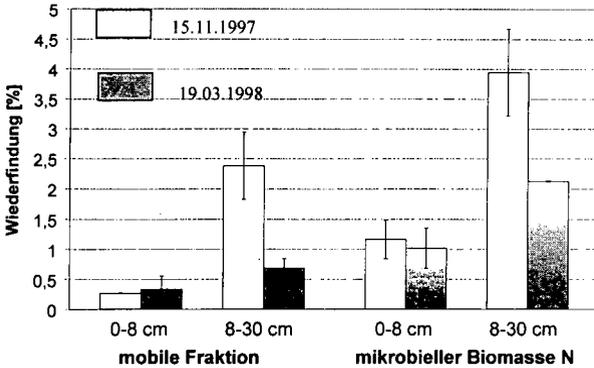


Abbildung 2: : Mobiler Stickstoff (mit 0,5m K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-Lösung extrahierbar) und mikrobieller Biomasse N in 0-8cm, bzw. 8-30cm Bodentiefe [Gehaltsangaben pro Schicht, d.h. Oberkrume 8cm, Unterkrume 22cm]

Aus der Bodenschicht 0-8cm Tiefe werden Nachwinter am 19.03.1998 signifikant größere K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-lösliche N-Mengen extrahiert, während die Gehalte in 8-30 cm konstant bleiben. Dieser Anstieg ist durch eine zwischenzeitlich erfolgte, mineralische N-Düngung zu erklären, so daß die Dynamik des zuvor vorhandenen Stickstoffs überdeckt wird. Die Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N bleiben im Gegensatz zum mikrobiellen Biomasse-C über Winter in beiden Horizonten nahezu konstant. Somit verengt sich das Cmic/Nmic-Verhältnis während der Wintermonate. Erneut ist es die

zwischenzeitliche mineralische Düngung, die eine Interpretation verhindert, ob nicht auch eine Veränderung in der Struktur der Gemeinschaft der Mikroorganismen vorliegen könnte.



**Abbildung 3: Wiederfindung in % des güllebürtigen Stickstoffs in den Fraktionen mobiler N (in  $K_2SO_4$ -Lösung löslich) und mikrobieller N 0-8cm und 8-30 cm Tiefe**

Die  $^{15}N$ -Analyse des  $K_2SO_4$ -extrahierbaren Stickstoffs, bzw. des mikrobiellen Biomasse-N weist in 8-30 cm Bodentiefe eine ausgeprägte Abnahme über die Winterzeit aus (Abbildung 3). In der Oberkrume (0-8cm) bleiben mobiler Stickstoff und mikrobieller Stickstoff konstant. In der Oberkrume hat offensichtlich bereits die Mineralisierung von organischen Güllebestandteilen zu einem Wiederanstieg auf das vorwinterliche Niveau geführt, auch das Niveau des mikrobiellen Stickstoffs in 0-8cm Bodentiefe weist darauf hin. Die winterliche Abnahme des mikrobiellen Stickstoffs in 0-8cm Bodentiefe kann z.Zt. nur durch ein Absterben der Mikroorganismen erklärt werden.

#### Zusammenfassung:

Die Vorwinteraufnahme des ausgebrachten Gülle-N durch den Winterraps ist sehr hoch ( $10 kg \cdot ha^{-1}$ ). Nach Winter ist jedoch nur noch ein geringerer Gehalt an güllebürtigen N im Aufwuchs ( $4 kg \cdot ha^{-1}$ ) zu finden.

Sechs Wochen nach Gülleausbringung ist noch ein hoher Anteil an güllebürtigen, leicht verfügbaren N-Verbindungen in 8-30cm Tiefe zu finden. Über Winter nimmt dieser Anteil ab.

Die mikrobielle Biomasse unterliegt anscheinend unterschiedlichen Prozessen in Ober- und Unterkrume. In 0-8 cm Tiefe gibt es kaum Änderung an der Wiederfindung an güllebürtigem N in der mikrobiellen Biomasse. Gründe hierfür könnten zum einem eine Reinkorporation von mikrobieller Nekromasse in die mikrobielle Frischmasse sein, oder auch ein beginnender Abbau der organischen Gülle-Substanzen im Frühjahr.

In 8-30 cm Tiefe kommt es zu einer starken Abnahme der Wiederfindung des güllebürtigem N, sowie auch zu einer starken Abnahme der Gehalte des mikrobiellen Biomasse C. Dies könnte an einem Absterben der Biomasse liegen. Diese Nekromasse wird jedoch nicht sofort wiederaufgenommen.

#### Reference List

1. Brookes, P. C., Landman, A., Pruden, G., and Jenkinson, D. S. *Soil Biology and Biochemistry* 17(6): 837-842. 1985.
2. Cabrera, M.L. and Beare, M.H. *Soil Science Society of America Journal* 57(4): 1007-1012. 1993
3. Fleige, H., Meyer, B., and Scholz, H. *Göttinger Bodenkundliche Berichte* 18, 1-39. 1971.
4. Goerges, T. and Dittert, K. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 29(3-4): 361-368. 1998.
5. Hoffmann, G. *VDLUFA-Methodenhandbuch* 4(8): 1-7. 1991

## Effect of Nofatrein and potassium fertilizer on wheat plants growth in salt affected soils.

*Youssef, S. M.<sup>1</sup> and M. R. Mohamed<sup>2</sup>*

### “ ABSTRACT “

Two field experiments were conducted in agriculture research center on Tag EL-ezz, Dakahlia , Governorate to study, the effect of different levels of salinity, nofatrein and potassium fertilizer on growth of wheat plants (Sakha 69) during 1997 and 1998 seasons. The increase of salt concentration in the soil led to a highly significant decreasing in the yield components of wheat ( $E_c = 1.4\%$ ) in two seasons. The results indicated that the nitrogen, phosphorus and potassium uptake was high significant with low salt concentration in the soil ( $E_c = 0.4\%$ ). The low concentration from nofatrein fertilizer spray (1.2 L/ha) led to the increase in the yield and yield components.

### INTRODUCTION

The improvement of salt tolerance in different crops through conventional selection and breeding using the genetic Variation present in the gene pool of the crop e.g wheat

ASHRAF and OLLEARY (1996). Wheat (*Triticum aestivum*) is a major food crop in most of the countries which suffer saline soils, and has been reported by Mass and HOFFMAN (1977) as being moderately tolerant. The objectives of this study to investigate, the Effect of using nofatrein (liquid fertilizer in equilibrium state) and potassium fertilizer on yield of wheat plants (Sakha 69) and NPK – uptake under salt conditions in the fied.

### MATERIAL AND METHODS

Two field experiments were carried out at the farm of Tag El-ezz agricultural research center station, Dakahlia Governorate during 1997 and seasons. The experimental work aimed to study the effect of soil salinity, nofatrein (liquid fertilizer) and potassium fertilizer on growth, yield components of wheat plants (Sakha 69) and NPK – uptake.

- 
- 1- Dr. Sarwat Mokhtar Youssef, Soi – Depart. Faculty of Agri, Kafr El-sheikh – Tanta Univ, Egypt (Ägypten).
  - 2- Dr. Mohamed Rida Abd El-Hady Mohamed, Plant Nutrition Dep., Soil, water of Env. Res. Ins., Agric. Res. Center, Giza, Egypt.

Table (1) The scheme of studied field experiments.

Level of elements studied	T.S.S% in 1.5 extract	ESP	Nofatrein fertilizer	Potassium-sulphate fertilizer (48% K <sub>2</sub> O)
1-	0.4-	513.	2.4 L / ha	Zero Kg K <sub>2</sub> O / ha
2-	1.1-	885	3.6 L / ha	57.6 Kg K <sub>2</sub> O / ha
3-	1.4-	16.5	4.8 L / ha	115.2 Kg K <sub>2</sub> O / ha
			Formula of this fertilizer N P K chelated Fe, Mn, Zn, B, Mo 5 5 5 %                    0.15 0.1 0.15 0.05 0.02%	

N – Fertilizer (168 Kg / ha N as ammonium-nitrate 33.5% N) and 63 Kg / ha P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> as superphosphate 15.5% P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> in each seasons. The experiment work was designed as split-split design in complete randomized blocks design. The chemical analysis of the soil and plant according to Black (1965).

**RESULTS AND DISCUSSION**

1- Effect of Salinity Table (2) indicated that the straw and grain yield ton / ha were decreasing with increase in Total soluble salts values in both seasons, and this decreasing was a highly significant. Similar results were founded by (Lelande. etal.. 1994 and Sarhan, S. H. and H. Z. Abd El-salam 1999). From the data it can be observed that the high means value for straw and grain yield the low value of salinity, the lowest values with the high level of salinity in both seasons. These results were attributed to osmotic pressure of soil solution and ion Na<sup>+</sup> dominant.

Table (2) Effect of salinity levels, potassium and nofatrein fertilizers on yield components of wheat plants during seasons 1997 and 1998

Treatments		Straw yield Ton / ha		Grains yield Ton / ha	
		1997	1998	1997	1998
S1	Salinity %	9.38	10.18	2.79	3.75
S2		1.12	1.82	0.21	0.63
S3		0.83	0.84	0.04	0.05
F-test		**	**	**	**
L.S.D 0.05		0.77	0.21	0.23	0.11
0.01		1.16	0.32	0.35	0.16
P0	Potassium fertilizer	3.67	4.35	1.16	1.72
P1		3.92	4.33	1.03	1.51
P2		3.75	4.17	0.84	1.21
F-test		N.S	N.S	**	**
L.S.D 0.05				0.16	0.12
0.01				0.22	0.17
N1	Nofatrein fertilizer	4.18	4.65	0.19	1.42
N2		3.54	4.06	1.31	1.78
N3		3.61	4.13	0.81	1.23
F-test		*	**	**	**
L.S.D 0.05		0.43	0.20	0.14	0.21
0.01			0.27	0.19	0.28

2- Potassium fertilizer. Data presented in table (2) showed that the grain yield of wheat decreasing significantly with increasing in potassium rates, while straw yield not show any indicate.

3- Nofatrein. The effect of Nofatrein fertilizer show that increase in grain yield in season 1997 with 1 and 2 level from nofatrein. Data presented in Table (3) showed the NPK-uptake and protein percent affected by salinity, potassium fertilizer decreasing with increasing in salinity and potassium rate. But the differences between the means are varied between the significance and insignificance as affected by nofatrein in both seasons wither increasing or decreasing.

Table (3) influence of salinity < potassium and nofatrein fertilizers on NPK-uptake (mg/gram dry weight) and protein percent in two seasons.

Treatments	N-uptake		P-uptake		K-uptake		Protein %	
	1997	1998	1997	1998	1997	1998	1997	1998
S1	8.38	10.58	1.63	1.85	33.64	35.26	8.86	8.91
S2	2.22	4.05	0.40	0.53	5.64	8.31	7.12	7.20
S3	1.21	2.99	0.37	0.44	2.54	4.83	3.98	4.11
F-test	**	**	**	**	**	**	**	**
L.S.D 0.05	0.15	0.46	0.07	0.04	0.46	0.27	0.20	0.06
0.01	0.23	0.70	0.10	0.08	0.69	0.41	0.30	0.09
P0	3.4	6.04	1.00	1.08	14.43	17.07	6.81	6.79
P1	3.75	5.73	0.84	0.86	13.94	15.12	6.44	6.59
P2	4.06	5.85	0.56	0.89	13.44	16.22	6.70	6.85
F-test	**	N.S	**	**	**	**	**	**
L.S.D 0.05	0.15		0.08	0.46	0.46	0.41	0.17	0.06
0.01	0.20		0.11	0.06	0.63	0.56	0.24	0.08
N1	4.07	5.77	0.85	0.91	13.46	16.13	6.66	6.77
N2	3.89	6.01	0.83	0.93	13.67	16.55	6.54	6.58
N3	3.83	5.84	0.73	0.99	14.68	15.75	6.76	6.87
F-test	**	N.S	**	*	**	**	N.S	**
L.S.D 0.05	0.14		0.07	0.05	0.61	0.46		0.08
0.01	0.18		0.09		0.81	0.62		0.11

4- Interaction Effect : The statistical analysis of data in Table (4) illustrated the interaction effect of three studied factors on NPK-uptake and protein percent in wheat plants. Where it was found a highly significant differences between means of all parameters under studied.

Table (4) Interaction between salinity, potassium and nofatrein fertilizers on NPK-uptake and protein % in grains of wheat plants.

Treatments	N uptake (mg/plant)		P uptake (mg/plant)		K uptake (mg/plant)		Protein-%	
	1996/97	1997/98	1996/97	1997/98	1996/98	1996/98	1996/97	1997/98
S1P0N1	9.757	11.702	1.012	1.990	36.290	39.500	7.985	8.725
S1P0N2	8.242	10.800	3.372	2.003	35.455	39.090	8.842	8.057
S1P0N3	6.700	8.858	2.323	2.588	30.390	33.575	10.260	10.410
S1P1N1	6.923	9.013	3.419	1.500	25.650	28.727	8.278	8.048
S1P1N2	7.725	10.158	0.822	1.550	28.370	31.770	9.040	9.300
S1P1N3	9.240	11.285	0.942	1.734	48.160	36.742	8.665	8.602
S1P2N1	9.570	11.670	0.957	1.850	33.390	36.900	8.738	8.870
S1P2N2	9.570	11.830	0.958	1.850	34.510	37.500	8.795	9.085
S1P2N3	7.670	9.910	0.850	1.600	30.500	33.535	9.100	9.100
S2P0N1	1.580	3.650	0.399	0.588	7.060	10.175	7.872	7.715
S2P0N2	1.945	3.880	0.364	0.589	6.830	9.880	7.180	7.082
S2P0N3	3.113	5.045	0.405	0.563	6.040	9.250	7.002	6.940
S2P1N1	3.087	5.045	0.387	0.492	5.330	8.025	5.935	6.000
S2P1N2	1.750	3.900	0.407	0.492	5.252	8.075	7.453	7.728
S2P1N3	2.275	4.315	0.514	0.610	5.500	6.950	7.045	7.153
S2P2N1	2.045	2.150	0.348	0.490	5.045	8.000	6.910	6.760
S2P2N2	1.615	3.820	0.461	0.495	5.082	6.660	7.050	7.460
S2P2N3	2.540	4.610	0.346	0.425	4.600	7.800	7.630	7.995
S3P0N1	1.670	3.488	0.344	0.444	2.965	3.040	4.487	4.987
S3P0N2	2.010	4.008	0.350	0.473	3.140	5.725	4.058	3.085
S3P0N3	0.965	2.885	0.436	0.482	1.675	3.340	3.635	4.075
S3P1N1	0.970	2.110	0.342	0.439	3.035	5.807	5.290	5.125
S3P1N2	1.335	3.285	0.337	0.439	2.062	5.000	2.620	3.425
S3P1N3	0.475	2.480	0.363	0.436	2.067	5.000	3.607	3.882
S3P2N1	1.170	3.120	0.409	0.419	2.400	5.030	4.428	4.722
S3P2N2	0.830	2.370	0.376	0.436	2.330	5.275	3.793	3.970
S3P2N3	1.500	3.155	0.371	0.410	3.143	5.240	3.860	3.697
F Test	**	**	**	**	**	**	**	**
L.S.D 0.05	0.408	1.587	0.212	0.161	1.856	1.381	0.456	0.247
0.01	0.544	2.120	0.283	0.215	2.439	1.845	0.609	0.330

### REFERENCES

Black, C.A. (Ed) (1965). Methods of soil analysis part land 2, No. 9, Amer. Soc. Agron. Madison, Wis. USA.

Iceland E. Francois, Catherine M. Grieve, Eugenev. Mass, and Scott M. Lesch, (1994). Time of salt stress Affects growth and yield components of Irrigated. Agron. J. 86 : 100-107.

Maas, E. V., and G. J. Hoffman, (1977). Crop salt tolerance - current assessment. J. Irrig. Drainage Div. ASCE 103, 115-134.

M. Ashraf and J.W. O'Leary, (1996). Responses of some Newly Developed Salt - tolerant genotypes of spring wheat to salt stress : I- yield components and Ion Distribution. J. Agronomy & Crop Science 176, 91-101.

Sarhan, S. H. and H. Z. Abd El-salam, (1999). Effect of soil salinity Nitrogen fertilization and their interaction on wheat plant. J. Agric. Sci. Mansoura Univ., 24 (4): 2071-2075.

# Über "Probleme" bei der Einführung der Substratsystematik

von  
Altermann, M.<sup>1</sup> und Kühn, D.<sup>2</sup>

## 1. Problemstellung

Die Substratsystematik wurde in Abstimmung zwischen den Staatlichen Geologischen Diensten der Bundesrepublik Deutschland und dem AK für Bodensystematik der DBG entwickelt. Trotz dieses breiten Konsenses tritt bei der Einführung in der Praxis als auch in der Lehre Kritik an ihr auf. Die Mehrzahl der GLÄ arbeitet entsprechend der KA 4 bereits in wesentlichen Teilen nach der nunmehr erschienenen Substratsystematik. Eine erste überregionale Anwendung findet sie in dem bundesweiten Kartenwerk der Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1 : 200 000. Auch auf Länderebene wird diese Systematik bereits mehrheitlich angewendet, um Übersichts- und Basis-kartenwerke zu erstellen. In diesen Ämtern wird die Substratsystematik als ein Mittel verstanden, die notwendige Erfassung der Bodenmerkmale zu objektivieren und vergleichbar durchzuführen. Bei anderen GLÄ ist die Umstellung der Datenbestände von KA3 nach KA4 wegen des hohen Aufwandes nicht sofort ohne weiteres möglich. Wegen fehlender Merkmale bei den Altdaten ist meist eine aufwendige individuelle Bewertung für die heutige Einstufung erforderlich (s. KÜHN, HANNEMANN & BAURIEGEL 1999; in diesem Band).

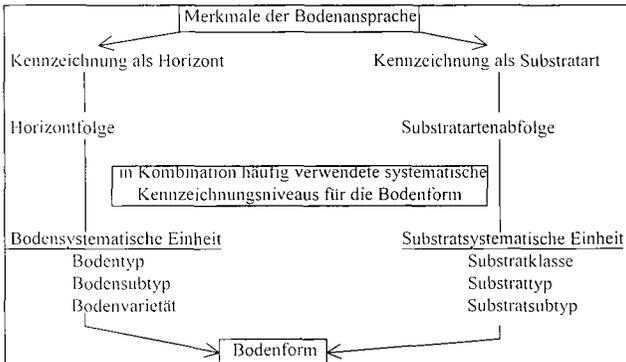
Gegenüber der Bodensystematik, die über Jahrzehnte eingeführt ist und sich kontinuierlich weiterentwickelt hat, stellt die Substratsystematik für viele etwas Neues dar und besitzt deshalb eine gewisse Einstiegsschwelle, die u.a. in der Lehre Probleme bereitet. Insbesondere bei der Einführung tritt teilweise eine ablehnende Haltung auf, die auf der Unkenntnis von Zusammenhängen und dem Bezweifeln der Notwendigkeit von Regelungen zur Substratkennzeichnung beruht.

Einige Kritiken sollen im folgenden aufgeführt und ausgeräumt werden.

## 2. Inhalte und Ziele der Substratsystematik

Mit der Schaffung der Substratsystematik basiert die Bodenkennzeichnung sowohl für die Boden(profil)ansprache als auch für die Flächenkennzeichnung auf 2 Säulen (s. Abb. 1).

Abb. 1: Inhalte der Bodenkennzeichnung



Die Substratsprache ist nicht neu, denn sowohl in den alten als auch in den neuen Bundesländern existierten Verfahrenswesen bzw. Vorstellungen für die Ansprache der Substrate (ARBEITSKREIS BODEN-SYSTEMATIK 1985; LIEBEROTH, KOPP, EH-WALD, SCHWANECKE 1967; TGL 24300/07).

<sup>1</sup> Büro für Bodenökologie, Bodenkartierung, Bodenschutz, Lichtemannsbreite 10, 06118 Halle

<sup>2</sup> Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg, Stahnsdorfer Damm 77, 14532 Kleinmachnow

Tabelle 1: Inhalt und Hierarchie der Substratsystematik

Hierarchieebene	Merkmalsauswahl
Hauptgruppe	4 (Fein)Bodenartenhauptgruppen 1 Grobbodenart (4 Anteilsklassen) 3 Carbonatgehaltsklassen 2 Substratgenesegruppen Gesteinsherkunft gruppiert 3 Tiefenstufenbereiche
Gruppe	4 (Fein)Bodenartenhauptgruppen + 4 äolische Sondersubstrate 4 Grobbodenarten (5 Anteilsklassen) 3 Carbonatgehaltsklassen 4 Kohlegehaltsklassen 2 Anteilsklassen für lithogenen Kohlenstoff 16 Substratgenesegruppen Gesteinsherkunft gruppiert 4 Tiefenstufenbereiche
Untergruppe	11 (Fein)Bodenartengruppen + 4 äolische Sondersubstrate 4 Grobbodenarten (6 Anteilsklassen) 5 Carbonatgehaltsklassen 5 Kohlegehaltsklassen 2 Anteilsklassen für lithogenen Kohlenstoff 38 Substratgenesegruppen Gesteinsherkunft differenziert 5 Tiefenstufenbereiche

Aufbauend auf den Erfahrungen wurden vom AK Bodensystematik in enger Zusammenarbeit mit den GLÄ und der BGR Vorschläge für die einheitliche und reproduzierbare Substratansprache entwickelt. Aus der Vielfalt der Bodenmerkmale wurden die für eine Substratansprache relevanten herausgefiltert (s. Tab. 1).

Somit wurden für die Substratansprache Merkmalskombinationen gebildet, in denen für die Bodenansprache die wichtigsten Substratmerkmale je nach Hierarchie unterschiedlich differenziert berücksichtigt sind (z.B. durch die Klassenanzahl).

Als Ziele der Substratsystematik sind in diesem Zusammenhang folgende zu nennen:

- Die pedogenen Merkmale und Eigenschaften der Böden sind weitgehend aus dem Horizontaufbau ableitbar, der aber nur in Ausnahmefällen die **lithogene Kennzeichnung** ausdrückt. In jedem Fall soll deshalb mit Hilfe des Substrats die aus dem geologischen Ausgangsmaterial **entstandene feste Substanz, aus der der Boden besteht, nach bodenkundlich relevanten Merkmalen** klassifiziert und systematisiert werden.
- Analog zur Bodensystematik muß auch die Substratsystematik ein **hierarchisches System** widerspiegeln, das eine einheitliche und vergleichbare und damit geregelte Ansprache der Substrate für verschiedene Anforderungen und auf verschiedenen Niveaus ermöglicht (z.B. Kennzeichnung von Bodenprofilen sowie Flächeneinheiten).
- Die Substratsystematik mit ihren **Hierarchiestufen soll dabei die Grundregeln liefern, um die Substratkennzeichnung mit unterschiedlicher Intensität bzw. Differenzierung einheitlich** durchführen zu können. Dabei sind Regeln zur aggregierten und differenzierten Ansprache unerlässlich.
- Die Systematik in einer vorwiegend beschreibenden Wissenschaft (bezogen auf Profilsprachen und Bodenkarten) muß der Verständigung zwischen Fachleuten dienen.
- Die Substratsystematik muß Wesentliches herausstellen, um trotz aller Varianz Flächen kennzeichnen zu können.
- Die Substratsystematik ist eine Voraussetzung für die einheitliche und **systematische Ausscheidung von Bodenformen und Bodenformengesellschaften**.

### 3. Zur Kritik an der Substratsystematik

#### 3.1 Kritik: Substratansprache nicht erforderlich - alte Verfahrensweise ausreichend

##### Gegenargumente:

- Die **bodengenetiche Kennzeichnung ist nicht ausreichend**, da viele Bodeneigenschaften von der Festschubstanz - die bei gleichen Bodentypen sehr unterschiedlich sein kann - abhängen.
- Die Böden haben meist einen mehrschichtigen Aufbau, was durch die bodengenetiche Ansprache nicht ausgedrückt werden kann.
- Die bodengenetiche Systematik besitzt gegenwärtig noch Substratmerkmale und kann deshalb durch die Substratsystematik entlastet werden.
- Die bisherige Substratansprache in den alten Bundesländern (ARBEITSKREIS BODENSYSTEMATIK 1985) erfolgt i.w. beschreibend, nicht systematisiert und damit nicht vergleichbar.
- Die Ansprache der Substrate nach der TGL 24300/07 bedurfte einer Erweiterung, und Forderungen nach der Berücksichtigung weiterer Merkmale für die Substratansprache wurde Rechnung getragen.

- Eine Koppelung der bodengenetischen Ansprache mit der geologischen Gesteinsansprache erfüllt nicht die bodenkundlichen Anforderungen, denn die **geologische Gesteinskennzeichnung** berücksichtigt **nur ungenügend** pedologische Erfordernisse, z.B.:
  - zu grob bei Lockergesteinen (z.B. Geschiebemergel → kalkhaltiger Sand bis Ton möglich),
  - zu differenziert bei Festgesteinen (z.B.  $\wedge$ gu Grobschluffstein).
  - Schichtabfolge innerhalb des Bodens wird meistens von der Geologie vernachlässigt; Periglazialsedimente in ihrer Vielfalt werden durch die geologische Gesteinsansprache nicht oder ungenügend berücksichtigt.

**3.2 Kritik: Substratsprache zu kompliziert und noch fehlende Kriterien**

Gegenargumente:

- Die Hierarchie der Substratsystematik ermöglicht eine grobe Ansprache einerseits und eine detaillierte Kennzeichnung andererseits. Das Ziel am Profil sollte immer die detaillierte Bodenansprache sein. Die Möglichkeiten zur Aggregation sind aufgezeigt, und die verschiedenen Hierarchieebenen sind zu nutzen (s. Tab. 2).

**Tabelle 2: Beispiel für die Substratkennzeichnung auf verschiedenen hierarchischen Niveaus**

Substratklasse	Substrattyp	Substratsubtyp
s/l	p-s(Sp)/p-l(Mg)	pky-ss(Sp)/pfl-ll(Mg)/lg-ss(vs)
Sand über Lehm	(Kryo-)Sand (aus Geschiebedecksand) über (Kryo-)Lehm (aus Geschiebemergel)	Kryoturbaratreinsand (aus Geschiebedecksand) über Fließnormallehm (aus Geschiebemergel) über tiefem Schmelzwasserreinsand (aus Vorschüttanden)

- Die Regeln zur Begriffsbildung dienen einer einheitlichen Verständigung und Darstellung.
- Die Forderungen, möglichst viele Sachverhalte aufzunehmen, bedingte eine zusätzlich Differenzierung der Substratsprache gegenüber der TGL 24 300/07.
- In die Substratsystematik können nur Elemente aufgenommen werden, die im Gelände oder mit einem bestimmten Maß an Regionalkenntnissen ermittelt werden.
- Bei Profilaufnahmen werden zwangsläufig viele Merkmale horizontbezogen erfaßt, die aber für Kartier- oder Verständigungszwecke aggregiert werden müssen. Die Berücksichtigung weiterer Inhalte in der Substratsystematik würde diese überfrachten.
- Bei der systematischen Einstufung von Einzelprofilen wird ein sogar geringerer Informationsverlust als bei bisherigen Kennzeichnungen in Kauf genommen, um wesentliche Merkmale für den Vergleich mit anderen Standorten oder zur Beschreibung von Flächen herauszustellen.
- Die substratsystematischen Einheiten können im Gegensatz zur Bodensystematik nur durch Merkmalskombinationen gebildet werden.

**3.3 Kritik: Doppelungen zwischen bodengenetischer Systematik und Substratsystematik**

Die zwischen der bodengenetischen Systematik und der Substratsystematik bestehenden Doppelungen sind bekannt. Sie müssen bei konsequenter Anwendung der Substratsystematik beseitigt werden. Somit kann zukünftig die bodengenetische Systematik von lithogenen Elementen weitgehend entlastet werden.

So gehören folgende Klassen, Bodentypen und Bodensubtypen im Zuge der genannten Zielstellung auf den Prüfstand:

- O/C-Böden, O-Böden, Ranker ↔ Regosol, Rendzina ↔ Pararendzina.
- Die Systematik der Auenböden kann bei Anwendung der Substratsystematik vereinfacht werden.
- Die Bodensubtypen mit Kalk können entfallen: Kalkgley, Kalkpelosol, Kalktschernosem usw. ...

Mit der Anwendung der Substratsystematik können auch einige vorangestellte Zusatz-Horizontsymbole, wie geogene oder anthropogene Inhalte entfallen (Tabelle 3). Damit würde die Bodensystematik überschaubar.

**4. Änderungen in der Substratsystematik: Vergleich von KA 4 und Systematik der bodenbildenden Substrate**

Bei der Herausgabe der KA 4 befand sich die Substratsystematik noch in Bearbeitung bzw. Diskussion. So haben sich nach ihrem Erscheinen noch Änderungen ergeben, und der letzte Diskussionstand wurde in der Systematik der bodenbildenden Substrate dokumentiert (ARBEITSKREIS BODENSYSTEMATIK 1999). Dabei sind folgende Änderungen/Ergänzungen gegenüber der KA 4 herauszustellen:

- Für alle Substratmerkmale wurde eine Hierarchie entwickelt.
- In der KA 4 ist nur der Substrattyp ausgewiesen, neu sind die Kategorien Substratklasse und Substratsubtyp (letzterer ist nur für die natürlichen Böden neu).
- Es sind in der Systematik der bodenbildenden Substrate eindeutige Regeln/Definitionen formuliert.
- Die Aufnahme des Carbonatanteils erfolgte auf allen systematischen Niveaus.
- Ebenfalls neu ist die Berücksichtigung des Anteils lithogener organischer Substanz.

- Sonderregelungen wurden für äolische Sedimente neu gefaßt (es entfällt z.B. Kipp-Löß; Schuttlöß.....).
- Die Ansprache der anthropogenen Substrate ist in dieser Systematik detaillierter geregelt als in der KA 4.
- Torfe und Mudden werden bereits auf dem Substrattypenniveau differenziert.
- Auf dem Substratsubtypen-Niveau wird die Grobbodengehaltsklasse 2 - 25Vol.% in die Klassen 2 - 10 Vol.-% und 10 - 25 Vol.-% unterteilt.

Der im Handbuch Bodenkunde (ALTERMANN & KÜHN 1999) dokumentierte Beitrag zur Systematik bodenbildender Substrate ist inhaltlich im wesentlichen mit der Systematik der bodenbildenden Substrate (ARBEITSKREIS BODENSYSTEMATIK 1999) identisch.

**Tabelle 3: Überprüfung der vorangestellten Zusatzsymbole zum Horizont-Hauptsymbol für geogene und anthropogene Merkmale im Zuge der Anwendung der Substratsystematik**

Symbol	Bedeutung	kombinierbar mit:
<i>Notwendige Zusatzsymbole nach Abgleich mit Substratsystematik</i>		
a	Auendynamik	A, G, C, M
b	braun bei Plaggenesch (Grassoden)	E
f	fossil	H, A, B, P, T, S, G
g	grau bei Plaggenesch (Heideplaggen)	E
q	quellwasserbeeinflußt wenn Quellengley als Bodentyp	G
r	reliktisch	A, B, P, T, S, G
s	hangwasserbeeinflußt	S, G
z	salzhaltig (leicht lösliche Salze)	F, A, G
<i>Verzichtbare Zusatzsymbole nach Abgleich mit Substratsystematik</i>		
b	brackisch (tidal-brackisch)	G, S, F
c	carbonatisch (primär, >75 Masse-% CaCO <sub>3</sub> )	IC, mC, xC
e	mergelig (primär, 2 - 75 Masse-% CaCO <sub>3</sub> )	F, H, A, IC, mC, xC, R, P, G, S, M
h	Hochmoor	H
i	kieselig, silikatisch (< 2 Masse-% CaCO <sub>3</sub> )	IC, mC, xC
j	anthropogen umgelagerte Natursubstrate	H, A, C, G, S
l	Lockersubstrat	C
m	massives Substrat (z.B. Festgestein, Beton)	C
m	marin (tidal-marin)	A, F, S, G
n	Niedermoor	H
o	organisch (sedimentär)	A, C, G
p	perimarin (tidal-fluviatil)	F, S, G
u	Übergangsmoor	H
x	Grobskelett dominierend (dominierend Steine > 20 mm Ø, feinerde- u. feinskelettarm, x von Grobbodenfraktion Steine)	C
y	anthropogen umgelagerte künstliche Substrate	IC, mC, jC

Hinweise: a Auendynamik – kann auch Substrate betreffen, die am Auemrand liegen und keine Auengense besitzen  
z salzhaltig – beim Substrat bereits gefordert (Kippenstandorte), aber noch nicht als Merkmal aufgenommen

**Literatur:**

Ad-hoc-ARBEITSGRUPPE BODEN der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe der Bundesrepublik Deutschland (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 4. Auflage; Hannover (als KA 4 zitiert).

ALTERMANN, M. ; KÜHN, D. (1999): Systematik der bodenbildenden Substrate.- In: Handbuch der Bodenkunde, Kap. 3.2.8, S. 1 – 34.

ARBEITSKREIS FÜR BODENSYSTEMATIK DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT (1998): Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands.- Mitt. Dt. Bodenkundl. Gesell., Band 86, S. 135 - 174.

ARBEITSKREIS FÜR BODENSYSTEMATIK DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT (1985): Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland, Kurzfassung.- Mitt. DBG, Bd. 44, Göttingen.

Fachbereichsstandard TGL 24300/07 (1987): Aufnahme landwirtschaftlich genutzter Standorte - Substratarten und Substrattypen, Berlin.

KÜHN, D.; HANNEMANN, J.; BAURIEGEL, A. (1999): Probleme bei der Anwendung der neuen Boden- und Substratsystematik der DBG bei der Altunterlagenauswertung in den neuen Bundesländern.- (in diesem Band).

LIEBEROTH, I.; EHWALD, E.; KOPP, D.; SCHWANECKE, W. u. a. (1967): Bildung, Kennzeichnung und Benennung der Hauptbodenformen (Hauptbodenformenliste). In: LIEBEROTH, I. unter Mitarbeit eines Autorenkollektivs (1967): Kennzeichnung und Beschreibung landwirtschaftlich genutzter Standorte in der DDR.- Institut für Bodenkunde Eberswalde.

# Ortsteingeneese im Buntsandstein-Schwarzwald

I. Andruschkewitsch<sup>1</sup>, M. Sommer<sup>1</sup> & K. Stahr<sup>1</sup>

## 1. Fragestellung

Als Ortstein bezeichnet man heute nach BUOL et al. (1989) verhärtete Podsol-Illuviationshorizonte. Bis um die Jahrhundertwende (z.T. noch bis in heutige Zeit) hat man Ortstein jedoch synonym für z.B. Raseneisenstein, Limonit etc. verwendet. Daher ist es zunächst notwendig, die morphologisch unterschiedlichen Verhärtungshorizonte zu gliedern.

Die Entstehung von Ortstein ist bis heute ungeklärt. Es gibt zwar verschiedene Erklärungsansätze, doch noch immer kein allgemeingültiges Konzept der Entstehung. Vermutlich ist die Entstehung je nach Konstellation der bodenbildenden Faktoren (v.a. Ausgangsmaterial, Klima, Relief, Nutzung) verschieden. Ziel dieser Untersuchung ist es, Faktoren der Ortsteingeneese am Untersuchungsgebiet 'Buntsandstein-Nordschwarzwald' aufzuklären.

Laboruntersuchungen (z.B. Mikromorphologie, pH-stat) sollen anschließend helfen, Ortstein besser zu charakterisieren und die stoffliche Ursache der Verfestigung zu erklären.

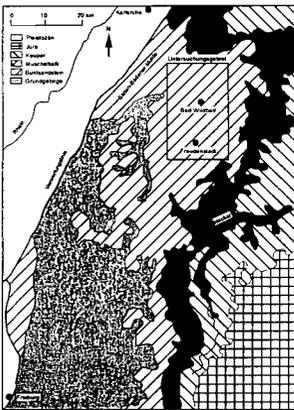


Abb. 1: Geologie und Untersuchungsgebiet.

## 2. Untersuchungsgebiet und Methoden

Das Untersuchungsgebiet (Abb. 1) befindet sich im Buntsandstein-Schwarzwald Südwestdeutschlands. Der Buntsandstein gliedert sich in den Unteren Buntsandstein (su), den Mittleren Buntsandstein (sm, untergliedert in ECK'sches Konglomerat (smc1), Bausandstein (smb) und Hauptkonglomerat (smc2)) und den Oberen Buntsandstein (so) (GEYER & GWINNER 1991).

Das Untersuchungsgebiet wurde grossräumig mit einer Wegrandkartierung (ca. 250 Kartierpunkte) auf Ortstein untersucht. Die Kartierung wurde mit den Signaturen für Ortstein in der GK25 verglichen und nach Vorkommen, Morphologie und Relief ausgewertet.

<sup>1</sup>Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart

### 3. Ergebnisse

Podsol-Illuviationshorizonte können je nach Verhärtung in drei Klassen eingeteilt werden: a) unverfestigte Horizonte, b) leicht verfestigte Horizonte - **Orterde**, c) stark verfestigte Horizonte - **Ortstein**.

Makromorphologisch konnte man im Gelände folgende Ortstein-Typen - nach der sie prägenden Horizontfarbe - unterscheiden: 1. Bh-Ortstein (sehr selten), 2. Bs-Ortstein (häufig), 3. Bsh-/Bhs-Ortstein (häufige Mischformen) 4. B[h]s-Ortstein (häufig, Bs-Ortstein mit Humusüberzügen auf den Aggregatoberflächen).

Ortstein wirkt im Untersuchungsgebiet als Wasserstauer. Nach einem Niederschlagsereignis kann ein oft starker Wasseraustritt über dem Ortstein-Horizont an der Profilwand beobachtet werden. Dies gibt einen wichtigen Hinweis auf laterale Flüsse über dem Ortstein am Hang.

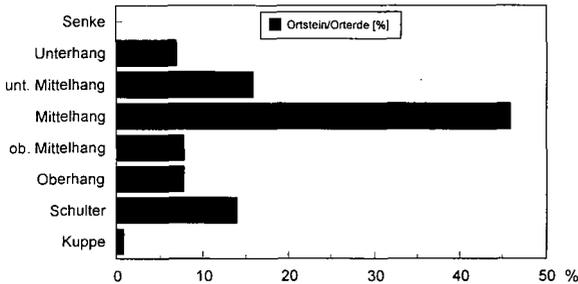


Abb. 2: Reliefposition der Standorte mit Ortstein + Orterde.

verfestigte geröllführende Sandsteine des smc1) und zur Kuppe (meist kieselig gebundene geröllführende Sandsteine des smc2) hin gibt es keinen bzw. nur noch wenig Ortstein.

Das Relief (Abb. 2) und damit auch die geologischen Verhältnisse spielt eine wichtige Rolle. Ortstein kommt hauptsächlich an Mittelhängen, die im Untersuchungsgebiet überwiegend aus stark verfestigten kieselig gebundenen Sandsteinen des smb bestehen, vor. Zur Senke (meist wenig

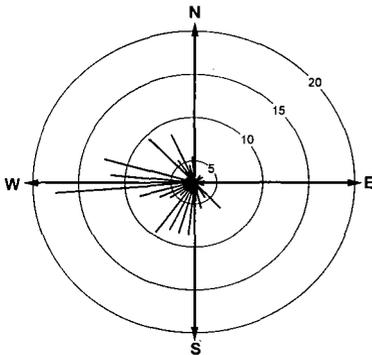


Abb. 3: Auftreten von Ortstein nach Hangexposition.

Man findet Ortstein v.a. an westlich exponierten Hängen (Abb. 3). SSW- und NW-Himmelsrichtungen zeigen kleinere Maxima, wie es auch JAHN (1957) beschreibt. Nur an N- bis NE-exponierten Hängen konnten bisher keine Ortsteinvorkommen nachgewiesen werden.

Die Übereinstimmung von der Ortstein-Signatur in der GK25 und dem tatsächlichen Auftreten von Ortstein in der Natur ist sehr gering (oft <50

%). Abbildung 4 zeigt, dass je nach GK25 die

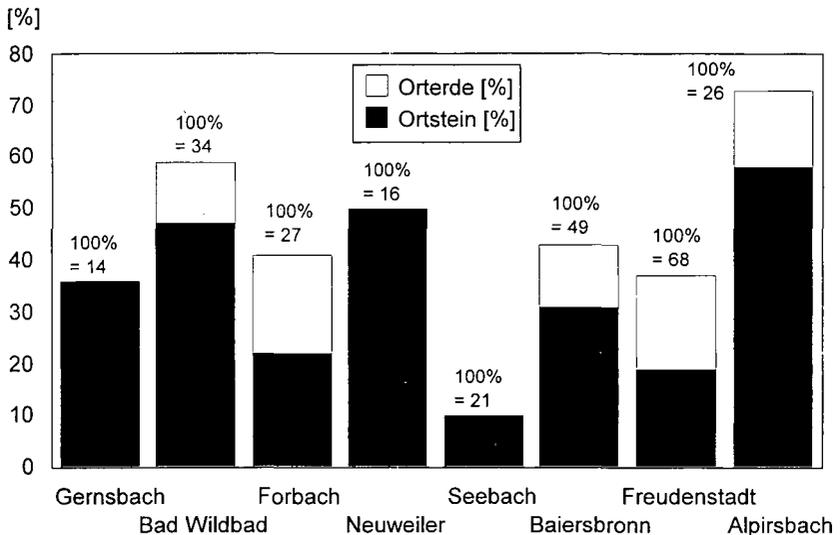


Abb. 4: Anzahl der überprüften Standorte mit Ortsteinsignatur je Kartenblatt GK 25 und die Trefferquote für Ortstein / Orterde [%].

Trefferquote unterschiedlich ist. Dies kann u.a. auf die unterschiedlichen Kartierer zurückgeführt werden. Auch die o.g. Begriffänderung kann zu einer Überinterpretation der Ortsteinvorkommen im Schwarzwald geführt haben.

Die Auswertung der Forstlichen Standortskarten ergab keine weiteren Hinweise, da sich die Signatur für Ortstein mit der in den geologischen Karten deckt.

#### 4. Schlussfolgerung

Die Ortsteingenesse soll und kann nicht allein über die Geländebefunde erklärt werden. Als erster Schritt zeigte sich jedoch eine starke Abhängigkeit der Ortsteingenesse von Relief und Ausgangsgestein. Die stofflichen Ursachen dafür müssen im Labor noch untersucht werden. Da es unterschiedliche Ortsteintypen gibt, könnten diese auch durch unterschiedliche Stoffe verhärtet werden, wie es THOMPSON et al. (1996) postulieren.

#### Literatur

**Buol, S.W., F.D. Hole & R.J. McCracken (1989):** Soil genesis and classification. 3<sup>rd</sup> edition. Ames, Iowa.

**Geyer, O. F. & M. P. Gwinner (1991):** Geologie von Baden-Württemberg. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

**Jahn, R. (1957):** Forstliche Standortkartierung im Buntsandstein-Hochschwarzwald (Hornisgrindengebiet). Mittlg. Ver. Forstl. Standortkunde Forstpflanzenzüchtung, Nr. 6: 39-55.

**Thompson, C.H., E.M. Bridges & D.A. Jenkins (1996):** Pans in humus podzols (Humods and Aquods) in coastal southern Queensland. Austr. J. Soil Res. 30: 161-182.

### **Danksagung**

Herrn Mahmut Dingil und Herrn Meinrad Kempf gilt besonderer Dank für die Mithilfe im Gelände. Das Projekt wird durch die Deutsche Forschungs Gemeinschaft (DFG) finanziert.

# Poröses Skelett in Stadt- und Industrieböden - Merkmale und Beeinflussung der Stoffkonzentration von Sickerwasser

von  
Bädjer, N.\*; Burghardt, W.\*

## 1 Einleitung

Böden ehemaliger und rezenter Stadt- und Industriegebiete sind häufig mit natürlichen oder naturfremden (sog. technogenen) Materialien durchmischelt (BURGHARDT 1988). Dabei finden sich technogene Substrate wie Bauschutt, Asche und Schlacke in Böden unterschiedlicher Nutzungsformen, während Müll und Schlämme bzw. Kohle- und Bergeprodukte ein lokales Phänomen darstellen. Da diese Substrate oft über hohe Schadstoffgehalte verfügen, stellen die betreffenden Böden oft Ablagerungen bzw. Altlasten dar. Aus bodenkundlicher Sicht bilden diese jedoch auch das Ausgangsgestein für die daraus sich entwickelnden Böden. Da diese Böden meist noch jung sind, sind ihre Eigenschaften eng mit denen der Substrate, die sie enthalten, verbunden. Vor dem Hintergrund des Grundwasserschutzes sind einerseits Kenntnisse über die Freisetzung von Schadstoffen aus diesen Böden notwendig, andererseits aber auch über das Filterpotential dieser Böden gegenüber mobilisierten und eingetragenen Schadstoffen.

Ein Großteil der technogenen Substrate liegt im Boden in Form großer Bruchstücke vor und bildet dort das Skelett. Häufig ist das Skelett porös. Dies ist v.a. von Aschen, aber auch von Bauschutt und z.T. von Schlacken bekannt. Auf diese Weise entsteht ein Gefüge, wie es von aggregierten Böden bekannt ist. Zwischen den Skelettfragmenten entstehen Klüfte und weite Poren, die als bevorzugte Fließwege dienen (mobile Poren). Im Innern des Skeletts befinden sich Poren, die keine Transportfunktion, aber eine Speicherfunktion für Wasser und darin gelöste Stoffe haben (immobile Poren). Dieses duale Porensystem kann unterschiedliche Wirkungen auf die Stoffkonzentration des Sickerwassers haben. Einerseits ist es möglich, daß der Porenraum im Innern des Skeletts keinerlei Verbindung mit dem übrigen Porenraum hat und der Wasser- und Stofftransport an diesen Poren vorbeigeführt wird. Andererseits können diese Poren, sofern sie an den übrigen Porenraum angeschlossen sind, über Diffusionsprozesse Stoffe je nach vorliegenden Konzentrationsgradienten aus dem fließenden Wasser aufnehmen bzw. an dieses abgeben. Während im ersten Fall eine betrachtete Menge eines in den Boden gelangenden Stoffes sehr schnell in einer bestimmten Tiefe ankommt, kommt es im zweiten Fall zu einer Zwischenspeicherung im Skelett mit dem Effekt eines verzögerten Stofftransportes und einer Verdünnung der Stoffkonzentration in der Bodenlösung. Diese physikalisch erzeugte Filterwirkung könnte dann insbesondere bei potentiell abbaubaren Stoffen einen wirksamen Schutz vor einer Belastung des Grundwassers darstellen.

Es sollte daher das Gefüge und das Porensystem von Böden mit erhöhten Gehalten an porösen technogenen Substraten untersucht werden.

## 2 Material und Methoden

Es wurden ungestörte und gestörte Proben verschiedener Böden mit hohen Gehalten an technogenen Substraten entnommen. Tabelle 1 gibt die Eigenschaften dieser Proben an.

\* FB 09 Bodenkunde, Universitätsstr. 5, 45141 Essen

Tab. 1: Eigenschaften der untersuchten technologenen Substrate

Substrat	Kurzzeichen	dB (g/cm <sup>3</sup> )	Skelettgehalt (Gew.%)	S	U	T	pH	Gefügebesehrreibung
Schlacken-sand	SK	1,09 - 1,22	26	96,8	3,1	0,1	8,2	teilweise stark verbacken, häufig große Bruchstücke mit mehreren cm Durchmesser
Industrie-asche	IA (IA-1 bzw. IA-2)	1,01 - 1,22	31	85,7	13,3	1	5,5	geschlossen-porig, verschiedene Skelettgrößenfraktionen, v.a. Ø 2-10mm, z.T. wurzelreich (IA-1), z.T. wurzelarm (IA-2)
Kraftwerks-asche	KA	0,67	49	83,6	5,1	1,3	7,0	geschlossen-porig, verschiedene Skelettgrößenfraktionen, z.T. Ø mehrere cm
Hausbrand-asche	HA	0,74	46	90,7	9,3	0	7,8	leichte teilweise glänzende tuffähnliche geschlossen-porig, Reste von Glascherben, Holz, Keramik
Bauschutt	BA	1,2	54	75	24,2	0,8	7,0	kantige Ziegelstücke, Feinmaterial stark zu Skelett mit Ø von mehreren cm verbacken
Schlamm	SL	0,66	84	93,6	6,3	0,1	4,7	stark verbacken und verhärtet, Skelettgrößen v.a. mehrere cm, tiefreichend offen-porig
Asche, Schlacke, Trümmer-schutt	AST	1,06	46	72,5	19,5	8,0	8,8	verschiedene Skelettgrößen, geschlossen-porig
Berge	BB	1,48	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	dicht gelagert, plattig, wenig-porös

(n.b.:nicht bestimmt)

Die in ungestörter Lagerung mit Hilfe von Stehringen entnommenen Proben wurden hinsichtlich ihrer Porengrößenverteilung über die pF/WG-Kurve und ihrer gesättigten Wasserleitfähigkeit untersucht. Anschließend wurde mit Hilfe von Perkolationsversuchen der Durchbruch schadstoffhaltiger Lösungen durch die Substrate untersucht.

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Porengrößenverteilungen

Abbildung 1 gibt die Porengrößenverteilungen der untersuchten Substrate an. Die Untersuchungen zeigten, daß

- die Gesamtporenvolumina (GPV) i.a. sehr hoch sind. Dies ist auf die lockere Lagerung, das poröse Skelett und die sandige Bodenart zurückzuführen. Die Probe BA bzw. BB zeigen ein niedrigeres Gesamtporenvolumen. Dies ist auf die dichtere Lagerung (BB) bzw. die schluffigere Bodenart (BA) zurückzuführen.
- bei dem überwiegenden Teil der Substrate das große Porenvolumen v.a. durch die hohe Luftkapazität (LK) bedingt ist. Diese geht zu einem großen Teil auf die besonders weiten Poren (w.P.) zwischen den Skelettstücken zurück. So sind bei der Probe KA bzw. SK 80% des Gesamtporenvolumens durch die Luftkapazität bedingt. Ausnahmen bilden hier die Proben BA bzw. SL, bei denen die Werte der Luftkapazität im Vergleich zum Gesamtporenvolumen nicht so hoch ausfallen.

- die Werte der Feldkapazität (FK) als gering bis mittel zu bewerten sind. Diese gehen bei vielen Proben auf die Totwasseranteile (TW) im Skelett zurück, so daß die Anteile der filterwirksamen Mittelporen bzw. engen Grobporen niedrig sind. Eine Ausnahme bilden hier die Proben BA und SL. Allerdings gehen bei der Probe SL die Mittelporen auf die Poren im Skelett zurück, so daß sie nicht für den Transport, sondern nur für die Speicherung genutzt werden können.
- die Werte der Feinporenanteile v.a. in Abhängigkeit von der Porosität des Skeletts variieren. Die erhöhten Feinporengehalte können durch die lockere Lagerung, die sandige Bodenart und den hohen Skelettgehalt anders nicht erklärt werden.

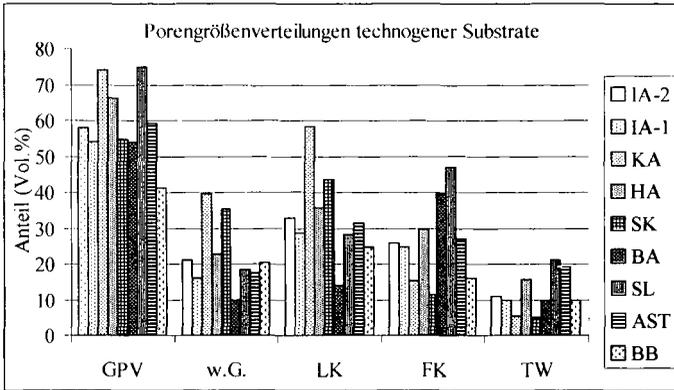


Abb. 1: Porengrößenverteilungen der untersuchten technogenen Substrate

Die Porengrößenverteilungen sprechen für ein geringes physikalisches Filterpotential gegenüber eingetragenen Schadstoffen, da diese durch die weiten Poren und Klüfte zwischen den Skelettbuchstücken schnell in größere Tiefen transportiert werden können. Dies spiegelt sich auch in den sehr hohen Werten der gesättigten Wasserleitfähigkeiten wieder. Die Werte sind durchweg sehr hoch.

Tab.2: Gesättigte Wasserleitfähigkeiten der untersuchten technogenen Substrate

Substrat	IA-1	IA-2	KA	BA	SL	AST	SK	HA
kf-Wert(Geomittel cm/d)	2740	3761	3211	4136	13026	3163	2742-5910	2062

Bedingt durch die geringe Feldkapazität stehen unter Feldbedingungen im Boden nur geringe Wassermengen zur Verdünnung der Bodenlösung vor.

In Perkolationsversuchen wurde anschließend der Einfluß der immobilen Poren im Skelett auf die Stoffkonzentration des fließenden Wassers untersucht.

### 3.2 Durchbruchversuche

Die Art des Durchbruchs einer auf eine Bodensäule applizierten Tracerlösung, d.h. ihre Ankunftszeit in einer bestimmten Tiefe und der Verlauf ihrer Konzentrationsänderung gibt Hinweise auf die im Boden stattfindenden Stofftransportprozesse. Die durchgeführten Versuche zeigten unterschiedliche charakteristische Kurvenverläufe. Diese wurden insbesondere hinsichtlich des Einflusses des immobilen Porenraums auf die Stoffkonzentration interpretiert. In Abbildung 2 sind 3 typische Kurvenverläufe dargestellt. Gemeinsam war allen Kurven, daß ein Teil der applizierten Lösung sehr schnell durch einen Teil der Poren in die Tiefe transportiert wurde (präferentieller Fluß). Die beobachteten Kurven lassen sich in 3 Gruppen unterteilen:

- Typ A zeigt einen Kurvenverlauf, bei dem die Kurve an ihrem rechten Ende langsam abflacht. Dieses sog. "tailing" wird so interpretiert, daß ein Teil der Lösung hier in den immobilen Poren-

raum hineindiffundiert und langsam wieder aus diesen herausgelöst wird, so daß es zu einer langsam abfallenden Konzentration zum Versuchsende kommt (LENNARTZ & MEYER-WINDEL 1995). Eine betrachtete Menge eines applizierten Stoffes kommt dadurch zeitverzögert in der Tiefe an. Diese Transportform wurde v.a. bei der Probe SL, bei längerer Verweildauer der Stofflösung im Boden aber auch bei der Probe BA bzw. KA beobachtet. Der Stoffaustausch zwischen der mobilen Zone wird hier durch das offen-porige Gefüge bzw. durch die für Diffusionsprozesse zur Verfügung stehende längere Zeitdauer begünstigt.

- Typ B zeigt einen symmetrischen Kurvenverlauf ohne ausgeprägtes "tailing". Der immobile Porenraum nimmt hier keinen Einfluß auf die Stoffkonzentration des fließenden Wassers. Dieser Kurvenverlauf wurde bei den Proben IA, HA, SK, AST, BB sowie bei kürzeren Verweildauern bei den Proben BA und KA beobachtet.
- Typ C zeigt den charakteristischen Kurvenverlauf, wenn eine Bodensäule nicht beregnet, sondern überstaut wird. Die applizierte Stofflösung kann dann oberflächlich gebündelt zu Stellen fließen, wo sie besonders schnell transportiert wird. Sie erreicht eine betrachtete Tiefe dann unabhängig von der Art der Struktur des Skeletts besonders schnell.

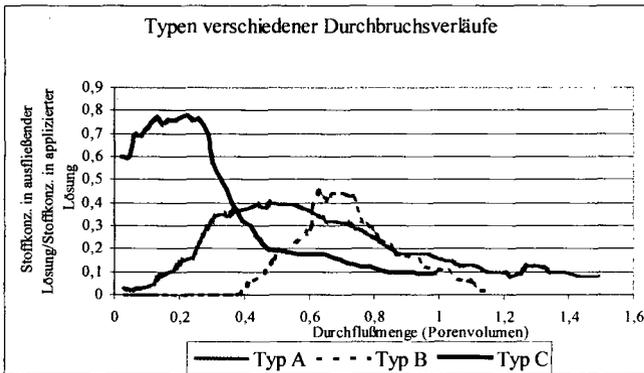


Abb.2: Typen verschiedener Durchbruchkurven

#### 4 **Schlußfolgerungen**

Die Untersuchung der Porensysteme von Böden mit erhöhten Gehalten an technogenen Substraten hat gezeigt, daß diese aufgrund ihres großen Porenvolumens und ihrer hohen Luftkapazität große Mengen Wasser aufnehmen können, ihre Filterwirksamkeit aber als gering eingeschätzt werden muß. Die Bedeutung des immobilen Porenraums im Innern des Skeletts für die Zwischenspeicherung von Stoffen und damit einen verzögerten Stofftransport konnte schon anhand des optischen Eindrucks gut abgeschätzt werden: Während geschlossen-poriges Skelett kaum Einfluß auf die Stoffkonzentration des fließenden Wassers nahm, konnte eine Zwischenspeicherung in offenporigen Substraten beobachtet werden. Mit sinkender Zugänglichkeit der Poren steigt die für die Diffusionsprozesse notwendige Verweildauer der Lösung im Boden. Unter Feldbedingungen, wo es an Rändern versiegelter Flächen wie auch bei geplanten Maßnahmen der dezentralen Versickerung zu einer Überstauung von Flächen und damit zu einer schnellen Infiltration kommt, muß mit einem verminderten Filterpotential gerechnet werden.

#### 5 **Literatur**

- Burghardt, W. (1988):** Substrate und Substratmerkmale von Böden der Stadt- und Industriegebiete. In: Mitt. der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Heft 56, S. 311-316
- Lennartz, B. & S. Meyer-Windel (1995):** The role of immobile water in unsaturated substrates. In: Hydrogeologie 4, S. 75-83

## Bodenentwicklung und Klimageschichte im Kichik Alay, Kirgisien

von

Bäumler, R.<sup>1)</sup>; Zech, W.<sup>2)</sup>

### Einleitung

Glazialmorphologische und pedologische Untersuchungen sind gut geeignete und weit verbreitete Verfahren, um in Gebieten mit unterschiedlichen Klimaten vergangene Veränderungen der Umweltbedingungen zu rekonstruieren. In Hochgebirgsräumen werden wir allerdings mit dem Problem konfrontiert, dass ältere Landformen und Indikatoren, die Klimaschwankungen anzeigen, aufgrund extremer Morphodynamik häufig überprägt oder zerstört wurden. Dies gilt insbesondere für die Gebirgsräume Zentral- und Hochasiens, ausgelöst z.B. durch tektonische Aktivität. In diesen Gebieten können verschiedene oder unkonventionelle Ansätze kombiniert werden, um zusätzliche oder erste Informationen über die Landschaftsgeschichte und vergangene Umweltschwankungen zu erhalten. Dies soll im Folgenden über das Ausmaß der Bodenentwicklung als relative Datierungsmethode in Kombination mit morphostratigraphischen Befunden und numerischen Datierungen an Böden aus glazigenen Ablagerungen aufgezeigt werden.

### Material und Methoden

Die Untersuchungen dazu wurden im Kichik Alay in Kirgisien durchgeführt. Der Gebirgszug liegt südlich von Osch zwischen dem Nordrand des Pamir und den südwestlichen Ausläufern des Tien Shan (40°02'N, 72°40'O). Das Arbeitsgebiet umfasst das Quellgebiet des Kirgiz Ata, der das Gebiet nach Nordwesten ins Fergana Becken entwässert. Die drei Quellflüsse Suv Chekti, Kurgan und Djol Djlga fließen in 2500 m Höhe zum Kirgiz Ata direkt am Fuße einer riesigen Endmoräne zusammen, die von den drei Talgletschern akkumuliert wurde und vermutlich den Höchststand der letzten Vereisung repräsentiert. Unterhalb von 2500 m konnten bisher keine glazigenen Ablagerungen identifiziert werden. Die rezenten Gletscher reichen bis etwa 3800 M ü.M. herab. Untersucht wurden Böden auf eindeutig identifizierbaren Endmoränen vorwiegend im Djol Djlga-Tal, da die beiden anderen Täler sehr stark mit Hangschutt überprägt sind. Profil 11 ist aus den jüngsten, dem rezenten Gletscher unmittelbar vorgelagerten Moränen in 3790 m entstanden. Die Ablagerungen repräsentieren vermutlich die jüngsten Klimaschwankungen der sog. Kleinen Eiszeit. Sie werden talabwärts abgelöst von den jeweils nächst älteren Generationen in 3630 m (Profil 12), 3490 m (Profil 14), 3280 m (Profil 15) sowie in 2950 m unterhalb einer Konfluenzstufe zwischen Djol Djlga und Kurgan (Profil 16). Mit Profil 13 wurde außerdem unmittelbar vor dieser Konfluenzstufe die höchstgelegene Ufermoräne am rechten Hang in 3420 m beprobt. Die Standorte sind ausführlich bei Bäumler & Zech (1999) beschrieben. Das Ausgangsmaterial besteht aus einem einheitlichen Gemisch von Granit und Granodiorit mit geringen Beimengungen von Tonschiefern und Kalken. Die mittleren Niederschlagsmengen werden in 3000 m Höhe mit 900 mm angegeben, die klimatische Schneegrenze liegt bei 4000-4200 m.

Der pedogeochemische Ansatz beinhaltet einen Vergleich verschiedener Methoden, die physikalische und chemische Prozesse erfassen, um heterogenitätsbedingte Schwankungen zu minimieren und eine Über- oder Unterschätzung einer relativen Altersdatierung zu vermeiden. Durchgeführt wurden Körnungsanalysen, Fe-Fraktionierung, die Berechnung von Verwitterungsindizes sowie <sup>14</sup>C-Datierungen begrabener Horizonte als numerische Zeitmarken. Die Korngrößenverteilung gibt eine erste Vorstellung über die Bodenentwicklung, da mit zunehmendem Ausmaß der Verwitterung oder zunehmendem Bodenalter auch der Anteil der kleineren Fraktionen ansteigen sollte. Über Fe-Fraktionierung wurde die Freisetzung von silikatisch gebundenem Eisen durch Verwitterung sowie die Bildung von pedogenen Oxiden gekennzeichnet, ausgehend von nicht- oder schlecht kristallisierten Formen zu gut kristallisierten Oxiden, was innerhalb eines Arbeitsgebietes unter anderem ein zeitkontrollierter Prozess ist. Auf der Basis von Gesamtelementanalysen wurden Verwitterungsindizes nach Kronberg & Nesbitt (1981) berechnet, die das Ausmaß der Silikathydrolyse mit der Freisetzung und nachfolgenden Auswaschung von Alkali- und Erdalkalitionen erfassen und bei fortgeschrittener Verwitterung die Dominanz von Al- und Si-Oxiden wiedergeben. Um die verschiedenen Standorte vergleichen zu können, wurden die analytischen Parameter über die gesamte Entwicklungstiefe oder unterhalb vorhandener, solifluidaler oder äolischer Deckschichten gewichtet (Bäumler & Zech 1999).

1) Lehrstuhl f. Bodenkunde, TU München, D-85350 Freising-Weihenstephan, e-mail: baeumler@weihenstephan.de

2) Lehrstuhl f. Bodenkunde u. Bodengeographie, Universität Bayreuth, D-95440 Bayreuth

### Ergebnisse und Diskussion

Die Korngrößenanalyse ist ein vergleichsweise einfacher Parameter, um Ausmaß und Richtung der Bodenentwicklung zu erfassen. Die Ergebnisse zeigen einen eindeutigen Trend von Profil 11 aus den jüngsten glazigenen Ablagerungen direkt in Front des rezenten Gletschers zu einer Gruppe von Böden weiter talabwärts mit den Profilen 13, 14, 15 und 16 aus den älteren Ablagerungen mit deutlich höheren Schluff- und Tongehalten (Abb. 1). Innerhalb dieser Gruppe ist eine weitere Differenzierung über die Tonfraktion möglich. Der Anteil steigt von Profil 14 zu den Profilen 15 und 16 weiter talauswärts, also mit zunehmendem Alter der Ablagerungen, um mehr als 10 % an. Der vorgegebene Trend indiziert allerdings für die Böden am Standort 12 das höchste Ausmaß der Bodenentwicklung im Vergleich zu den anderen Standorten, obwohl diese Moränen als nächst ältere Generation den jüngsten Ablagerungen mit Profil 11 talabwärts unmittelbar vorgelagert sind. Ursache dafür ist eine Überschätzung des Schluff- und Tonanteils bei einer Gewichtung über die gesamte Entwicklungstiefe, da das geschiebene Moränenmaterial am Standort 12 mit äolischem Sedimenten vermischt worden ist, die entweder bereits während des Gletschervorstoßes oder unmittelbar nach Zurückschmelzen des Eises aufgeweht wurden.

Allerdings konnte an diesem Standort der ehemalige Ah Horizont der Böden aus den Grundmoränen der nächst älteren Generation datiert werden, die von der Stirnmoräne mit Profil 12 überfahren worden sind. Das konventionelle <sup>14</sup>C-Alter der Huminsäurefraktion liegt bei 3930 ± 120 Jahren BP. Unter der Berücksichtigung, dass es sich hierbei um ein Minimumalter handelt, deutet dies auf Klimaschwankungen um 4000-4500 Jahre vor Heute nach dem holozänen Klimaoptimum hin, die mit der Umlagerung von äolischem Material einhergehen.

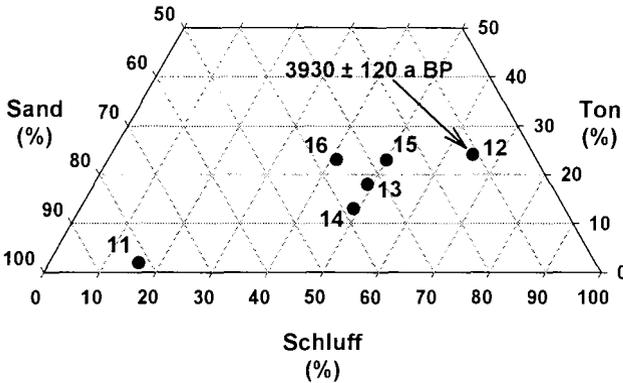


Abb. 1: Solum-gewichtete Mittelwerte der Sand-, Schluff- und Ton-Fraktion in den Bodenprofilen 11-16.

Eisenfraktionierung ist eines der wichtigsten Verfahren im Bezug auf Pedogenese und kann in Regionen mit unterschiedlichen Klimaten eingesetzt werden (Bäumler 1998). Der Vergleich der verschiedenen Fraktionen in den Horizonten mit dem höchsten Ausmaß der Bodenentwicklung gemäß  $(Fe_{d.}/Fe_{e.})_{max}$  ergibt ein ähnliches Bild mit Profil 11 als dem jüngsten Boden mit initialer Bodenentwicklung (Abb. 2). Im Gegensatz zur Korngrößenverteilung haben allerdings die Böden auf den nächst älteren Generationen von glazigenen Ablagerungen talabwärts mit den Profilen 12 und 14 höhere Gehalte an schlecht kristallisierten oxidischen Eisen-Verbindungen und niedrigere Gehalte an gut kristallisierten Oxiden im Vergleich zu den Profilen 13 und 15. Diese beiden Generationen von Böden nehmen daher im Bezug auf das Ausmaß der Bodenentwicklung eine Mittelstellung ein zwischen Standort 11 und den ältesten glazigenen Ablagerungen im Untersuchungsgebiet, die vermutlich jungpleistozäne bis spätglaziale Klimaschwankungen repräsentieren.

Wie bereits am Standort 12 konnte auch an der Stirn der Endmoräne mit Profil 14 der überfahrene Ah-Horizont der darunterliegenden Grundmoränen datiert werden. Die <sup>14</sup>C-Datierung der Huminsäurefraktion ergab ein Alter von 7290 ± 80 Jahren BP. Das Ergebnis belegt einen frühholozänen Gletschervorstoß, der die Bodenbildung auf den vermutlich spätglazialen Grundmoränen etwa 7500-8000 Jahre vor Heute unterbrochen hat. Dies stimmt mit

Untersuchungsergebnissen von Sedimentbohrungen im Deep Lake, Minnesota (USA), überein, die auf einen abrupten, ausgeprägten Temperaturrückgang etwa 8200 Jahre vor Heute hinweisen (Hu et al. 1999).

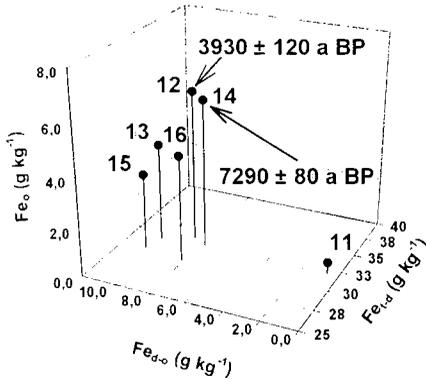


Abb. 2: Silikatisch gebundenes Eisen ( $Fe_{e-s}$ ), gut kristallisierte Fe-Oxide ( $Fe_{e-o}$ ) und schlecht kristallisierte oxidische Fe-Verbindungen ( $Fe_{e+o}$ ) in der Hauptverwitterungszone der untersuchten Böden.

Die Verwitterungsindizes ergeben ähnliche Trends mit sinkenden Indexwerten bei zunehmender Bodenentwicklung. Die Profile 13 und 15, die nach den bisherigen Befunden aus den ältesten, spätpleistozänen bis spätglazialen Ablagerungen entstanden sind, sind demnach am stärksten entwickelt. Dies gilt unter Einbeziehung (Abb. 3, links), wie auch ohne Berücksichtigung der jeweiligen Deckschichten (Abb. 3, rechts). Probleme ergeben sich wie bei der Korngrößenverteilung mit den Böden am Standort 12. Nach der Radiokarbondatierung des darunterliegenden Bodens entstanden diese Böden aus glazigenen Ablagerungen mittelholozäner Klimaschwankungen nach dem holozänen Klimaoptimum. Die Einbeziehung der äolischen Deckschicht ergibt allerdings ein vergleichbares Ausmaß der Bodenentwicklung oder relatives Alter wie für die Standorte 13 und 15. Dies deutet wiederum darauf hin, dass die mittelholozänen Moränen während der Klimaveränderungen nach dem holozänen Klimaoptimum von äolischen Sedimenten überdeckt wurden, die talabwärts zumindest teilweise von den Oberböden der spätpleistozänen und spätglazialen Ablagerungen ausgeblasen wurden.

Am Standort 16 unterhalb der Transfluenzstufe zwischen DjoI Djlga und Kurgan Tal entstanden die Böden aus glazigenen Ablagerungen innerhalb mehrerer gestaffelter Endmoränenwälle und wurden nachfolgend mit solifluidalem Material von mehr als 2 m Mächtigkeit überdeckt. An diesem Standort konnte der fossile Ah Horizont der begrabenen Böden auf 10105±90 Jahre vor Heute datiert werden. Die Zeitmarke indiziert in Kombination mit den Geländebefunden mehrphasige spätglaziale Gletscherschwankungen, ähnlich wie in Mitteleuropa, mit mindestens einer interstadialen Phase, in der Bodenbildung ablaufen konnte, die etwa 10000 Jahre vor Heute unterbrochen wurde.

### Zusammenfassung

Im Kichik Alay in Kirgisien wurde das Ausmaß der Bodenentwicklung von Böden aus glazigenen Ablagerungen untersucht, um neue oder zusätzliche Informationen über die Landschaftsgeschichte und vergangene, natürliche Umweltschwankungen zu erhalten.

Der pedochemische Ansatz erlaubt eine Differenzierung der untersuchten Standorte in fünf Generationen von Böden mit unterschiedlichem Ausmaß der Bodenentwicklung, ausgelöst oder unterbrochen durch Klimaveränderungen. Die erste Generation von Böden ist aus glazigenen Ablagerungen der jüngsten Klimaschwankungen (Kleine Eiszeit) entstanden, repräsentiert durch Profil 11 mit initialer Bodenbildung. Sie wird talabwärts abgelöst von Böden aus mittelholozänen glazigenen Ablagerungen nach dem Ende des holozänen Klimaoptimums etwa 4500-4000 Jahre vor Heute, repräsentiert durch Standort 12, wobei äolische Aufwehungen auf vergleichsweise trockene Bedingungen während dieser Klimaschwankungen hinweisen. Die nächst ältere Generation repräsentiert Bodenbildung, die nach dem Ende der spätglazialen Gletscherschwankungen im Präboreal einsetzte. Die

Ergebnisse belegen außerdem zum ersten Mal für diese Region Hochasiens interstadiale Bodenbildung während der spätglazialen Phase, die etwa 10500 Jahre vor Heute durch solifluidale Umlagerungen unterbrochen wurde. Standort 13 repräsentiert schließlich Böden, die vermutlich aus Ablagerungen der letzten Hauptvergletscherung entstanden sind. Die relative Datierung über das Ausmaß der Bodenentwicklung konnte durch numerische Datierungen bestätigt werden. Die Ergebnisse zeigen aber auch, dass es notwendig ist, mehrere Methoden, die physikalische und chemische Parameter erfassen, miteinander zu vergleichen oder zu kombinieren, um eine Über- oder Unterschätzung einer relativen Altersdatierung zu vermeiden.

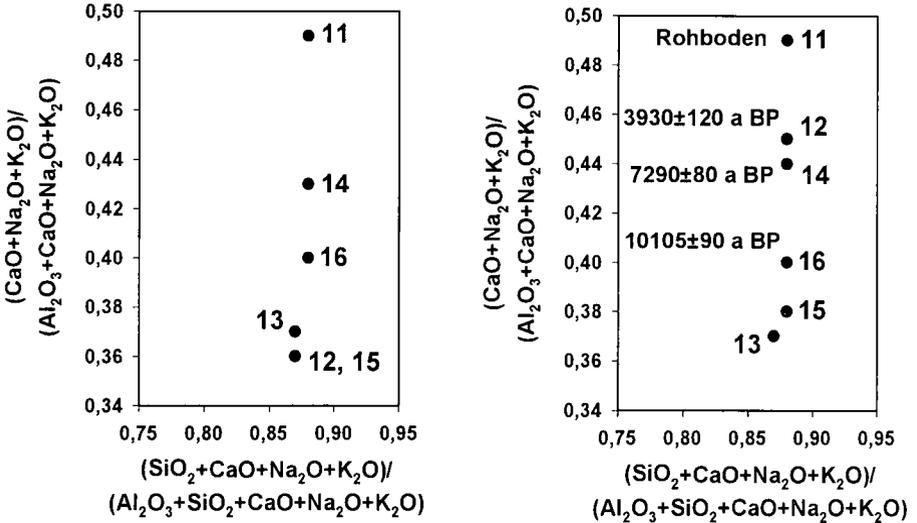


Abb. 3: Gewichtete Mittelwerte der Verwitterungsindizes über die gesamte Entwicklungstiefe (links) und über alle Horizonte unterhalb der äolischen oder solifluidalen Deckschichten (rechts) in den Profilen 11 bis 16 sowie die Ergebnisse der Radiokarbondatierungen.

**Dank**

Die Untersuchungen wurden von der Deutschen Forschungsgemeinschaft gefördert und in Zusammenarbeit mit Kollegen vom Institut für Geologie und Geophysik der Usbekischen Akademie der Wissenschaften in Taschkent (Dr. Anatolij A. Ni und M. Petrov) sowie vom Institut für Seismologie der Kirgisischen Akademie der Wissenschaften in Bischkek (Dr. I. Lemzin) durchgeführt. Wir danken Frau U. Maul für die Durchführung der Laboranalysen.

**Literatur**

Bäumler R. (1998): Vergleichende bodenkundliche Untersuchungen in Hochasien und Kamtschatka – Böden als Zeugen der quartären Landschafts- und Klimageschichte. Habilitationsschrift, Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau, TU München, Freising-Weihenstephan.

Bäumler R. & Zech W. (1999): Bodengenetische Untersuchungen zur Rekonstruktion der pleistozänen und holozänen Vergletscherung im Hissar-Gebirge (Usbekistan) und Kichik-Alay-Gebirge (Kirgisien). In: W. Zech & The Academy of Sciences of The Republic of Tadjikistan (Eds.). Geosciences in High Asia. Bayreuther Bodenkundliche Berichte, Band 65, 127-184.

Hu F.S., Slawinski D., Wright Jr. H.E., Ito E., Johnson R.G., Kelts K.R., McEwan R.F. & Boedigheimer A. (1999): Abrupt changes in North American climate during early Holocene times. Nature 400, 437-439.

Kronberg B.I. & Nesbitt H.W. (1981): Quantification of weathering, soil geochemistry and soil fertility. Journal of Soil Science 32, 453-459.

# Synsedimentäre Paläo-Vertisole im Oberjura des Wiehengebirges

von

F.Bailly, Kassel, P.Felix-Hennigsen, Giessen, H.Klassen, Osnabrück, und S.Stephan, Bonn

## Einleitung

Während in Mitteleuropa Paläoböden des Quartär sowie Saprolite und Paläoböden auf alten Rumpfflächen häufig beschrieben wurden, sind die Kenntnisse über Paläoböden *innerhalb* mesozoischer oder paläozoischer Schichtfolgen in Mitteleuropa eher lückenhaft. Im folgenden werden Erscheinungen in der Schichtenfolge des Oberjura (Malm) im Wiehengebirge nördlich und nordöstlich von Osnabrück beschrieben, deren Merkmale auf eine pedologische Entstehung hindeuten.

## Lage und Geologie

Die Aufschlüsse, in denen die Beobachtungen gemacht wurden, liegen im westlichen Wiehengebirge. Dieses bildet zwischen Münden und Bramsche eine Schichtstufe mit drei nördlich angrenzenden Aufwölbungen (Limberg, Kalkrieser Berg und Gehn). Hier wurden harte Oxford- und Kimmeridge-Gesteine und Kalksteine des Thiton (Gigas-Kalk) geomorphologisch herauspräpariert.

Die Gesteine des Oxford und des Kimmeridge bestehen vorwiegend aus Wechselfolgen von Sand-, Ton- und Kalksteinen sowie deren Mischglieder. Sie wurden unter marinen, brackischen und fluviatilen Bedingungen sedimentiert. Ammoniten-führende, marine Ablagerungen sind im östlichen Teil des Wiehengebirges relativ häufig und nehmen nach Westen hin ab. Lithologisch zeigt sich der Rückgang des marinen Einflusses von Ost nach West in einer Abnahme kalkiger Ablagerungen und der Zunahme sandig-schluffig-toniger Sedimente. Gleichzeitig tritt ein fluviatiles Sedimentationsmilieu immer stärker in Erscheinung. Diese Faziesentwicklung läßt auf eine nach Westen hin zunehmende Nähe der Küste eines südlich und westlich gelegenen Festlandes zur Oberjura-Zeit schließen.

Das Gebiet lag während der Malm-Zeit bei etwa 30° nördlicher Breite (FRAKES 1979). Das Klima dürfte subtropisch-tropisch gewesen sein. Stärker humide Einflüsse im Oxford werden schon im Kimmeridge durch eine zunehmende Aridität abgelöst (SCHULTKA 1991).

## Bröckeltonstein

Zu den zuvor erwähnten schluffig-tonigen Gesteinen zählen auch die im Gesamthabitus von allen übrigen Gesteinstypen abweichenden sog. „Bröckeltonsteine“ (IMEYER 1926; KLASSEN 1968, 1984; RUMOHR 1973; LORENZ 1973; NAUKE 1975). Für alle Lagen mit Bröckeltonstein gilt grundsätzlich:

1. Sie treten nur im Ende einer regressiven Gesteinsabfolge auf.
2. Feinstratigraphische Untersuchungen (auch an Bohrprofilen) bestätigen, daß die Bröckeltonsteine große, horizontbeständige, laterale Verbreitung haben (KLASSEN 1991).
3. Rote, kalkfreie Sedimente als eindeutiger Hinweis auf ein nahes Festland treten nur als Bröckeltonstein oder in enger Verknüpfung mit ihnen auf.

Die Bröckeltonsteine müssen aus geologischer Sicht als landnächste Ablagerungen des westlichen Niedersächsischen Beckens angesprochen werden. Dies wird gestützt durch die Fährten grosser Landsaurier (elefantenfüßige, quadrupede Pflanzenfresser und dreizehige, bipede Raubechsen), die bei Barkhausen an der Hunte im Hangenden einer ca. 4,5 m mächtigen Bröckeltonstein-Lage auftreten. Die Fährten (auf einer heute mit 60° nach NO einfallenden Fläche) befinden sich in einem feinstsandigen, 3-4 dm mächtigen, in mehrere dünne, verkieselte Bänke gegliederten Material, oberhalb dessen ebenfalls Bröckeltonsteine auftreten. HAUBOLD (1990) weist ausdrücklich darauf hin, daß Fährten-Horizonte häufig am Ende regressiver Phasen auftreten.

---

Adressen: Prof. Dr. Friedrich Bailly, Eschebergstr. 81, 34128 Kassel  
Prof. Dr. Peter Felix-Hennigsen, Inst. f. Bodenkunde u. Bodenhaltung, Wiesenstr. 3-5, 35390 Giessen  
Dr. Horst Klassen, Am Pingelstrang 64, 49134 Wallenhorst  
Dr. Siegfried Stephan, Inst. f. Bodenkunde, Nußallee 13, 53115 Bonn

## Befunde im Gelände

Bröckeltonsteine zeichnen sich durch eine Reihe charakteristischer Merkmale aus:

- Die **Mächtigkeit** der Gesteinspakete schwankt zwischen einigen Dezimetern bis wenige Meter, erreicht aber mehrfach auch über 10 m.
- Die **Textur** (toniger Schluffstein bis schluffiger Tonstein) ist auffallend homogen. Meist fehlen, zumindest visuell, Merkmale einer textuellen Schichtung.
- Die **Farbe** des Materials ist sehr homogen. Häufig dominieren gelbe Farben (z.B. 2.5Y n, Munsell). Nur gelegentlich treten in basalen Teilen auch dunkelrötliche Farben (z.B. 2.5YR) auf. Die tiefsten Teile können unter rezentem Grundwasser-Einfluß stehen und Reduktionsfarben besitzen (z.B. N 4/0, 10Y 4/1 o.ä.).
- Die **Festigkeit** des Gesteinsmaterials ist von mittlerer Stärke (nicht grabbar).
- **Bioturbation und Durchwurzelung** sind makroskopisch nicht erkennbar, jedoch könnte der Zustand weitgehender Homogenisierung als indirekter Hinweis auf einstige Bioturbation dienen.
- Die **Struktur** wird dominiert von grobpolymedrischen Aggregaten (~2-5 cm Durchmesser), die schwach horizontal ausgerichtet sind.
- **Glänzende Gleitflächen:** An *senkrechten* Profilwänden sind häufig kleine (5-10 cm) glänzende Aggregat-Oberflächen sichtbar. Sie wirken wie poliert und besitzen Riefen, die auf Gleitbewegungen hindeuten. Sie sind meist mit etwa 20° - 40° Grad gegenüber der Ausrichtung des Bröckeltonstein-Schichtpaketes geneigt und ähneln den Slickensides rezenter Vertisole. In Bereichen, die nicht unter Grundwasser-Einfluß stehen, sind die Flächen meist durch nachträgliche Eisen-Umlagerung braun gefärbt.
- **Domartige Aufwölbungen:** Im Bereich *waagrecht* aufgeschlossener Flächen können die Slickenside-artigen Gleitflächen im Gesamt-Zusammenhang sichtbar werden. Die deutlich geriefelten Flächen treten hier in größerer Ausdehnung (50 - 100 cm) auf. Die mit etwa 20° bis 40° gegenüber der Ausrichtung des Gesamt-Schichtpaketes geneigten Flächen laufen konzentrisch auf einen erhöhten Mittelpunkt zu. Der Durchmesser der Aufwölbungen beträgt etwa 100 bis 150 cm, die Aufwölbungshöhen liegen bei etwa 20 - 40 cm (Abb. 1). Im Gesteinsverband folgen - oft im Abstand von nur wenigen cm - derartige Gleitflächen in parallel zueinander ausgerichteter Form übereinander. An den Rändern der Aufwölbungen durchschneiden die Gleitflächen der einen die der benachbarten Aufwölbung. Die domartigen Aufwölbungs-Strukturen erinnern an rezente Vertisole. Sie lassen sich bei günstigen Aufschluß-Verhältnissen gelegentlich auch an den senkrechten Profilwänden im Querschnitt erkennen. Sie erstrecken sich in der Regel über große vertikale Entfernungen innerhalb des Gesteins hinweg, in der Regel über die Gesamt-Mächtigkeit des Bröckeltonstein-Pakets, das heißt also über Mächtigkeiten von bis über 10 m.

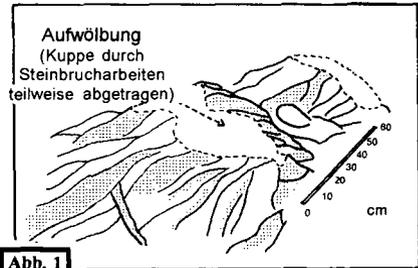


Abb. 1

## Mineralogische und bodenchemische Befunde

Im Aufschluss Büchters am West-Ende des Gehn wurden mineralogische und bodenchemische Eigenschaften eines mehr als 5 m mächtigen Paläo-Gleys, der in 6 m Tiefe unter der rezenten Bodenoberfläche beginnt und den vertisolartig geprägten Bröckeltonschiefer überprägt hat, ermittelt.

- Der **Tonmineral-Bestand** <2mm weist heute eine Dominanz von Illit auf, während Smektit nur in geringen Mengen vorliegt. Untergeordnet kommen Vermiculit mit relativ hoher Schichtladung und primärer Chlorit vor. Bei der für mesozoische Tonsteine typischen diagenetischen Umwandlung von Smektit unter K-Zufuhr in Illit entstanden als Nebenprodukte Kaolinit und primärer Chlorit (Niederbudde 1996), die ebenfalls in allen Horizonten des Profils nachweisbar sind.
- Die Gehalte an **organischer Substanz** liegen an der Nachweisgrenze, die **Carbonat-Gehalte** sind gering (bis 4%).
- Die Gehalte an **pedogenen Fe-, Al- und Mn-Oxiden** weisen im fGo-Horizont Maxima auf und nehmen zur Tiefe hin ab. Neben der morphologischen Prägung spiegeln auch die Elementgehalte die oberflächennahe Stoffanreicherung im Kapillarsaum eines Gleys wider. Die Gradienten zeigen, daß vermutlich als Folge eines feuchteren Klimas und Grundwasseranstieges über einen langen Zeitraum hinweg die Sedimentation und die Peloturbation nicht mehr möglich waren.
- Die Gehalte an **amorpher Kieselsäure** weisen dagegen durchgehend hohe Gehalte in allen Horizonten auf. Kieselsäure wurde offenbar in jüngerer Zeit bei der diagenetischen Umwandlung smektitischer Tonminerale freigesetzt und trug damit zur Verfestigung des Bröckeltonschiefers bei.

## Mikromorphologische Befunde

Es wurden 20 µm dünne Schliffe von 11 ungestörten, in Polyesterharz imprägnierten Proben untersucht. In fast allen Proben zeigen Fleckung und z.T. auch Feinkotgefüge Bioturbation an. Die lineare Einregelung von Ton- teilchen an Scherflächen (Abb.2) ist in 3 Proben intensiv, in 5 Proben gering; sie weist auf Peloturbation hin. Die Wände der Segregate sind durch Eisenimprägnierung konserviert. Zwischen den Segregaten befindet sich gelber, reiner, doppelbrechender Ton, der mit den makroskopischen Glangflächen (Slickensides) korrespondiert (Abb.3).

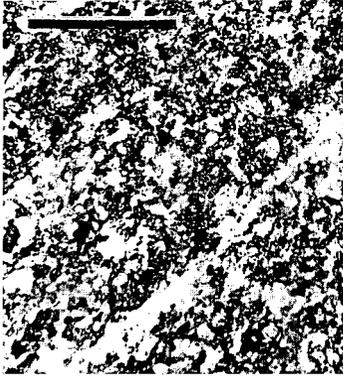


Abb. 2  
Doppelbrechende  
Tonteilchen, an  
Scherfläche einge-  
regelt (heller Dia-  
gonal-Streifen).

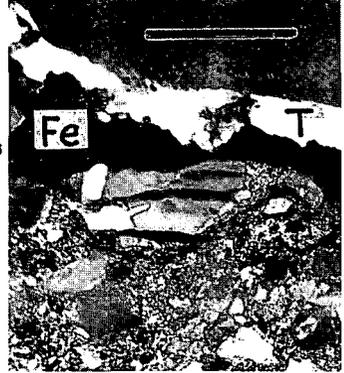


Abb. 3  
Segregat-Unterfläche,  
durch Eisenoxid (Fe)  
versiegelt und mit  
gelbem, doppelbre-  
chenden Feinton (T)  
belegt. -

(Teilweise gekreuzte  
Polarisatoren. -  
Massstab: 0,1 mm)

## Deutung

Die mikromorphologischen Befunde und die ausgeprägte Homogenisierung der Bröckeltonsteine weisen auf starke *Bioturbation* hin. Eine *Durchwurzelung* ist jedoch nicht nachweisbar. Lagunare, häufig überflutete, semi-aride bis subhumide Standorte trugen möglicherweise nur eine niedrige Vegetation mit schwächerem Wurzelwerk, dessen Hohlräume bei späterer Kompaktierung des losen Sedimentes nicht erhalten blieb. Im Gegensatz zur FRANCIS 1986; ORTLAM 1980; RETALLAK 1988 u.a. argumentiert auch WRIGHT (1986), dass Wurzeln kein besonders gutes Merkmal sind, um Paläoböden zu diagnostizieren.

In durchwurzelten Bereichen junger, frisch sedimentierter Ablagerungen kann bei erstmaliger, ausreichend tiefgründiger Austrocknung eine deutliche *Polyeder-Struktur* auftreten. Dies geht auch mit chemischen Veränderungen einher und wird z.B. bei den Initial-Bodenbildungen in Poldern als *ripping* (niederländ.) oder 'Reifung' beschrieben (DE BAKKER & LOCHER 1965; CLATT 1983). Der Prozess wird freilich so schnell durchlaufen, dass es kaum möglich erscheint, ihn in Paläoböden heute noch nachweisen zu können (Disk.-Beitrag zu YAA-LON, 1971). Eine nachhaltige Konservierung solcher initialer Polyeder-Strukturen könnte allerdings dadurch erfolgen, dass die terrestrische Initial-Bodenbildung durch erneute, geringmächtige Überdeckungen kontinuierlich abgebrochen wird. Die Strukturen würden dann in zunehmend größere Tiefen geraten, wo die Strukturbildung (wie auch andere Prozesse) nicht weiter ablaufen können.

*Gleitflächen* ('Slickensides') in Paläoböden werden nicht immer auf Peloturbation zurückgeführt. Es wird daneben vor allem auf Bewegungsvorgänge im Zusammenhang mit tektonischen und diagenetischen Vorgängen hingewiesen sowie auf Vorgänge bei der Einbettung und Kompaktierung tonreicher Sedimente und späterer Druckentlastung (WRIGHT 1982; RETALLAK 1988). Auch ROESCHMANN (1962) erklärt die Slickensides in karbonischen Wurzelböden als Ablösungsflächen (Rutschharnische), die auf spätere Setzung des Materials zurückzuführen und ausdrücklich nicht als Bodenstruktur-Bildung zu erklären sind. Bei den Bröckeltonsteinen spricht jedoch ihre sehr enge Verbindung mit den *domförmigen Aufwölbungen* für die Vermutung, dass es sich um pedogenetische Erscheinungen im Sinne von Peloturbation handelt. Mikroskopisch wurde Peloturbation in zahlreichen Proben nachgewiesen.

Etwas andersartig aussehende (sog. 'pseudo-antiklinale') Aufwölbungsstrukturen treten in Calcrete-Horizonten auf und werden auf Verdrängungsvorgänge („displacive growth“) beim Calcit-Wachstum (WRIGHT 1982) zurückgeführt. Es fehlen aber Hinweise, daß an den hier vorliegenden Überschwemmungs- und Verlandungs-Standorten eine Calcrete-Bildung möglich gewesen war.

*Peloturbation* läuft infolge von Quellung und Schrumpfung smektitischer Tone unter wechselfeuchten Bedingungen ab. Dem widersprechen der festgestellte geringe Smektit-Anteil, die Dominanz illitischer Tone und der relativ hohe Schluffgehalt jedoch nicht, sofern man diagenetische Umwandlungen dieser ca. 150 Mill. Jahre alten Gesteine in Rechnung stellt. Die Smektit-zu-Illit-Umwandlung, auch in Verbindung mit Sammelkristallisation, kann durch starke Aufheizung zusätzlich gefördert werden (NIEDERBUDE, 1996). Im Untersuchungsgebiet erfolgte während der hohen Unterkreide- und tiefen Oberkreide-Zeit eine starke Aufheizung durch einen in 5-10 km Tiefe befindlichen, als „Bramscher Massiv“ bekannten Pluton (STADLER & TEICHMÜLLER, 1971).

Die Bildung polyedrischer und vertikaler Strukturen ist bei Böden meist auf die obersten maximal 100 cm beschränkt. Die z.T. deutlich grösseren Mächtigkeiten bei Bröckeltonsteinen könnten auf *kontinuierlicher Zufuhr* geringmächtiger Sedimente (cm) beruhen, die eine allmähliche, langsam ablaufende Überdeckung bewirkten. Trockenphasen müssen jeweils lange genug angedauert und tief genug wirksam gewesen sein, um immer wieder erneut Homogenisierung durch Bioturbation, Polyederbildung durch Austrocknung und die Bildung vertikaler Strukturen durch Peloturbation zu ermöglichen. Relativ kurz-periodische Überschwemmungen (z.B. jährlich oder kürzer) wären also nicht der Regelfall gewesen. Die zeitlichen Abstände müssen vielmehr eher einige (wenige) Jahre betragen haben, sodaß die strukturbildenden Prozesse jeweils wieder tief genug (mindestens mehrere dm) wirksam werden konnten.

Das in relativ kurzen Abständen zugeführte Material wurde syngesedimentär in die Bodenbildung einbezogen (sog. 'cumulative soil profiles' n. NIKIFOROFF, 1949, BIRKELAND, 1984). Die Bröckeltonsteine wären in diesem Sinne eine *syngesedimentäre Bodenbildung*, die unter dem Einfluß sich ständig wiederholender Überflutungen entstand. Die enormen Mächtigkeiten der polyedrischen und vertikalen Strukturen könnten also dadurch erklärt werden, daß die initialen Merkmale von Reifung und Peloturbation alsbald durch periodische, geringmächtige Überdeckungen in zunehmend größere Tiefen (von der sich ständig erhöhenden Bodenoberfläche aus gerechnet) gerieten und dort fossilisiert wurden.

Während der Entstehung der Bröckeltonsteine könnte eine Vegetation aus Koniferen- und Bennetdinen-Wäldern bestanden haben, doch waren diese infolge der häufigeren Überflutungen möglicherweise sehr licht, oder - worauf das Fehlen von Wurzeln hindeuten könnte - die Flächen waren frei von tiefwurzelnder *Vegetation*. Auch auf aktuellen Vertisolen, etwa im Bereich rezenter Savannenwald-Landschaften, tritt aus edaphischen Gründen nur ein geringer Baumbewuchs auf. Es ist nicht abwegig zu fragen, ob die Flächen selbst als lokale Futterquelle für Großtiere wie Dinosaurier (deren Fährten hier anzutreffen sind) ausgereicht haben. Einen Teil der Nahrung (Tagesbedarf bei Großsäuern bis über 100 kg, nach FLEURY, 1992) lieferten vielleicht höher gelegene, terrestrische Standorte mit etwas dichteren Wäldern.

Ferner ist auch feststellen, daß die Bröckeltonsteine im Laufe ihrer Bildung bereits eine soweit gehende *Kompaktierung* durchlaufen hatten, dass über ihre Oberfläche, die am Standort Barkhausen von lediglich ca. 3 dm geschichtetem Feinstsand bedeckt war, Groß-Dinosaurier (mehrere 10 t Gewicht) hinweg schreiten konnten, ohne tiefer als etwa 5-10 cm einzusinken. Ob es dabei im Sinne von DODSON et al. (1980) auch zu Vernichtung von Sedimentstruktur durch Zertrampeln (sog. 'Dinoturbation') gekommen ist, läßt sich nicht nachweisen.

Die Ein- und Anlagerung von *Eisenoxid* auf den Segregatwänden hat das terrestrische Bodengefüge fixiert, und danach waren keine Turbationen mehr möglich. Es handelt sich um eine Vergleyung, die sich - im Profil Büchter - auch aus den bodenchemischen Daten nachweisen läßt und die nicht mehr zur terrestrischen Pedogenese gehört, sondern zu einer späteren semiterrestrischen Phase. Die *Tonhüllen* auf den Segregaten liegen auf dem Eisenoxid, wenn solches vorhanden ist. Solcher Ton ist im jurassischen Material nicht zu entdecken, könnte aber durch Lessivierung aus hangenden quartären Böden eingewaschen worden sein.

## Zusammenfassung

Die sog. Bröckeltonsteine des Oberjura im westlichen Wichengebirge lassen sich als tiefgründige Initial-Bodenbildungen deuten, die unter den Bedingungen sich regelmäßig wiederholender Überflutungen entstanden sind. Neben einer polyedrischen Primär-Strukturbildung ('Reifung') und Bioturbation kam es zu Vorgängen der Peloturbation. Die häufig sehr große Mächtigkeit dieser vertisch geprägten Gesteinspakete ist auf den syngesedimentären Charakter der Bodenbildung zurückzuführen.

## Literatur:

- BIRKELAND, P.W. 1984. Soils and Geomorphology. Oxford Univ. Press. - CLATT, J.A. 1983. In: Wilson, R.C.I. (ed.), Residual deposits: Surface related weathering processes and materials. Oxford, 1983, 251-258. - DE BAKKER, H. & LOCHER, W.P. 1990. Bodenkunde von Nederland, deel 1, Malmberg Den Bosch. - DODSON, P., BEHRENSMEIER, A.K. & BAKKER, R.T. 1980. Mém. Soc. géol. Fr., N.S., 87-93. - FLEURY, B.E. 1992. Dinosaur - a guide to research. New York, London. - FRANKS, L.A. 1979. Climates throughout geologic time. Amsterdam, Oxford, New York. - FRANCIS, J.E. 1986. In: Wright, V.P. (ed.), Princeton, New York, 1986, 112-138. - HAUBOLD, H. 1990. Die Dinosaurier. System, Evolution, Paläobiologie. Wittenberg. - IMEYER, F. 1926. Veröff. naturwiss. Ver. Osnabrück, 19, 7-75, Osnabrück. - KLASSEN, H. 1968. Veröff. naturwiss. Ver. Osnabrück, 32, 39-96, Osnabrück. - KLASSEN, H. 1991. DGMK-Bericht, 468, 259-295, Braunschweig. - KRAUS, M.J. & BOWN, T.M. 1986. In: Wright, V.P. (ed.), Princeton, New York, 1986, 180-207. - LORENZ, W. 1975. Mitt. Geol.-Paläont. Inst. 44, 423-447, Hamburg. - NIEDERBUDE, E.-A. 1996. Kapitel 2.1.4.1. Tonminerale. In: BLUME, H.-P. et al., Handbuch der Bodenkunde, Landsberg/Lech, 1996. - NIKIFOROFF, C.C. 1949. Soil Sci. 76, 219-223. - NAUKE, M. 1975. Mitt. Geol.-Paläont. Inst. 44, 469-494, Hamburg. - ORTLAM, D. 1980. Geol. Rundschau, 69, 581-593. - RETALLAK, G.J. 1986. In: Wright, V.P. (ed.), Princeton, New York, 1986, 1-57. - RETALLAK, G.J. 1988. Geol. Soc. America, Special Paper 216, 1-20. - ROESCHMANN, G. 1962. Fortschr. Geol. Rheinland u. Westfalen, 3/2, 497-524. - RUMOHR, J. 1973. N. Jb. f. Geol. Paläont., Abh. 143, 345-383. - SCHULTKA, S. 1991. Geol. Paläont. Westf., 19, 55-93, Münster. - STADTLER, G. & TEICHMÜLLER, R. 1971. Fortschr. Geol. Rheind. u. Westf., 18, 547-564. - WRIGHT, V.P. 1986. Paleosols, their recognition and interpretation. Princeton, New York. - WRIGHT, V.P. 1982. Sedimentary Geology, 33, 1-33. - YAALON, D.H. 1971. In: Yaalon, D.H. Paleopedology, 29-39.

**Internet:** Ergänzende Abbildungen zu diesem Thema sind abrufbar unter:  
[HTTP://HOME.T-ONLINE.DE/HOME/F\\_BAILLY/BROECKEL.HTM](http://home.t-online.de/home/f_bailey/broeckel.htm)

## Humus Forms in the Northern German Lowlands

R. Baritz and B.-M. Wilke

Humus form is one of the primary field indicators for soil condition. It represents the current activity status of the decomposition system, thus being closely connected to the site nutrient and water regime. The close relationship between humus dynamics and these ecological site factors forms the framework for humus form identification in forest site mapping (AK STANDORTSKARTIERUNG 1996).

In Germany, humus forms are mainly defined based on macromorphological characteristics of forest floor humus (presence/absence of forest floor humus horizons, horizon structure, fine root density, etc.; AG BODEN 1994; AK STANDORTSKARTIERUNG 1996). These characteristics are closely connected to specific stages of decomposition. A direct relation between humus form and analytical parameters of humus quality can then be expected (for soil chemical indicators of humus quality e.g. v. ZEZZSCHWITZ 1968, 1980). Recent evaluations of the German Forest Soil Inventory (1987-1993) show discrepancies to such expected relations (BUBERL ET AL. 1994, WOLFF and RIEK 1997). Apparently, heavy pollutant input during the last three decades have drastically changed upper soil chemical conditions. While high-activity humus forms on non-calcareous upper soils (Mull, Mullmoder) show increases in acidity and base losses, low-activity humus forms have higher nitrogen stocks (e.g. KOPP 1996). This raises questions about the indicator value of macromorphological humus features.

At present, the German classification of humus forms is being revised. The current classification does not sufficiently consider faunistic aspects. Aeromorphic and hydromorphic humus forms are not clearly defined, and morphological descriptions for humus forms at water-logged site conditions are lacking. Also, the ecological relevance of humus form characteristics at the variety level (e.g. thickness of Oh horizons) is not very well investigated. During our investigations, we also encountered problems of many site mappers to clearly separate Mullmoder from Moder, and fine humus poor Mormoder from Mor in intensively managed forests. Immature humus forms in young coniferous tree stands as well as the development of Grassmoder in older Scots pine stands often do not correspond with classical humus form characteristics.

This project was derived from a study about the carbon storage in German forest soils (BARITZ 1998). The main objective of further evaluations was to differentiate morphological humus forms based on chemical and microbiological properties of humus quality (BARITZ 1999).

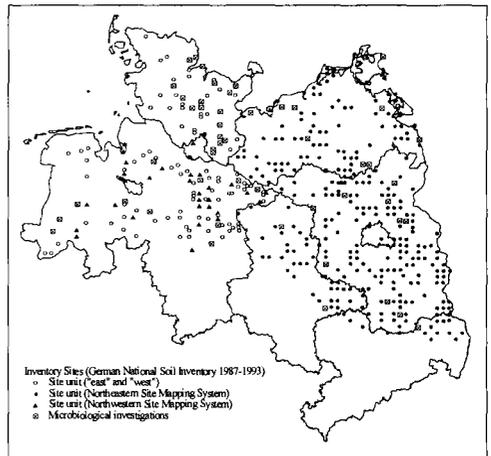


Fig. 1: Data base for the investigation of humus forms in the northern German lowlands (BARITZ 1999)

The results presented here refer to humus form differentiation based on **soil moisture**.

The data base was compiled from the German National Soil Inventory (1987-1993) (MELF 1994; WOLFF and RIEK 1997) (Fig.1). Besides soil chemical data, soil nutrient index and soil moisture index from forest site mapping were identified at each sampling point. Since these indexes are not necessarily comparable among different site mapping systems (most large federal states have their own historically developed site mapping system), the data base had to be restricted to a study area of maximum size and homogeneity, and minimum number of site mapping systems. The northern German lowlands were chosen, because they represent 1/2 of the size of Germany and are covered by only two site mapping systems (northwestern lowlands: GÖRGES ET AL. 1968; northeastern lowlands: KOPP 1969, SCHULZE 1996). From 449 inventory points, humus forms (acc. AG BODEN 1995) were identified at 386 points. After immature humus forms, typical for young conifer plantations (usually < 60 yrs.), had been excluded from the data set, 301 points remained for further evaluations. In order to allow comparability of the site indexes from both site mapping systems, 140 inventory sites in the northwestern lowlands were additionally mapped according to the northeastern system (site unit "east" and "west", Fig. 1).

The mapped site units were then compared for **soil moisture** based on the nation-wide classification key from WOLFF ET AL. (1999). Additional data of **carbon storage in the forest floor humus layer and in the upper mineral soil (0-30 cm)**, **hydromorphic characteristics** of the soil profile, **ground vegetation types** (SEA 1995), and **humus forms and variants** were included to compare and sort soil moisture index into four main classes, which are valid for the whole study area (Table 1).

Table 1: Classification of soil moisture classes

Class	SOIL MOISTURE				
	WOLFF ET AL. (1999), modif. English	German	Index West <sup>1)</sup>	Index East <sup>2)</sup>	GW/SW <sup>3)</sup>
<b>dry to mod. moist</b>	dry	<i>mäßig trocken</i>	43	2, 3	none
	fresh (slightly moist)	<i>mäßig frisch</i>	42	2	none
	moderately moist	<i>frisch</i>	41 (t)	2 1	none (56)
<b>moist</b>	moist	<i>sehr frisch</i>	40 41s	1 (2) 2 (coast)	47 none
		<i>staufrisch</i>	37	1 (W2)	47 (46)
	moist (weak ground water influence)	<i>grundfrisch</i>	35	1, 2	56
<b>very moist</b>	very moist (surface water)	<i>staufeucht</i>	37f/38	W2, N2	37 (36)
	very moist (ground water)	<i>grundfeucht</i>	34 33	N2	45
	stagnic (surface water)	<i>staunaß</i>	36	N1	34-36
	saturated (ground water)	<i>grundnaß</i>	32	N1	34
<b>wet</b>	moor	<i>Moor</i>	31	O3	34

<sup>1)</sup> Index West: Northwest Site Mapping System (GÖRGES et al. 1968) (variants: f = moist, t = dry, s = pseudogleyic)

<sup>2)</sup> Index East: Northeast Site Mapping System (SEA 1995)

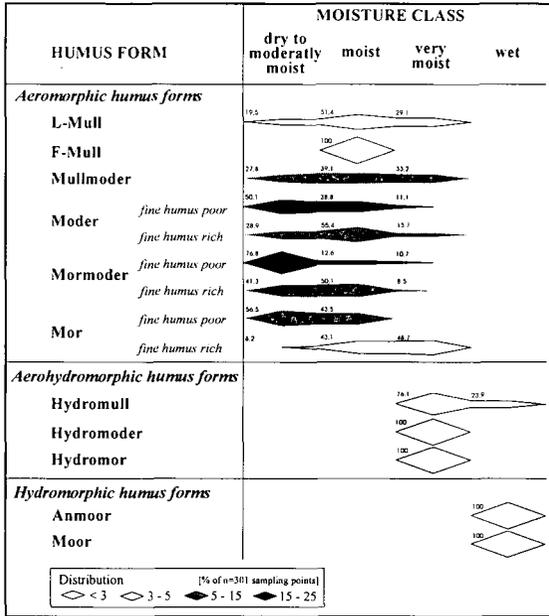
<sup>3)</sup> GW/SW: groundwater/surfacewater table (Northeast Site Mapping System)

The distribution of low-activity humus forms (Moder, Mormoder, Mor) according to soil moisture class (Fig. 2) clearly separates aeromorphic from aerohydromorphic and hydromorphic soil moisture conditions (nomencl. acc. GRAEFE and BELOTTI 1999). The importance of fine humus rich humus forms increases with increasing hydromorphy. **Dry to moderately moist and moist** sites characterise **aeromorphic conditions** with only little differentiation of forest floor humus morphology (Fig. 3). The key factors to distinguish between both aeromorphic classes are **climate, soil hydromorphy and carbon (humus) storage** in the upper mineral soil. The role of macro-/mesoclimate is assumed to be very important with aeromorphic humus forms, since differences in thickness and carbon storage of humus horizons for each humus form can vary substantially between ecoregions (Fig. 4, Mormoder).

**Moist** sites (with medium to poor nutrient index) are characterised by a high proportion of fine humus rich humus forms (Fig. 2) on semihydromorphic soils. **Aerohydromorphic** humus forms develop on **very moist** sites. The main environmental site factors are top soil water saturation during spring and little dry out during the following vegetative season. Fine humus rich humus forms gain importance in areas heavily drained for nearby agriculture and/or intensive historical forest management. There, the water table substantially drops over prolonged periods during the vegetative season.

Differentiation between some **fine humus rich Mor** and **Hydromor** (if undeveloped, in intensively managed forest), therefore, becomes difficult if sampling is conducted in early spring. It should be noted that thin anmor-like topsoils are often found below thick greasy forest floor humus horizons with mature Hydromors. Humus accumulation at a similar moisture regime on richer soils under mostly natural deciduous vegetation often leads to **Hydromoder** due to better litter quality, and thus, more favorable decomposition conditions during aerobic phases in summer. If the ground water (or lateral seepage water) is rich in bases, usually Hydromull develops.

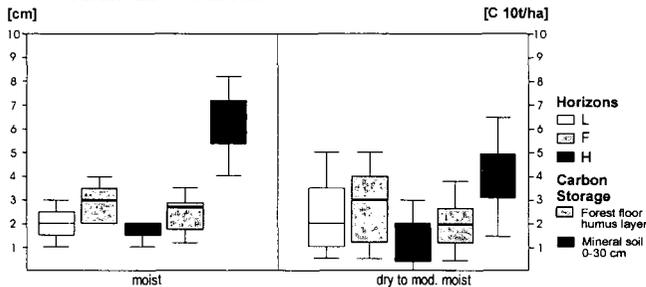
Fig. 2: Relationship between humus form and soil moisture (data = percentage of moisture class)



**Hydromull**, Mull and Mullmoder are closely related (compare Fig. 2) in rich loamy soil mosaics such as riverplains and young pleistocenic landscapes. Very moist Mullmoder was mostly found on rich sites with sandy top soils under moist coastal climate. The main characteristics of Hydromull are the extremely fast break-down of fresh litter and very high carbon stocks in the upper mineral soil.

**Hydromorphic** humus formation at **very moist** sites leads to Anmor forms and Moor. Top soils are water saturated during most of the year. The identification of Moor (Histosol) is related to the presence of a histic epipedon (AG BODEN 1994: H > 30 cm). Typical for many Anmor forms is the mull-like top soil. However, upper soil carbon storage resembles that of soils with a histic epipedon, and thus, humus accumulation is substantially increased compared to Hydromull.

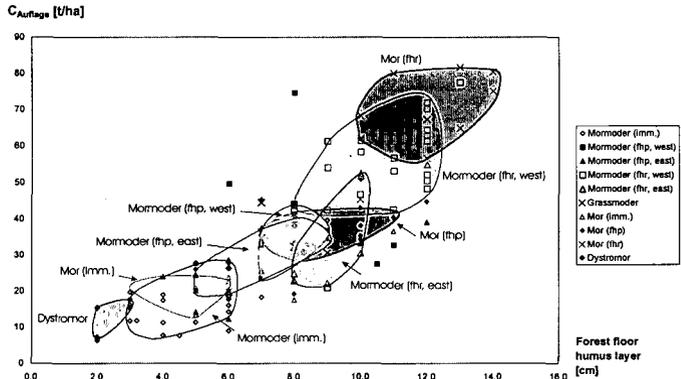
Fig. 3: Differentiation between dry to moderately moist and moist sites (example: Moder, fine humus poor)



The distribution of humus forms according to soil moisture reveals close relationships. Regional stratification using ecoregions (compare BARITZ 1998; here: northeastern and northwestern lowlands), show clear differences (Fig. 4 for Mormoder). Especially at aeromorphous sites, macro- and mesoclimatic gradients have to be considered.

Only then, humus forms have a reliable indicator value for the site-specific soil moisture regime. In any case, the intensity of forest management and the influence of nearby agriculture always have to be incorporated when humus forms are mapped.

Fig. 4:  
Thickness and carbon storage of low-activity humus forms (ex. Mormoder, Mor)  
(west = northwestern lowlands; east = north-eastern lowlands; imm. = undeveloped, immature humus forms; fhr = fine humus rich; fhp = fine humus poor)



Further descriptions of aeromorphic and aerohydromorphic humus forms, as well as results to soil chemical and microbiological humus properties can be found in BARITZ (1999).

## Literatur

- AG BODEN (1994) Bodenkundliche Kartieranleitung. - 4. Auflage, Hannover.
- AK STANDORTSKARTIERUNG (1996) Forstliche Standortsaufnahme. Muenster Hiltrup, 352 p.
- BARITZ, R. (1998) Kohlenstoffvorräte der Waldböden Deutschlands. Teil II: Ergänzungen zu Teil I; Quellen und Senken für Kohlenstoff. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Institut für Forstökologie und Walderfassung, Eberswalde. Arbeitsbericht des Instituts für Forstökologie und Walderfassung 98/1.
- BARITZ, R. (1999) Humus forms in forests of the northern German lowlands – classification approach using morphological, soil chemical and microbiological indicators of humus quality. Technical University Berlin. Dissertation (in preparation).
- BUBERL, H.G.; WILPERT, K. v. and E.E. HILDEBRAND (1994) Verteilung bodenchemischer Stabilitätskriterien. Allgemeine Forstzeitschrift 4: 199-203.
- GÖRGES, OTTO and H. WACHTER (1968) Geländeökologisches Rahmenschema für das niedersächsische Flachland. Niedersächsisches Forstplanungsamt Wolfenbüttel.
- GRAEFE, U. and E. BELOTTI (1999) Strukturmerkmale der Bodenbiozönose als Grundlage für ein natürliches System der Humusformen. Mitt. Dt. Bodenkd. Gesell. 89: 181-184.
- KOPP, D. (1969) Die Waldstandorte des Tieflands. VEB Forstprojektion Potsdam. 1969.
- KOPP, D. (1996) Erkundungsergebnisse zur Bodenzustandsentwicklung in den Wäldern Mecklenburg-Vorpommerns. Schwerin. 1996.
- MELF - BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1994) Bundesweite Bodenzustandserhebung. Arbeitsanleitung. 2. Auflage. Bonn, 158 p.
- SCHULZE, G. (1996) Anweisung für die forstliche Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland. SEA 95. 2. Auflage der SEA 74. Schwerin. 1996.
- WOLFF, B. and W. RIEK (1997) Deutscher Waldbodenbericht 1996. Bonn. 1997.
- ZEZSCHWITZ, E. v. (1968) Beziehungen zwischen dem C/N-Verhältnis der Waldhumusformen und dem Basengehalt des Bodens. Fortschr. Geol. Rheinld. u. Westf. 16.
- ZEZSCHWITZ, E. v. (1980) Analytische Kennwerte typischer Humusformen westfälischer Bergwälder. Z. Pflanzenernährung und Bodenkunde 143: 692-700.

## Zur Aussagekraft von Kartenlegenden - Ein Methodenvergleich -

A. BAURIEGEL<sup>1)</sup>, J. HANNEMANN<sup>1)</sup> & D. KÜHN<sup>1)</sup>

### 1. PROBLEMSTELLUNG

Ein wesentliches Ziel bodenkundlicher Arbeit ist die Darstellung der Ergebnisse und Kenntnisse in Kartenwerken einschließlich in den mit ihnen verknüpften Flächendatenbanken. Der Bedarf an **abrufbaren digitalen** Flächendaten steigt dabei stetig an. Er besteht jedoch nicht nur ansich, sondern er ist verbunden mit der Forderung nach einer höheren räumlichen wie inhaltlichen Auflösung sowie einer besseren Reproduzierbarkeit der Daten.

Beim Vergleich der Kartiermethoden verschiedener GLÄ fällt auf, daß die verwendeten Ausgangsinformationen und zum Teil auch die Abgrenzungsregeln, die zur Flächenbildung führen, durchaus vergleichbar sind. Unterschiede bestehen allerdings in der Erfassung und Weiterverarbeitung der im Verlauf der Kartierungsarbeiten gewonnenen Flächeninformationen. Diese Unterschiede sind Folge abweichender inhaltlicher Aggregierungs- und Generalisierungsregeln der abgegrenzten Einzelflächen und deren Inhaltsdaten bis hin zur Blattrandlegende.

### 2. ÜBERBLICK ÜBER PRINZIPIEN DER LEGENDENFINDUNG

Die Betrachtung verbreiteter Methoden zur Bildung von Legendeneinheiten wirft (vor allem für die Datennutzer) eine Reihe von Fragen auf:

- Wie werden aus den inhaltlichen Ausgangsflächeninformationen der (Einzel-)Flächen die Legendeneinheiten gebildet und gibt es für diesen Zuordnungsprozeß Regeln ?
- Wie läßt sich der subjektive Einfluß bei den Aggregierungs- und Generalisierungsschritten reduzieren ?
- Wie reproduzierbar ist die Bildung von Legendeneinheiten ?
- Welche(s) inhaltlichen Informationsniveau(s) an Flächeninformationen sollte(n) in Flächendatenbanken geführt werden ?

#### 2.1 Legendenbildung vor der Kartierung (General- und Rahmenlegende)

Ein weiteres aber grundsätzliches Problem besteht im Zeitpunkt, zu dem die Legendeneinheiten gebildet werden. Meist entstehen die Einheiten von General- und Rahmenlegenden im Vorfeld der Kartierung, d.h. vor der eigentlichen Flächenausgrenzung. Die fachlichen Inhalte der Legendeneinheiten beruhen dann auf Expertenwissen, ihre Entstehungsart ist also empirisch. Die real ausgegrenzten Flächen (Kartiereinheiten) werden dann direkt diesen zuvor definierten Einheiten zugeordnet.

---

<sup>1)</sup> Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg, Stahnsdorfer Damm 77;  
14532 Kleinmachnow (lgrb@lgrb.de)

Der **Vorteil** dieser Verfahrensweisen besteht in einem relativ zügigen Kartierfortschritt, da die Flächeninhalte mit den Legendeneinheiten schon im Vorfeld beschrieben wurden.

Dem stehen aber auch eine Reihe von **Nachteilen** gegenüber.

- So existiert, bedingt durch den Kenntnisgewinn während der Kartierung, oft ein Zuordnungsproblem. D.h. das inhaltliche Legendenspektrum ist oft unzureichend und es entsteht der Zwang zur Ergänzung der General- bzw. Rahmenlegende.
- Die Definition einer neuen (General-)Legendeneinheit stellt jedoch die Generallegende als solche in Frage, da mitunter dieses Problem schon bei der früheren Zuweisung von Flächen auftrat, ohne daß es zur Bildung einer ergänzenden Einheit kam. Über eine (offene) Rahmenlegende läßt sich dieses Problem unter bestimmten Bedingungen (s.u.) lösen.
- Die Zuweisung der Einzelflächen zu Legendeneinheiten besitzt einen hohen subjektiven, bearbeiterbedingten Faktor und ist nach Abschluß der Kartierung ist, aufgrund ihrer nicht dokumentierten Inhalte, nur noch eingeschränkt reproduzierbar.
- Die Regeln für die Aggregation der Rahmenlegendeneinheiten zu Blattlegendeneinheiten sind unzureichend. Durch den blattspezifischen Aggregationsschritt geht zudem die blattschnittsfreie Kennzeichnung im Kartenwerk verloren.

## 2.2 Legendeneinheit nach Abschluß der Kartierung (Offene Legende)

Anders als bei den unter Punkt 2.1 beschriebenen Verfahren erfolgt hier die Bildung der Legendeneinheiten und die Zuweisung der Einzelflächen (Kartiereinheiten) erst nach Abschluß der Kartierung. Den Ausgangspunkt bilden die Einzelflächenbeschriebe der Kartiereinheiten. Alle ausgegrenzten Flächen erhalten einen singulären (Bodenformen-) Inventarbeschrieb. Über definierte Zuordnungsregeln erfolgt anschließend die Zuweisung zu Legendeneinheiten.

Die **Vorteile** dieses Systems liegen in der hohen inhaltlichen Auflösung der Flächeninformationen (Einzelflächenbeschriebe) und deren reproduzierbarer Zuweisung zu Legendeneinheiten (Regeln).

Als **Nachteile** dieser Methode sind der relativ hohe Aufwand bei der Flächeninhaltsbeschreibung und, mit Einschränkung, der größere zu haltende Datenbestand anzuführen.

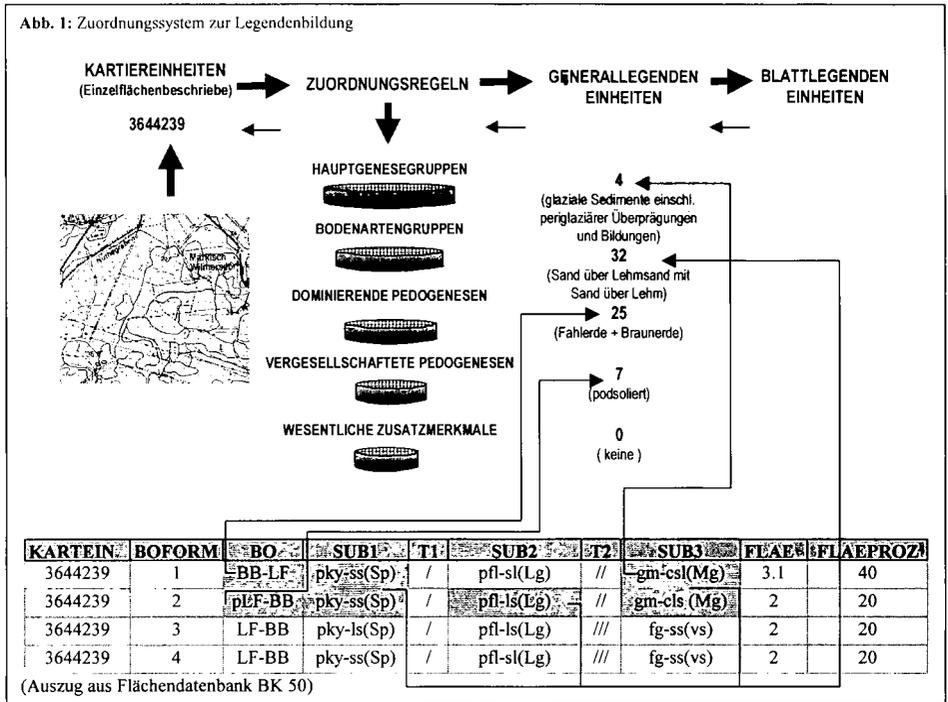
## 3. „ALTERNATIVER WEG“ DER OFFENEN LEGENDE

Dieses Prinzip : Einzelflächenbeschrieb → Offene Legende wurde für den Bereich Bodengeologische Landesaufnahme für das Land Brandenburg aufgegriffen (BAURIEGEL, HANNEMANN & KÜHN, 1997). So wird der im Zuge der Kartierung und Flächenbildung bzw. Ausgrenzung erworbene Kenntnisstand in einem Inventarbeschrieb zur Einzelfläche archiviert. Den zentralen Bestandteil bilden neben anderen Flächeninformationen die **Flächenbodenformen**. Auf dieses Bodenformeninventar, welches als Gesellschaftsbeschrieb (Bodengesellschaft) aufzufassen ist, setzen die Zuordnungsregeln für die schrittweise Gruppierung zur Generallegende auf (KÜHN, 1998). Dieses Regelwerk besteht aus 6 Zuordnungsebenen. Für jede Ebene existieren definierte Gruppierungsmerkmale, die als Kriterien für die Zuweisung zur Generallegendeneinheit dienen.

Die Zuordnung orientiert sich am dominierenden Flächenanteil des jeweiligen Merkmals einer Zuordnungsebene (siehe Abb. 1). Die beschriebenen Kartiereinheiten werden dabei nach ihren Inhalten abgeprüft und erhalten in jeder Zuordnungsebene ein numerisch codiertes Gruppenmerkmal. Aus den codierten Gruppenmerkmalen der einzelnen Ebenen bildet sich dann die Nummer der zugewiesenen Generallegendeneinheit (Abb. 1). Für Sie wird dann ein mittlerer Flächenbeschrieb, ähnlich dem der Einzelflächen definiert.

Der „Weg“ der Kartiereinheit bzw. Einzelfläche ist dabei auf jeder Zuordnungsebene reproduzierbar. Die Generallegende stellt ein offenes ergänzbares System dar. D.h. die Kartiereinheiten werden bei entsprechender Merkmalskombination bereits existierenden Generallegeneinheiten zugewiesen. Neue Merkmalskombinationen (Nummer), die sich aus den 6 Zuordnungsebenen ergeben können, führen automatisch zu einer neuen, dann auch neu zu definierenden Generallegeneinheit.

Sowohl Zuordnung der Kartiereinheiten zu den Generallegeneinheiten, als auch die Bildung derselben folgt also rein fachlichen Kriterien. Dies besitzt den Vorteil, daß die Aggregierungsebene der Generallegende blattschnittsfrei ist und für eine Vielzahl von thematischen Fragestellungen eine inhaltliche sowie räumliche aussagekräftige Auflösung besitzt.



Die weitere Aggregierung der Flächeninhalte zur Blattlegende erfolgt dagegen überwiegend „administrativen“ Kriterien wie Blattschnitt und Platz auf dem Kartenrand und ist für den Nutzer nur noch eingeschränkt auswertefähig. Aus diesem Grund wird im Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg die Ebene der Generallegeneinheiten als Informationsniveau für den Nutzer vorgehalten (Abb. 2). Die Generallegeneinheiten besitzen einen charakteristischen Bodenformenbeschrieb. Die bestehende Verknüpfung dieser Flächenbodenformen mit dem Flächenbodenformenarchiv ermöglicht die Anwendung bundesweit abgestimmter Auswertemethoden.

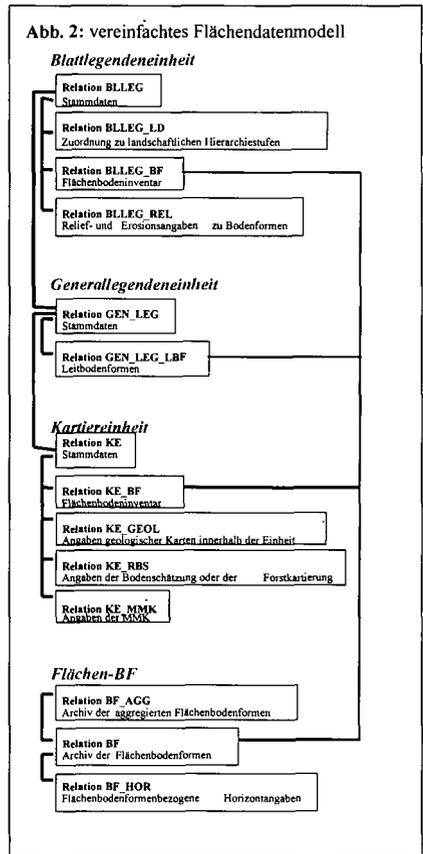
#### 4. ZUSAMMENFASSUNG – AUSBLICK

Der Forderung nach (flächendeckend) abrufbaren digitalen Flächendaten, die eine hohe räumliche wie inhaltliche Auflösung sowie eine bessere Reproduzierbarkeit besitzen, wird versucht im Rahmen der bodenkundlichen Landesaufnahme Brandenburg Rechnung zu tragen. Dies soll erreicht werden, in dem :

- der Kenntnisstand der im Zuge der Flächenbildung (Ausgrenzung) erworben wurde, als Einzelflächenbeschrieb archiviert wird,
- die Zuweisung dieser Einzelflächen (Kartiereinheiten) zu Legendeneinheiten über definierte Regeln erfolgt, diese Zuordnungsregeln ein hohes Maß an Reproduzierbarkeit der Flächenzuweisung besitzen
- durch das Halten der Ebenen:
  - Flächenbodenform(en)
  - Kartiereinheit
  - Generallegendeneinheit und
  - Blattlegendeneinheit

verschiedene Informationsniveaus angeboten werden können,

- durch diese Ebenen je nach Bedarf eine mehr oder weniger hohe inhaltliche Auflösung der Flächendaten geliefert werden können, die den Nutzern eine hohe inhaltliche Auswerteflexibilität ermöglichen.



#### 5. LITERATUR

BAURIEGEL, A.; HANNEMANN, J. & KÜHN, D. (1997): Beziehungen zwischen Punkt- und Flächendaten am Beispiel der BÜK 50 Blatt Potsdam. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges.85, III, S.1099-1102

HANNEMANN, J; BAURIEGEL, A. & KÜHN, D. (1999): Bildung von Flächenbodenformen für die Verwendung in Karten und geographischen Informationssystemen. (im gleichen Band)

KÜHN, D. (1998): Anleitung zur Erarbeitung einer Bodenkarte im Maßstab 1:50 000 des Landes Brandenburg. unveröff. Bericht des Landesamtes für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg, Kleinmachnow

# **Bodengeomorphologie und Bodenverteilung auf dem Landwirtschaftlichen Versuchsgut Frankenforst, Pleiser Hügelland**

Brinkmann, J., Skowronek, A.

## **Kurzfassung**

Es ist Ziel des Forschungsvorhabens "*Reliefentwicklung, Substratverteilung und Bodenvariabilität in einem kleinen Wassereinzugsgebiet am Nordabfall des Siebengebirges*", die holozäne Bodenvergesellschaftung als Funktion des Reliefgeometrie und derjenigen geomorphologischen Prozesse zu beschreiben, welche die älteren Ausgangsgesteine (tertiäre Vulkanite und Tone) exponiert bzw. die jüngeren Substrate (quartäre Deckschichten und Löß) in einer räumlich gesetzmäßigen Anordnung erzeugt haben. Darüber hinaus wird der bodensoziologische Effekt der historischen Bodenerosion herausgestellt. Analyse und Abbildung der resultierenden Boden- und Substratvariabilität geschehen unter Einsatz eines Geographischen Informationssystems und einer Bodendatenbank.

## **Einleitung**

Die Entwicklung und Verbreitung der Böden im Pleiser Hügelland ist in entscheidendem Maße vom Relief abhängig. Bodengeomorphologie bezeichnet die Integration von Geomorphologie und Bodenkunde und spezieller in diesem Kontext den Einfluß, welchen Reliefform, Substrat und geomorphologische Prozesse auf die räumliche Verbreitung der Böden ausüben (vgl. z.B. OLSON 1989). Dabei fungiert das Relief als Integral der wirksamen geomorphologischen Prozesse. Diese lassen sich mittels geomorphometrischer Parameter beschreiben. Da die Bodenerosion die prä-neolithische Bodenverteilung stark verändert hat, richtet sich das Augenmerk besonders auf die bodensoziologischen und agrarökologischen Auswirkungen der historischen Bodenerosion.

## **Untersuchungsgebiet**

Das Landwirtschaftliche Versuchsgut Frankenforst befindet sich am Rande der Niederrheinischen Bucht nördlich des Siebengebirges im Pleiser Hügelland. Die Höhenlage erstreckt sich zwischen ca. 120 und 230 m NN, in einem hügeligen Relief. Das Klima ist gemäßigt subozeanisch mit einer Jahresdurchschnittstemperatur von 8,5°C und einer jährlichen Niederschlagsmenge von 700 mm.

Die heutige Landschaft ist durch eine intensive Landwirtschaft geprägt, wobei in ebenen und schwach geneigten Lagen Ackernutzung, in stark geneigtem Gelände Grünlandnutzung überwiegt.

Die Geologie des Pleiser Hügellandes ist aufgrund seiner Lage am Rande der Niederrheinischen Bucht und des Siebengebirges komplex. Bodenbildende Substrate sind tertiärer Trachyttuff und Basalt, Hauptterrassensedimente des Rheins, spätpleistozäne Fließerden und Löß. Die jüngsten Sedimente im Untersuchungsgebiet bilden die Kolluvien, die z.T. mehrere Meter mächtig an den Unterhängen als Folge der ackerbaulichen Nutzung abgelagert wurden.

Die daraus resultierende Bodenverteilung zeigt vor allem in den Löß bedeckten Gebieten die regelhafte, reliefabhängige Abfolge von Parabraunerden an den Oberhängen und auf den Hochflächen, Pararendzinen und erodierten Parabraunerden an den Mittelhängen und Kolluvisole in den Mulden und an den konkaven Unterhängen. Aus verwittertem Trachyttuff haben sich Pseudogleye entwickelt; aus den Sedimenten der Hauptterrasse und aus den Fließerden sind Regosole und Braunerden hervorgegangen.

### **Methodik und Vorgehensweise**

Die Analyse der Boden-Substrat-Reliefbeziehungen geschieht mit einem Digitalen Höhenmodell (DHM) des Landesvermessungsamtes Nordrhein-Westfalen (10 m DHM) und einer bodenkundlichen Datenbank in ARC/INFO und ArcView.

Das DHM dient dazu, geomorphometrische Parameter (wie Neigung) und Objekte (z.B. Subeinzugsgebiete) abzuleiten. Primäre geomorphometrische Parameter lassen sich einteilen in einfache primäre Parameter, die mit Hilfe von sog. *'moving window'*-Operationen abgeleitet werden können (Neigung, Exposition oder Krümmung); komplexe primäre Parameter, wie z.B. die Einzugsgebietsgröße oberhalb eines Punktes oder die durchschnittliche Hangneigung in einem Subeinzugsgebiet werden mittels Analyse der gesamten Höhenmatrix berechnet; zusammengesetzte Parameter schließlich, wie der LS-Faktor der USLE oder der sog. *'soil moisture index'*,  $\ln(a/\tan \beta)$ , können aus obigen Größen berechnet werden (SCHMIDT & DIKAU 1999) und werden anschließend statistisch analysiert.

Die Bodendatenbank enthält derzeit Informationen zu etwa 300 Einträgen. Potentiell kommen für die Aufnahme über 1000 Profil- und Bohrstockbeschreibungen in Frage. Es handelt sich um eine relationale Datenbank in MS-Access, die inhaltlich in folgende vier Bereiche gegliedert ist (s. Abb. 1). Der zentrale Bereich enthält die Felddaten mit den Tabellen PROFIL und HORIZONT, in denen die codierten Informationen der Feldaufnahme gespeichert sind. Die Tabelle PARAM der Labordaten enthält die laboranalytisch ermittelten Werte. Im dritten Bereich der Datenbank, den Metadaten, sind übergeordnete Informationen abgelegt. Hierzu zählen z.B. Lageinformationen, Angaben zur Aufnahmesituation (DS-Tabelle) oder die CODE-Tabellen. Der vierte Bereich

schließlich umfaßt die in der Methodenbank gespeicherten Ableitungstabellen zur Ermittlung von Bodenkennwerten höherer Komplexität.

Umfang und vor allem Qualität der gespeicherten Daten ist sehr unterschiedlich: von derzeit etwa 70 Profilen liegen detaillierte Laboruntersuchungen vor, z.B.  $C_{org}$ -Gehalt, Korngrößenverteilung, Porenvolumen oder Phosphat-Gehalt, neben den üblichen im Feld bestimmbaren Bodeneigenschaften, wie Farbe, Horizontbezeichnung oder Bodenart; auf der anderen Seite stammen etwa 120 Datensätze von in Kartierkursen erhobenen Pürkhauer-Bohrungen. Der Evaluierung der Datenqualität kommt deshalb in der Datenbank besondere Bedeutung zu. Neben bodenkundlichen Basisdaten, erlaubt es die Struktur der Datenbank, auch Bodenkennwerte höherer Komplexität abzuleiten. Über

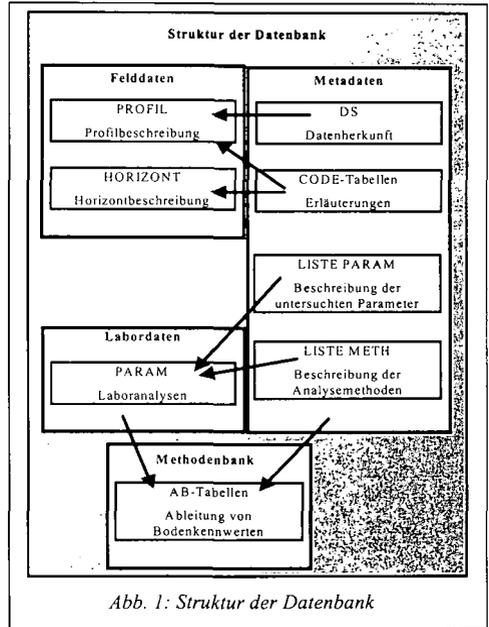


Abb. 1: Struktur der Datenbank

die Einbeziehung der o.g. Methodenbank (s. Abb. 1) können so kf-Wert, nutzbare Feldkapazität (nFK) oder K-Faktoren bestimmt werden (KIEFER 1997).

Über Tabellen werden die Bodeneigenschaften exportiert und nach ARC/INFO bzw. ArcView importiert. Hier und in speziellen Statistikprogrammen erfolgt die Analyse der Boden-Substrat-Reliefbeziehungen.

### Auswertungen & Ausblick

Zunächst werden die miteinander verschnittenen Daten optisch ausgewertet. Hier zeigen sich erste strukturelle Beziehungen zwischen Bodeneigenschaften und Reliefparametern, die in anschließenden statistischen Analysen quantifiziert werden. Die auf diese Weise gewonnenen Regeln bilden die Ausgangslage der Interpolation und damit der Regionalisierung der eindimensionalen Bohrdaten.

Die optische Auswertung der Bodentypen zeigt erwartungsgemäß die Verbreitung der bodenbildenden Substrate darüber hinaus aber auch reliefabhängige Muster (s. Abb. 2).

Die nächsten Schritte umfassen die quantitative und qualitative Erweiterung der Datenbank. Mit der Einbeziehung neuer Methoden wird das Anwendungsspektrum erweitert, über eine Schnittstelle

wird die Datenbank außerdem an ein GIS gekoppelt, so daß direkte räumliche Analysen möglich sind. Da es inhaltlich vor allem um den Prozess der Bodenerosion geht, werden die prä-erosive Bodenvergesellschaftung modelliert und die ökologischen Konsequenzen der historischen Bodenerosion anhand agrar-ökologischer Kennwerte quantifiziert.

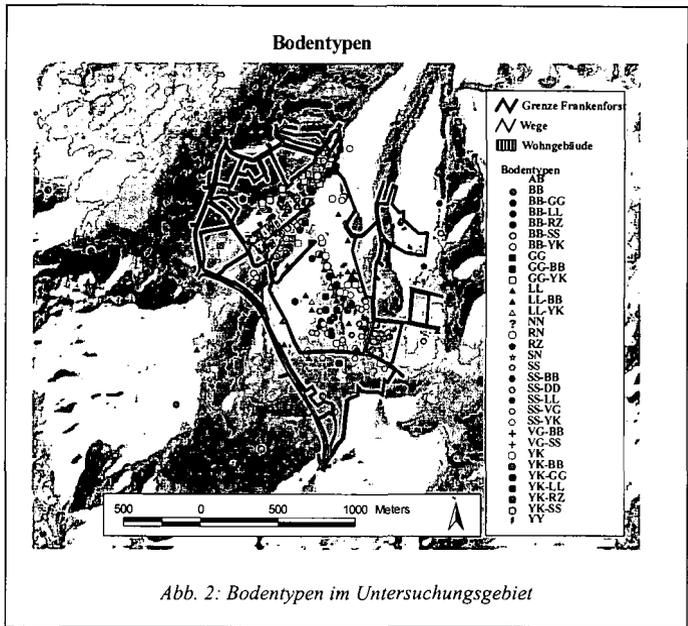


Abb. 2: Bodentypen im Untersuchungsgebiet

## Danksagung

Die Untersuchung erfolgt im Rahmen des Graduiertenkollegs 437 "Das Relief – eine strukturierte und veränderliche Grenzfläche", gefördert von der Deutschen Forschungsgemeinschaft und dem Land Nordrhein-Westfalen.

## Literatur

- BRINKMANN, J. (1998): *Modellierungen zu Boden-Reliefbeziehungen im Pleiser Hügelland*. Unveröff. Diplomarbeit, Geographie, Bonn.
- KIEFER, S. (1997): *Entwicklung einer bodenkundlichen Datenbank für das Versuchsgut Frankenfors – mit einem Auswertungsbeispiel zur potentiellen Bodenerosionsgefährdung*. Unveröff. Diplomarbeit, Bodenkunde, Bonn.
- OLSON, C.G. (1989): *Soil geomorphic research and the importance of paleosol stratigraphy to Quaternary investigations, Midwestern USA*. – Catena Supplement 16: 129 – 142.
- SCHMIDT, J. & R. DIKAU (1999): *Extracting geomorphometric attributes and objects from digital elevation models – semantics, problems and future needs*. – SAURER, H. & R. DIKAU [Hrsg.]: GIS for Earth Surface Systems. Analysis and Modelling of the Natural Environment. 136 – 153.

## Städtische Pedotope und ihre Funktionalisierung

Burghardt, W.

### 1 Einleitung

Die Bodenkunde tut sich schwer mit dem Bestandsschutz von vorhandenen Böden gegenüber Eingriffen. Dieser ist um so schwieriger, je höher der monetäre Bodenwert ist. Diese Situation liegt in Städten vor.

Es soll hier der Versuch einer verbesserten Bodendarstellung über die Ausweisung von Bodenarealen (Tab.1) vorgenommen werden. Dazu soll das Instrumentarium der städtischen Arealfunktionsausweisung betrachtet werden.

### 2 Pedologische Arealkennzeichnung

Wir haben es zu tun mit der Verschiedenartigkeit von Orten und somit auch mit verschiedenen Böden als Bestandteil von Orten. Die jeweilige kleinste inhaltlich homogene Bodeneinheit wird als Pedon (Tab.2) bezeichnet. Peda können zu Einheiten verschiedener Größen zusammengefaßt werden. Ihre Entsprechung finden sie in den Arealtypen Pedotop bzw. Pedotopkomplex.

Parallel hat sich dazu in der Biologie der Begriff Biotop (Tab.2) entwickelt. Er hat sich in der Arealkennzeichnung und Schutzgebietsausweisung durchgesetzt. Ähnliches fehlt in der Bodenkunde. Für die in Landschaftsgesetzen verankerten Eingriffsregelungen über Ausgleichsmaßnahmen oder Ersatzmaßnahmen liegen somit bisher keine pedologischen Verfahren der Arealkennzeichnung vor. Planer bemängeln dies und würden eine bodenkundliche Entsprechung der Arealkennzeichnung begrüßen.

#### Tabelle 1: Bedarf an pedologischer Arealkennzeichnung

- Boden einheitlicher Beschaffenheit, z.B. als Bodenform: Pedotop
  - ählich dem Biotop: durch spezifische Umwelt des Bodens an einem Standort
  - Lokalform der Pedotope, z.B. durch Einzelglieder einer Serie
- 

Ein Problem liegt in der Terminologie. Über das Biotop werden Böden und Luftraum und damit die Umwelt der Biozönose (des Biozöns = der Lebens-Gemeinschaft) gekennzeichnet, was über Begriffe aus der Biosphäre geschieht. Die Frage stellt sich nach einer Pedozönose, d.h. der Gemeinschaft von Böden an einem Ort und einer inhaltliche Neubelegung des Begriffs Pedotop zur Kennzeichnung der Umwelt des Bodens an einem Standort, der dann sinnverwandt und gemeinschaftlich mit dem Biotop in die Planung und das Flächenmanagement eingehen kann.

In einer Zeit starker und schnell wechselnder Umwelteinflüsse stellt sich die Frage des Einbezugs von Zustandsformtypen in eine Arealkennzeichnung. Das Kriterium der Sukzession bzw. Reife einer Standortentwicklung hat sich auch bei der Verwendung von Kriterien aus der Biologie in der Planung bisher nicht durchgesetzt. Die Bodenkunde sollte sich dem aber stellen und Methoden zur Kennzeichnung und Bewertung der Bodenentwicklungen nach Eingriffen auf verschiedenen Maßstabebenen entwickeln.

---

Tabelle 2: Ansätze und Vorschläge zur topischen Darstellung von Böden

Bezeichnung nach Haase 1973: **Inhaltstypen**  
**Arealtypen**  
**Zustandsformtypen**(Zeiteinfluß)

in den Geowissenschaften.

**Inhaltstypen**

**Pedon:** Kleinster räumlicher Ausschnitt eines Bodens von einheitlicher Beschaffenheit als Bodeneinheit, die Bodentyp und Substrat einschließt

**Polypeda:** Benachbarte Peda, die sich nur wenig unterscheiden

**Pedotopkomplex:** Aus mehreren Polypeda bestehend, bereits starker kleinflächiger Wechsel der Merkmale der Peda möglich

**Bodenschaft:** aus mehreren gleichen oder verschiedenen Pedotopkomplexen

**Arealtypen**

**Pedotop** (Haase 1968): Bezeichnung von Arealen räumlicher Geschlossenheit, die mit 'mehr oder weniger deutlichen Grenzen entweder an andere Kartierungseinheiten oder an Nicht-Boden(Hydrosphäre, Lithosphäre) stoßen'.

Landschaftsausschnitte, die nur durch eine Bodenform gekennzeichnet sind.

**Biotop:** Böden und Luftraum

**Ökotop:** Pedotop und Organismengesellschaft

**Pedofunktionstope:** Areale, die Bodenfunktionen in gleicher Weise erfüllen

**Pedoutilitätstope:** Areale gleicher Bodennutzungswirkung

---

Der Verluste des Individualcharakters von Landschaften durch Homogenisierung der Landschaftsausstattung erfolgt überwiegend über Eingriffe in die Bodendecke. Über Pedotoptypen muß daher die Kennzeichnung von Lokaltypen eines Pedotopes möglich werden, denn nur so kann dieses auch individuelle Berücksichtigung finden. Dementsprechend ist eine Terminologie für Lokalformen der Pedotope bereit zu stellen und in die Planung einzuführen.

Bei Böden werden heute überwiegend ihre Funktionen nachgefragt. Bodenfunktionen sind wie Böden selbst Arealmerkmale. Sie variieren mit ihrer topischen Ausbreitung. Entsprechend sind Pedofunktionstope (Tab.2) zu definieren und darzustellen. Auch hier sollten für ein besseres Vermittlung in der örtlichen Planung Lokaltypen erstellt werden. Kriterien und Verfahren der Ausweisung müssen erarbeitet werden.

Die Veränderung und Entwicklung, die Verteilung und Mustbildung von Böden ist häufig das Ergebnis der Bodennutzung und der mit dieser verbundenen Immissionen. Bei dieser engen Vernetzung stellt sich die Frage auch nach Pedoutilitätstope (Tab.2). Womöglich kennzeichnen sie ab einer bestimmten Nutzungsintensität besser als andere topische Formen die lokale Ausstattung mit Böden, Bodenfunktionen und die weitere Entwicklung der Zustandsformtypen der Böden.

Insgesamt läßt sich festhalten, daß der Schritt einer Verankerung pedotopologischer Inhalte in der Planung fehlt.

**2 Städtische Pedofunktionstope**

Pedofunktionstope werden aus der inhaltlichen Interpretation der Funktionen hinsichtlich Art, Zusammensetzung und Erfüllungsgüte von Pedotopen abgeleitet. Daher ist zunächst die

Kennzeichnung von Raum- und Stoffbestands- und morphologischen Profilmern städtischer Pedotope erforderlich. Daraus ergibt sich der Beschrieb der Lokalform eines städtischen Pedotopes. Die Inanspruchnahme von einzelnen Bodenfunktionen setzt entsprechende Nutzungen voraus. Die einzelnen Nutzungsformen sind arealtypisch und meist von nur einer oder einigen wenigen Bodenfunktionen abhängig. Eine Pedofunktionsbetrachtung sollte daher immer die Nutzung mit einbeziehen und deren Bodenabhängigkeit beschreiben. Der Arealbeschrieb eines Pedofunktionsstopes sollte Aussagen zu den besonderen nutzungsbezogenen und lokalen Merkmalen enthalten.

In den Tabellen 3 und 4 wurde dies für 2 Beispiele versucht. Das Pedofunktionsstop 'Erholungs- und Ausgleichsraum Lehm-schluff St. Franziskus' weist in 0 bis ca 30 cm Tiefe erhöhte Schadstoffgehalte um etwa 3mg/kg Cd und 500 mg/kg Zn auf, was zur Zeit durch den pH-Wert um den Neutralpunkt die Nutzung nicht beeinträchtigt

Tabelle 3: Pedotop- und Pedofunktionsstopbeschrieb

(1) Bodenareal als Pedotop, - genetische - Substrat- Merkmale	(2) Lokalität	(4) Nutzung	(5) Boden- abhängigkeit der Nutzung	(6) Pedofunk- tionstop
Pararendzina aus Hochbauschutt	Zeche Alma			
(3) Lokalform des Pedotopes				
Pararendzina aus Hochbauschutt Serie Zechenabbruch Alma, Serienmerkmal: trocken, arm scherfest		Naturnaher Lebensraum, stille Erholung	Geringe Nährstoff- und Wasservorräte, hohe Scherfestigkeit	Lebensraum Hochbauschutt Alma

Tabelle 4: Pedotop- und Pedofunktionsstopbeschrieb

(1) Bodenareal als Pedotop, - genetische - Substrat- Merkmale	(2) Lokalität	(4) Nutzung	(5) Boden- abhängigkeit der Nutzung	(6) Pedofunk- tionstop
Pseudovergleyte Braunerde aus umgelagerten Lehmschluff über Lehmstalten	St. Franziskus Krankenanstalten			
(3) Lokalform des Pedotopes				
Braunerde-Lehmschluff, Serie Schichtlehmschluff St. Franziskus		Erholung, Niederschlagswasserversickerung	gute Durchlässigkeit, neutrale Reaktion, belebt, nährstoffhaltig, nicht schadstofffrei	Erholungs- und Ausgleichsraum Lehm-schluff St. Franziskus

### 3 Bodenfunktionsgruppen und Differenzierung des Bodenfunktionskonzeptes

Die im Bodenschutzgesetz der Bundesrepublik Deutschland angeführten Bodenfunktionen bilden nicht eine einheitliche Gruppe. Es lassen sich drei Gruppen unterscheiden, die in Tabelle 5 kurz dargestellt sind. Weiterhin sollten die einzelnen Bodenfunktionen differenziert werden und sich strikt an den regionaltypischen Merkmalen der einzelnen Landschaften und damit auch von einzelnen Stadtlandschaften bis hin zu den Merkmalen einzelner Parzellen orientieren. Wird diesem Grundsatz nicht gefolgt, besteht die Gefahr der Uniformierung der Bodendecke nach Kriterien zur Erfüllung von einigen wenigen Bodenfunktionen, die für unsere heutige Lebensweise wichtig erscheinen, was aber nicht so bleiben muß. Die Schaffung der Kulturlandschaft durch Entwässerung ist ein deutliches Beispiel hierfür. Die Stadt wird außerdem ein anderes Spektrum an Bodenfunktionen und deren Kombinationen aufweisen als die freie Landschaft. Eine weitergehende Entwicklung des Bodenfunktionskonzeptes ist somit in mehreren Richtungen erforderlich.

Tabelle 5: Kriterien der Untergliederung von Bodenfunktionen in der Stadt

	Kriterium	Funktion	Beispiele
A	Immer oder fast immer vorhanden, Gliederung nach Erscheinungsformen	Lebensraum, Lebensgrundlage	Lebensraum Aschespülhalde, Lebensgrundlage Aschephiler Organismen
		Bestandteil des Naturhaushaltes	Naturhaushalt der Pflastersteinpeda, der Peda der Einzelhausbesiedlung
		Archiv der Natur-, Kultur-, Industrie-, Nutzungs- etc.- geschichte	Relikt Gleye als Archiv der Grundwasserbewirtschaftung
B	Funktionen unterschiedlich erfüllt, Bewertung der Bodeneigenschaften	Abbau-, Ausgleichs- Aufbaumedium	Wasserversickerungsfläche, Immissionsfläche, Friedhof
		Biotische Produktion, Grünvolumen	Parkanlagen, Gärten
		Rohstofflagerstätte, Bodenrecycling	Bergehalde, Bauschuttlage, Abfaldeponie
		Erholung	Abwechslungsreiche Grünfläche, Landschaftsbauwerk
C	Bodenfunktionen sind von untergeordneter Bedeutung	Siedlung	Geringe Tragfähigkeit, kann technisch behoben werden
		Verkehr, Ent- und Versorgung	

#### Literatur

Haase, G. (1968): Pedon und Pedotop. In: Barthelt, H. (Hrsg), Landschaftsforschung. VEB Hermann Haack, 57-76.  
 Haase, G. (1973): Zur Ausgliederung von Raumeinheiten der chorischen und der regionischen Dimension - dargestellt an Beispielen der Bodengeographie. Petermanns Geographische Mitteilungen 117, 81-90.

## Genese, Systematik und Ökologie permafrost-geprägter Böden in einem Transekt von der mittleren Taiga zur Waldtundra, Sibirien

Bussemer, Sixten<sup>1)</sup> und Guggenberger, Georg<sup>2)</sup>

### Einleitung

Permafrost-geprägte Böden bedecken 13% der Landoberfläche bzw. 65% jener Rußlands (Bockheim et al., 1994). Viele dieser periglaziären Bodenlandschaften sind jedoch aufgrund ihrer schlechten Zugänglichkeit meist nur kleinmaßstäbig untersucht (Bodenkarte Russlands, 1995) und mittels westlichen Klassifikationssystemen kaum erfasst. Ein Ziel unserer Arbeiten war daher die Kennzeichnung von Wasserscheidenböden verschiedener Landschaftsgürtel mit vergleichbarem Ausgangssubstrat im permafrost-geprägten unteren Jenissejgebiet nach AG Boden (1994) und Soil Survey Staff (1998) in einem Nord-Süd-Transekt. Die latitudinale Gliederung von Klima- und Vegetationszonen erlaubte darüber hinaus die Untersuchung des Klimaeinflusses auf die organische Bodensubstanz (engl. soil organic matter; SOM) entlang des Transektes.

### Arbeitsgebiet

Für unsere Untersuchungen wählten wir das Gebiet am unteren Jenissej etwa zwischen Turuchansk (65 °N) und Dudinka (70 °N). Das Gebiet umfaßt die Vegetationszonen der mittleren Taiga im Süden, der nördlichen Taiga in der Mitte und der Waldtundra im Norden. Die mittlere Jahrestemperatur variiert zwischen -7.6 °C im Süden und -10.7 °C im Norden, wobei der Temperaturgradient im Sommer mit 10.4 °C in Turuchansk und 5.7 °C in Dudinka stärker ausgeprägt ist. Die Sommerniederschläge betragen im gesamten Arbeitsgebiet ca. 150-200 mm. Einhergehend mit dem Temperaturgradienten nimmt die Tiefe der sommerlichen Auftauzone der Böden von 0.6-2 m im Norden auf >3 m im Süden zu und die Mächtigkeit des Permafrostes von 100-200 auf <50 m ab (Karpov und Baranovskij, pers. Mitt.). Die Bodenproben wurden auf der Karginsker Terrasse gezogen, welche interstadial (ca. 59-24 ka vor heute) angelegt wurde und glazifluvialer bzw. glazilimnischer Genese ist (zusammengestellt in Bussemer und Guggenberger, 1998). Die Karginsker Terrasse zieht sich von Turuchansk bis zur Mündung am Ostufer des Jenissejs. Sie liegt etwa 50 m (S) bis 20 m (N) oberhalb der Normalwasserlinie und wird nicht von den Hochwässern erfasst. Das Substrat ist sehr homogen Grobschluff bis Feinsand. Die Vegetationszonen der mittleren und nördlichen Taiga werden im Arbeitsgebiet von Übergängen der sog. „Hellen“ und „Dunklen Taiga“ geprägt mit dichten Mischbeständen v.a. aus *Larix sibirica*, *Picea obovata* und *Pinus sibirica* in der mittleren Taiga und lichtereren Beständen derselben Baumarten in der nördlichen Taiga. Die nördliche Waldgrenze in der Vegetationszone der Waldtundra bildet hingegen ein Reinbestand aus *L. sibirica*.

<sup>1)</sup> Institut für Geographie, Ludwig Maximilians-Universität, Luisenstraße 37, 80333 München

<sup>2)</sup> Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, D-95440 Bayreuth

## Methoden

Entlang des Transektes beproben wir acht Bodenprofile von etwa 2 x 1 x 1 (Tiefe) m horizontweise beginnend von unten. Die Klassifikation der Böden erfolgte nach AG Boden (1994) und Soil Survey Staff (1998). Innerhalb von zwei Tagen wurden sämtliche Proben getrocknet und später mittels Standardverfahren untersucht hinsichtlich pH, Textur, pedogene Fe- und Al-Oxide und Gesamtgehalten an C und N. Die chemische Zusammensetzung von SOM analysierten wir hinsichtlich pflanzenbürtigen Lignins (CuO-Oxidationsmethode nach Hedges und Ertel, 1982), mikrobiell synthetisierten Aminosackern (HCl-Hydrolyse nach Zhang und Amelung, 1996) und pyrogenen Kohlenstoffs (HNO<sub>3</sub>-Aufschluss nach Glaser et al., 1998). Stabile C- und N-Isotope der Auflagen- und Mineralbodenproben wurden an einem Finnigan MAT deltaS-Gerät gemessen.

## Entwicklung und Klassifikation der Böden in den Vegetationszonen

Die Ergebnisse der pedogenen Untersuchungen sind in Abb. 1 zusammengefasst. Alle Böden weisen eine dicke rohumusartige Auflage auf. Die Bodenentwicklung im Mineralboden hängt wesentlich von der Wärmemenge im Sommer und der damit verbundenen Auftautiefe des Permafrostes ab. Im Süden konnte der Permafrost nicht ergraben werden, wohingegen er im Norden teilweise schon in einer Tiefe von 50 cm anstand. Generell geht die geringere Mächtigkeit der Auftauzone im Norden mit stärker ausgeprägten hydromorphen Merkmalen und höheren Wassergehalten im Gelände einher. Im Norden des Untersuchungsgebietes dominieren Gleye. Im südlichen Abschnitt herrschen demgegenüber terrestrische Bodenbildungen vor, die durch Stauwassereinfluss geprägt sind. Ursächlich für die in den südlicheren Böden beobachtete Pseudovergleyung sind wahrscheinlich sowohl Haftnässe ( $\Sigma fU, mU, gU$  und  $fS > 70\%$ ) als auch stauende Unterbodenhorizonte (größere Lagerungsdichte, plattiges Gefüge). Die Böden der mittleren Taiga weisen alle Bv-Horizonte auf mit deutlicher Verlehmung und Anreicherung pedogener Oxide. Sie sind daher meist als Subtypen der Braunerde anzusprechen. Nach Norden hin werden diese Verwitterungsmerkmale schwächer und verschwinden.

Auch mittels Klassifikation nach Soil Survey Staff (1998) lässt sich ein Gradient der Bodenentwicklung nachvollziehen, und zwar von Cryepts (mittlere Taiga) über Cryaquepts (nördliche Taiga) zu Cryaquepts und Gelsiols (Waldtundra). Im Gegensatz zur Bodenkarte Russlands (1995), welche für das gesamte Arbeitsgebiet „Kryotaigaböden“ ausweist, zeigen unsere Untersuchungen somit eher eine zonale Anordnung der Böden.

## Organische Bodensubstanz entlang des Klimagradienten

Die Vorräte an organischem Kohlenstoff schwanken zwischen 100 und 275 Mg ha<sup>-1</sup> m<sup>-1</sup> Bodentiefe und zeigen ein Maximum in den Böden der nördlichen Taiga. Dies ist wahrscheinlich auf die noch hohe Primärproduktion (relative hohe Sommertemperatur) und der gleichzeitigen Behinderung des Abbaus von SOM aufgrund bereits ausgeprägter Hydromorphie bis teils in den Oberboden zurückzuführen. Die Ausbeute der organischen Substanz an ligninbürtigen CuO-Oxidationsprodukten (VSC) nimmt von Süden nach Norden ab (Abb. 2). Gleichzeitig steigt der Grad der Seitenkettenoxidation (ac/al<sub>v</sub>) des verbleibenden Lignins. Zusammen belegen beide Parameter einen höheren Abbaugrad des Lignins in den nördlichen Profilen. Dies ist wahrscheinlich auf den

N (69°)

S (65°)

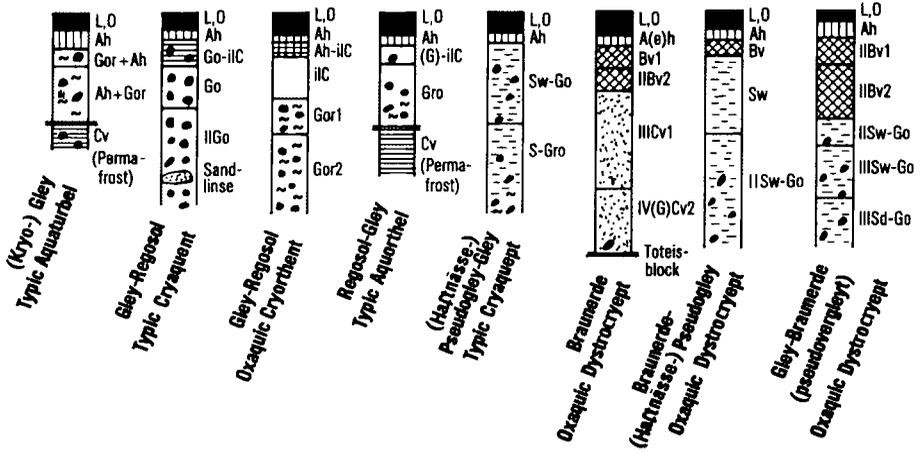


Abb. 1. Böden im Arbeitsgebiet klassifiziert nach AG Boden (1994) und Soil Survey Staff (1998).

geringeren Input an frischer Wurzelstreu in den nördlicheren Böden zurückführen (die Durchwurzelungsdichte in den Mineralbodenhorizonten war geringer als in jenen der südlichen Böden). Gegenläufig zum Lignin verhalten sich die Amino Zucker als Maß für mikrobielle Zellwandrückstände im Boden. Der Kohlenstoff-bezogene Gehalt dieser mikrobiell synthetisierten Verbindungen steigt nach Norden hin an. Ein tendentiell engeres Verhältnis von Glucosamin zu Muraminsäure in den Böden unter nördlicher Taiga und Waldtundra als in jenen der mittleren Taiga deutet einen größeren Anteil an Bakterien an der Zersetzergemeinschaft an. Die Böden der mittleren Taiga sind demgegenüber reicher an pyrogenem Kohlenstoff. Dies bestätigt die häufigen Holzkohlefunde in den oberen Horizonten dieser Böden. Allerdings konnte auch in den weiter nördlich gelegenen Böden teils hohe Gehalte an pyrogenem Kohlenstoff gemessen werden.

Der Tiefenverlauf von  $\delta^{13}\text{C}$  und  $\delta^{15}\text{N}$  in den Profilen macht Methanogenese und  $\text{N}_2\text{O}$ -Produktion in allen Böden wahrscheinlich. Eine stärkere Isotopendiskriminierung in den südlicheren Böden weist darauf hin, dass diese Prozesse dort verstärkt ablaufen. Verantwortlich hierfür sind ein höherer Gehalt an verfügbaren primären C-Ressourcen, eine längere Auftauphase des Bodens und höhere Bodentemperaturen. In allen Böden konnte eine Inkonsistenz der Tiefenverläufe von  $\delta^{13}\text{C}$  und  $\delta^{15}\text{N}$  beobachtet werden. Während  $\delta^{13}\text{C}$  nicht nur im Oberboden sondern auch im Unterboden infolge mikrobieller Umsätze ansteigt, nimmt  $\delta^{15}\text{N}$  im Profil zunächst stark zu, um dann im kalten Unterboden wieder abzunehmen. Diesen Befund können wir derzeit nicht erklären. Allerdings lassen jüngere Befunde aus Inkubationsstudien vermuten, dass bei tiefen Temperaturen die C- und N-Kreisläufe voneinander entkoppelt sein können.

Die Ergebnisse lassen schließen, dass bei einer Verschiebung der Klimazonen nach Norden zwar die jetzigen Böden der Waldtundra wahrscheinlich mehr C speichern können, u.U. aber die Emission klimarelevanter Spurengase ebenfalls zunehmen kann.

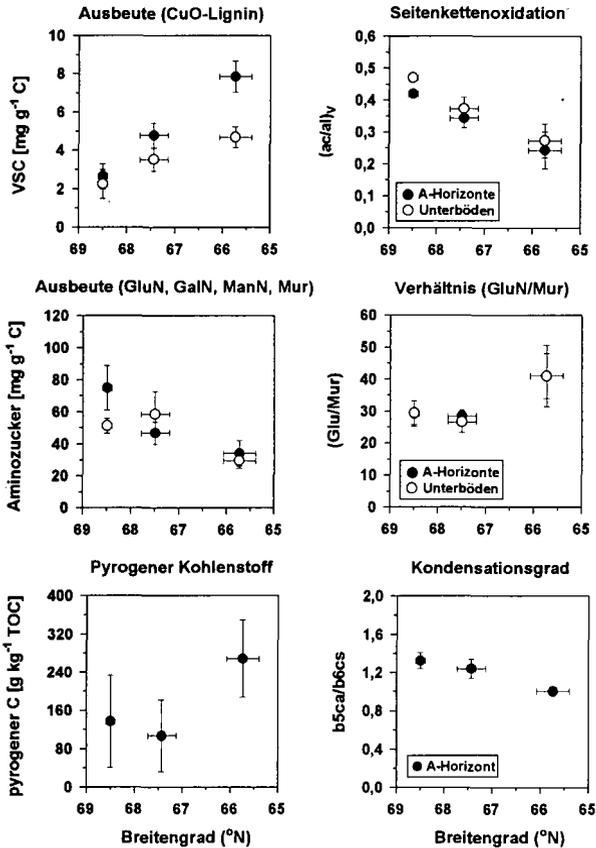


Abb. 2. Zusammensetzung von SOM in Böden der Waldtundra, nördlichen Taiga und mittleren Taiga hinsichtlich ligninbürtiger Phenole, mikrobieller Aminosucker und pyrogenen Kohlenstoffs.

## Literatur

- AG Boden (1994) Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Auflage. Hannover.
- Bockheim, J.G., Ping, C.L., Moore, J.P. und Kimble, J.M. (1994). In: Kimble, J.M. und Ahrens, R. (Eds.). *Proceedings of the Meeting on Classification, Correlation, and Management of Permafrost-affected Soils*. USDA-SCS, Washington, DC, S. 25-45.
- Bussemer, S. und Guggenberger, G. (1998). *Mitt. Geograph. Gesellsch. München* 83, 137-155.
- Glaser, B., Haumaier, L., Guggenberger, G. und Zech, W. (1998). *Org. Geochem.* 29, 811-819.
- Hedges, J.I. und Ertel, J.R. (1982). *Anal. Chem.* 54, 1803-1807.
- Bodenkarte Russlands (1995). *Bodenkarte der Russischen Föderation und benachbarter Staaten 1:4000000*. Bearbeitet von Gavrilova, I.P., Gerasimova, M.I., Bogdanova, M.D. und Glasovskaja, M.A., Moskau (russ.).
- Soil Survey Staff (1998). *Keys to Soil Taxonomy*, 8th ed. Internet version: <http://www.statlab.iastate.edu/soils/keytax/KeystoSoilTaxonomy1998.pdf>.
- Zhang, X. und Amelung, W. (1996). *Soil Biol. Biochem.* 28, 1201-1206.

# Analyse unterschiedlicher methodischer Ansätze zur Ableitung und Bestimmung der Trockenrohdichte ( $\rho_t$ ).

M. W. Dahlhaus\* & H. Wetzel\*\*

## Einleitung

Die Trockenrohdichte ( $\rho_t$ ) wird in fast allen Pedotransferfunktionen sowie in den Tabellen der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA4) zur Charakterisierung der hydraulischen Eigenschaften ( $\theta(\psi)$ ;  $K(\psi)$ ) eines Bodenhorizontes als ein zentraler Eingangsparameter herangezogen. Sollen mit den so abgeleiteten hydraulischen Eigenschaften Gebietswasserhaushalte simuliert werden, so ist die Kenntnis der räumlichen Verteilung der Trockenrohdichte unerlässlich. Großmaßstäbige Bodeninformationen in Form einer modernen Bohrstockkartierung liegen für das Bundesgebiet nur für geringe Flächenanteile vor. Aus diesem Grunde wird im Zuge der Modellierung von Gebietswasserhaushalten häufig auf die übersetzten Profilbeschreibungen der Reichsbodenschätzung und der Forstlichen Standortskartierung zurückgegriffen. Im Falle der Trockenrohdichte enthalten diese Quellen nur sehr eingeschränkt Informationen, die sich direkt übersetzen lassen, so daß zumeist Ableitungsregeln aus den zuvor übersetzten Daten aufgestellt werden und die Trockenrohdichten in Anlehnung an die Tabellenwerke der KA4 lediglich drei Klassen zugeordnet werden.

Im Rahmen des von der DFG finanzierten Verbundvorhabens „Beschreibung des flächenhaften Bodenwassertransports im Einzugsgebietsmaßstab unter besonderer Berücksichtigung der Bodenvariablen“ lag deshalb der Schwerpunkt auf der Erstellung eines differenzierteren, intersubjektiven Ableitungsverfahrens.

## Methoden

Mit freundlicher Unterstützung des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein konnte der komplette Labordatenbank-Bestand des BODIS-SH mit Ausnahme der Marschen ( $n = 2197$ ) mit einem Classification And Regression Trees Programm (CART 2.0) ausgewertet werden. CART 2.0 ist ein besonders leistungsfähiges explorativ-statistisches Analyseprogramm aus der Gruppe der AID-Verfahren (Automatic Interaction Detection). Diese ermöglichen eine Analyse multivariabler Datensätze bei asymmetrischer Fragestellung. Eine asymmetrische Fragestellung liegt dann vor, wenn Zusammenhänge zwischen einer (abhängigen) Zielvariablen (ZV) und mehreren - als Prädiktoren bezeichneten - unabhängigen Variablen (P) aufgedeckt werden sollen. AID-Verfahren identifizieren unter der Berücksichtigung aller Prädiktoren in welcher Weise diese in Form von Haupteffekten und/oder Interaktionen statistisch bedeutsam sind für die Variation der Zielvariablen:

ZV =  $\rho_t$

P1 = Geogenese

P2 = Bodenart

P3 = Nutzung

P4 = Horizontbezeichnung    P5 = Organischer Kohlenstoff

Da es sich bei der im Labor ermittelten Trockenrohdichte ( $\rho_t$ ) um eine metrisch skalierte Zielvariable handelt, wurde auf ein regressionsanalytisches Modell zurückgegriffen, das auf der Methode Least Squares (LS) basiert. Im Zuge der CART-Analyse entsteht ein hierarchisch gegliederter Entscheidungsbaum, der die Interpretation des Klassifikationsergebnisses erheblich erleichtert, da er sich quasi von selbst kommentiert (Abb. 1). Dennoch muß ein solches Ergebnis noch einmal statistisch überarbeitet werden, da durch die hierarchische Vorgehensweise am Ende in sehr unterschiedlich zusammengesetzten Gruppen vergleichbare Mediane und Häufigkeitsverteilungen auftreten können.

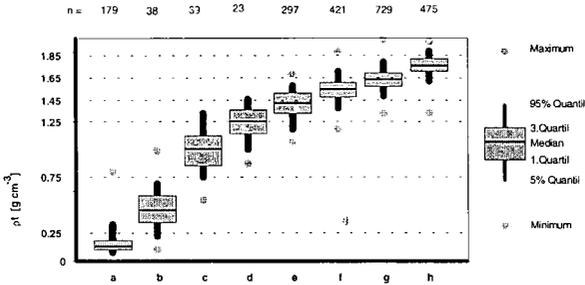
\* Ökologie-Zentrum Kiel, CAU Kiel

\*\* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, CAU Kiel



**Ergebnisse und Diskussion**

Nach einer Überprüfung der statistischen Kenngrößen der benachbarten Einzelgruppen und einer entsprechenden Zusammenlegung konnten aus den zunächst ermittelten 17 Gruppen (Abb. 1) acht in sich schlüssige Gruppen ausgewiesen werden (Abb. 2).



**Abb. 2:** Statistische Kenngrößen der Trockenrohdichte-Verteilungen für die ausgewiesenen Gruppen gleicher Merkmalsausprägung (vgl. Abb. 1)

Für Mineralböden konnten sechs (c bis h) und für Moorböden zwei Merkmalsgruppen (a + b) statistisch abgesichert identifiziert werden (Abb. 1 u. 2).

Damit gelingt es, den Bereich der - aufgrund hoher organischer Substanzgehalte - extrem locker gelagerten Moorböden zu differenzieren. Mit der Gruppe c konnte für Mineralböden im anmoorigen Bereich eine Zuweisung sehr geringer Trockenrohdichten ( $\rho_{rt} = 1,01$ ) ermöglicht werden. Darüber hinaus fällt auf, daß drei Gruppen der Mineralböden (d, e, g) fast genau die Klassengrenzen der Trockenrohdichteklassen der KA4 treffen (1,25; 1,45; 1,65) und lediglich zwei die Mitte. Bei Betrachtung der Haupteinflußgrößen auf die Variation der Trockenrohdichte fällt besonders der organische Kohlenstoff auf. Dieser Sachverhalt wurde noch einmal untersucht, indem der hierarchisch strukturierte Entscheidungsbaum (Abb.1) hinsichtlich seiner tatsächlichen Inhalte überprüft und gemäß der neun ausgeschiedenen Gruppen systematisiert wurde (Abb. 2).

**Tab. 1:** Vergleich der mit Hilfe der CART-Analyse bestimmten Klassengrenzen für die Corg- und Humusgehalte, den dazugehörigen Gruppen der Trockenrohdichte und die Zuordnung zu den Klassen und Klassengrenzen der KA4

Gruppen	CART		KA4	
	Klassengrenzen Corg [%]	Klassengrenzen Humus [%]	Zugeordnete Humusstufe	Klassengrenze Humus [%]
g,h	0 - 0,36	0 - 0,61	h1	0 - 1
f2,e3	0,36 - 1,3	0,61 - 2,2	h2	1 - 2
f1	1,3 - 2,1	2,2 - 3,6	h3	2 - 4
e2	1,3 - 2,8	2,2 - 4,8	h3	4 - 4
d, e1	2,8 - 6,0	4,8 - 10,2	h4	4 - 8
c	6,0 - 16,8	10,2 - 28,2	h5	8 - 15
		28,2 - 63	h6	15 - 30
b	16,8 - 36,1	28,2 - 63	h7	> 30
a	> 36,1	> 63	h7	> 30

So nimmt die Trockenrohdichte mit abnehmendem organischen Kohlenstoffgehalt zu. Die Klassengrenzen des organischen Kohlenstoffgehaltes sind dabei gleichzeitig in sehr guter Übereinstimmung mit der in der KA4 vorgenommenen Einteilung der Gehalte an organischer Substanz im Boden (Tab. 1).

### **Schlussfolgerungen**

Am Beispiel der Trockenrohdichte - einem für zahlreiche bodenhydrologische Modellierungen unverzichtbaren Bodenmerkmal - wurde gezeigt, wie sich mit Hilfe explorativ-statistischer Analyseinstrumente Expertenaussagen generieren lassen, die eine differenzierte, intersubjektive Auswertung bodenkundlicher Fremddaten ermöglichen.

Damit konnte aufgezeigt werden, wie die Labordatenbestände der Staatlichen Geologischen Dienste dazu herangezogen werden können, um die Übersetzungsregeln für die Daten der Reichs- bodenschätzung und der Forstlichen Standortskartierung zu verbessern.

So wurden für die Trockenrohdichte stärker differenzierte, statistisch gesicherte Standardwerte definiert, die im Falle fehlender oder nicht übersetzbarer Angaben zum Bodenmerkmal Lagerungsdichte Verwendung finden.

Darüber hinaus bietet die Zuweisung von Medianen zu einer definierten Merkmalskombination die Möglichkeit, im Rahmen von Modellrechnungen die entsprechenden Verteilungsfunktionen, ihre Standardabweichungen und Vertrauensintervalle zu berücksichtigen.

Damit wurde ein erfolgversprechender Schritt auf dem Wege zur flächendeckenden Bereitstellung nachvollziehbar gewonnener, großmaßstäbiger Bodeninformationen begangen.

## **Bodengenetische Interpretation von Podsolen im Buntsandstein-Odenwald**

von

Dambeck, R.\*

### **Einleitung**

Kleinräumig ausgebildete Bodenverhältnisse mit sehr variabel angeordneten Vergesellschaftungen von Braunerden und Podsolen werden als typisch für S- bis NW-exponierte Ober- und Mittelhänge sowie Kuppen- und Spornlagen des Buntsandstein-Odenwaldes beschrieben (FRIED 1984; EMMERICH 1994). In diesen Reliefpositionen dominieren Braunerden variierender Podsoligkeitsgrade (SEMMELE 1975) und Braunerde-Podsole, die eine für solche Mittelgebirgslagen charakteristische Entwicklungstiefe von 40-70 cm aufweisen. Typische Podsole kommen vergleichsweise untergeordnet vor und sind oft durch überdurchschnittliche Solummächtigkeiten von 70-100 cm gekennzeichnet.

Die regional vorherrschende Geofaktorenkonstellation – hohe annuelle Niederschläge von 900-1100 mm, geringe Jahresmitteltemperaturen von 7,0-8,8 °C, sandige Ausgangssubstrate der Bodenbildung über Gesteinen des Unteren und Mittleren Buntsandsteins, verbreitete Nadelforsten – lässt zwar günstige Voraussetzungen für die Podsolgenese erwarten. Aufgrund der Tatsache, dass mächtige Eisenhumuspodsole über Distanzen von wenigen Metern mit schwach podsoligen Braunerden abwechseln können, ist daraus jedoch keine zwingende Erklärung zu den Entstehungsursachen des unregelmäßig ausgeprägten Bodenmosaiks von Podsolen und Braunerden abzuleiten.

Zwecks weiterer Ursachenforschung wurde das Verteilungsmuster von Podsolen im Gebiet zwischen Grasellenbach (TK 25 6319 Erbach) und Affolterbach (TK 25 6419 Beerfelden) ermittelt. Aufgrund der Annahme von EMMERICH (1984), Podsole seien in der Region häufig an eine "holozäne Oberlage" gebunden, wurde an Referenzprofilen die Vertikalabfolge bodenbildender Deckschichten untersucht.

### **Material und Methoden**

Die Auswahl von Referenzstandorten sowie die Aufgrabung und Beprobung von acht Referenzprofilen erfolgte auf Basis umfangreicher Geländearbeiten mit etwa 300 1m-Pürckhauer-Bohrungen (9 Bohrcatenen, 0,5 ha Detailkartierung), die in verschiedenen Reliefbereichen unter Berücksichtigung von Geologie, Morphologie, Vegetation und Exposition angelegt wurden (DAMBECK 1996).

\* JWG-Universität, Inst. f. Physische Geographie, PF 11 19 32, 60054 Frankfurt/M. (e-mail: Dambeck@em.uni-frankfurt.de)

Tab. 1: Ergebnisse von Schwermineralanalysen für das Referenzprofil "Dachsbrunnen"

Deckschicht.	Horizont	LST-Mineralie				Buntsandsteinminerale		
		Braune Horabl.	Titanit	Augit	Agirin-augit	Turmalin	Zirkon	Rutil
Holozänlage (Lholoz)	II IAe	—	1	—	—	90	102	13
Hauptlage (LH)	III Bhs+Bsv	5	1	5	2	131	50	12

Hinsichtlich von Entstehungsursachen der Holozänlage lassen zahlreiche Lesesteinhaufen und Relikte ehemaliger Meilerplattformen eine frühere Nutzung (Hack- und Röderwaldwirtschaft, Köhlerei) des Gebietes erkennen. Nach dem Habitus (petrographischer Charakter, unregelmäßige Lagerung des Bodenskelettes, Skelettanteil) zu urteilen, handelt es sich bei der Holozänlage um Äquivalente von "anthropogenem Schutt" (FRIED 1984) bzw. "holozäner Oberlage" (EMMERICH 1994).

### Schlußfolgerungen

Mächtige Podsole sind im Arbeitsgebiet an die Verbreitung einer stark sandigen (Ss, Su<sub>2</sub>) holozänen Deckschicht gebunden, deren Entstehung anthropogen induziert wurde. Als Ursache des kleinräumigen Bodenmosaiks von z.T. mächtigen Podsolen mit kolluvial überdeckten Braunerden wird die räumlich variierende lithofazielle Ausprägung der nahezu flächenhaft vorkommenden holozänen Deckschicht angesehen. Die holozänen Ablagerungen stellen korrelierte Sedimente der Bodenerosion dar, deren Mächtigkeit in Abhängigkeit vom "Paläorelief" örtlich stark variiert (vgl. Abb.1).

Die lithofazielle Beschaffenheit der Holozänlage beeinflusst die Bodenbildung. In vermutlich durch Umlagerung selektiv an Feinmaterial verarmten Solumsedimenten sind Podsole entwickelt, während primär ton- und schluffreichere Substrate kolluvialen Charakter aufweisen und keine über schwache Podsolierungsmerkmale hinausgehende Pedogenese erkennen lassen (vgl. Abb.1).

Eine Kennzeichnung der Holozänlagen als "holozäne Oberlagen" (EMMERICH 1994) unterbleibt, da diese Lagen nicht der Definition für Oberlagen entsprechen (AK BODENSYSTEMATIK 1998: 177).

### Literatur

- ARBEITSKREIS BODENSYSTEMATIK [HRSG.] (1998): Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands.- Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., 86(1): XII + 180 S.; Hannover.
- DAMBECK, R. (1996): Bodengeographische und -genetische Interpretation von Podsolen im Buntsandstein-Odenwald.- Dipl.-Arb. JWG-Univ. Frankfurt/M., Fachber. Geogr.: 111 S., 14 Abb., 34 Tab., 8 Fot., 1 Kt.-Beil.; Frankfurt/M.
- EMMERICH, K.-H. (1994): Podsole im Buntsandstein-Odenwald.- Geol. Jb. Hessen, 122: 173-184, 2 Abb.; Wiesbaden.
- FRIED, G. (1984): Gestein, Relief und Boden im Buntsandstein-Odenwald.- Frankfurter geowiss. Arb., D4: 201 S., 57 Abb., 11 Tab.; Frankfurt a. M.
- MCKEAGUE, J. R. (1967): An evaluation of 0,1 M pyrophosphate and pyrophosphate-ditionite in comparison with oxalate as extractants of the accumulation products in podzols and other soils.- Can. J. Soil Sc., 47: 94-99, 3 tabs.; Ottawa/Can.
- SEMMEI, A. (1975): Schuttdecken im Buntsandstein-Odenwald.- Aufschl., Sonderbd. 27: 321-329; Heidelberg.

Dem Hessischen Landesamt für Bodenforschung (HLfB), Wiesbaden, danke ich für die Überlassung von Untersuchungsergebnissen.

An den Referenzprofilen wurden diverse pedogenetisch relevante Parameter laboranalytisch ermittelt:

- Korngrößenverteilung des Feinbodens nach Köhn (DIN 19683, 2)
- pH-Wert in 0,01 M CaCl<sub>2</sub> (DIN 19684, 1)
- C<sub>org</sub>-Bestimmung durch Naßveraschung (DIN 19684, 2)
- Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub>-extrahierbare C- und Fe-Fraktion nach MCKEAGUE (1967). C<sub>p</sub>-Bestimmung durch Naßveraschung (DIN 19684, 2), Fe<sub>p</sub>-Bestimmung am Eluat mittels AAS (Perkin Elmer 2380)
- Pedogene Oxide: Fe<sub>o</sub> mit NH<sub>4</sub>-Oxalat-Oxalsäure (DIN 19684,6), Fe<sub>a</sub> nach MEHRA & JACKSON (1960)
- Hauptelemente: RF-Analyse im Schmelzaufschluß (Li<sub>2</sub>B<sub>4</sub>O<sub>7</sub>-Schmelztabletten) am SRS-300
- Schwermetalle: Königwasserextraktion (DIN 38414,7) und Messung am AAS (Varian Spectr AA-20).
- Schwerminerale (Fraktion 63-200µm): Naßsiebung nach Vorbehandlung mit 0,1 N Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub>-Lösung bzw. Kochen mit HCl (25%) im Wasserbad. Schwereretrennung mit Natriumpolywolframat (10min, 4000 U/min).

## Ergebnisse

Die Gesamtheit der Untersuchungsergebnisse deutet auf eine Schichtung der Podsole im Sinne der Deckschichtenabfolge Holozänlage(n)-Hauptlage-Basislage(n) hin. Wesentliche Schichtungskriterien stellen signifikant unterschiedliche Skelettanteile der einzelnen Lagen dar, die ebenso wie die häufig lagenabhängig variierende Einregelung größerer Skelettkomponenten nicht pedogenetisch erklärbar sind (vgl. Abb. 1). Hinweise auf eine entsprechende Schichtung liefern auch – nachstehend nicht dargestellte – geochemische Parameter (Hauptelemente, Schwermetalle, pedogene Oxide), deren Vertikalgradienten an den Schichtgrenzen jeweils signifikante Konzentrationssprünge erkennen lassen. <sup>14</sup>C-AMS-Analysen an Holzkohlen (van der Borg, Utrecht), die stets nur in den Holozänlagen nachweisbar waren, lieferten holozäne Alter (vgl. Abb. 1). Die Stratifizierung der Hauptlage erfolgte schwermineralogisch (Thiemeyer/Schmitt, Frankfurt) über Spektren von Laacher See-Tephra (LST; vgl. Tab. 1).

Podsole sind nur in stark sandigen Holozänlagen (Bodenart: Ss-Su2) entwickelt (vgl. Abb. 1, Lholo<sub>2</sub>). Holozäne Substrate mit höheren Schluff- und Tonanteilen (Bodenart: Sl2-Ls2) besitzen dagegen zumeist kolluvialen Charakter und zeigen allenfalls Anzeichen schwacher Podsoligkeit (vgl. Abb. 1, Lholo<sub>1</sub>). Die Podsolgenese ist regelhaft an der Profilschichtung orientiert. So sind die typischen Eluvialhorizonte (Ahe, Ae) immer in der Holozänlage entwickelt, während die Illuvialhorizonte (Bh, Bhs, Bs) regelhaft in der Hauptlage vorkommen. Zudem lassen in der Hauptlage oft ausgeprägte Bvs- und Bsv-Übergangshorizonte auf eine Braunerdevergangenheit der Podsole schließen (vgl. Abb. 1).

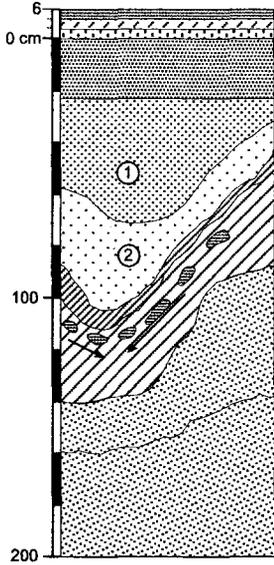
Die Solummächtigkeit der Podsole korrespondiert stets mit der Mächtigkeit der sandigen Holozänlage. Podsole mit großer Entwicklungstiefe (70-100 cm) kommen an Standorten vor, an denen die Holozänlage Mächtigkeiten von 30-60 cm erreicht (vgl. EMMERICH 1994; DAMBECK 1996). Eine Beziehung zwischen der Podsolgenese und einem für die Podsolentstehung günstigen S:U-Verhältnis  $\geq 6$  (vgl. FRIED 1984) konnte nicht nachgewiesen werden.

Örtlich dokumentieren Substratwechsel eine Schichtung der holozänen Ablagerungen und zeigen eine mehrphasige Entstehung der Holozänlage an (vgl. Abb. 1). Da nur in seltenen Fällen eine Totalerosion der Hauptlage feststellbar war, stellen die holozänen Substrate offenbar hauptlagebürtige Sedimente dar. Dies belegen auch Beimengungen einzelner LST-Mineralen in den jüngsten Lagen (vgl. Tab. 1).

**Abb. 1: Referenzprofil "Dachsbrunnen"- SW-Hang Spessartskopf – Wahlen/Buntsandstein-Odenwald**  
 (R:3490640; H:5497450, Höhe: ca. 440 m NN; Neigung: N4 (18-25%); Vegetation: KI, BU, EI, HDb)

**Erläuterung:**  
 Lholo: Holozänlage  
 LH: Hauptlage  
 LB: Basislage

Einregelungsrichtung des Bodenskelettes  

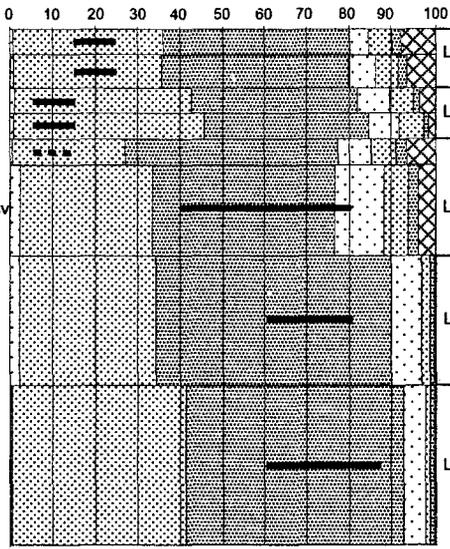



**14C-AMS (Holzkohle)**

① 3215-3079 cal. BP

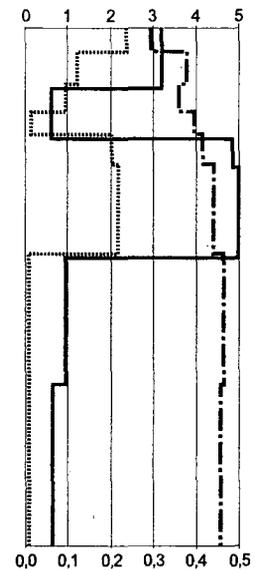
② 3624-3470 cal. BP

**Korngrößenverteilung Feinboden [Gew.-%]**



Schätzanteil – Grobboden 

**pH [CaCl2] – Corg [Gew.-%]**



**Aktivitätsgrad**

## **Vom Punkt in die Fläche - zur Generierung von Flächendatensätzen für Bodenübersichtskarten im Maßstab 1:200.000**

Autoren:

Dehner, U.<sup>1</sup>, Hartmann, K.-J.<sup>2</sup>, Kainz, W.<sup>2</sup>, Krug, D.<sup>3</sup>

### **1. Einleitung und Problemstellung**

Mit der Bodenübersichtskarte im Maßstab 1:200.000 befindet sich ein länderübergreifendes bundeseinheitliches Kartenwerk in Bearbeitung, welches von der BGR in Zusammenarbeit mit den staatlichen Geologischen Diensten herausgegeben wird. Dieses Kartenwerk erfaßt auf der Basis der Bodenregionen und Bodengroßlandschaften die Verbreitung und Vergesellschaftung von Bodenformen innerhalb der Bundesrepublik Deutschland. Die Definition entsprechender Kartiereinheiten liegt in Form einer verbalen Beschreibung von Bodentypen, Substraten, Flächenanteilen und Bodenformen innerhalb einer, sich im Aufbau befindenden, bundeseinheitlichen Rahmenlegende vor.

Bislang bestehen Defizite in der digitalen Bereitstellung von bodenkundlichen (z.B. bodenchemische und -physikalische) Daten zur inhaltlichen Beschreibung und Untersetzung der Rahmenlegendeneinheiten. Die Hinterlegung der Rahmenlegende mit Daten dient dem Zweck der angewandten Nutzung, thematischen Interpretation und Methodenanwendung für bodenkundliche Kartenwerke.

Für die Bodenübersichtskarte im Maßstab 1:1.000.000 (BÜK 1.000) wurde das Problem des Datenhintergrundes in Form der Bereitstellung von Referenzprofilen gelöst. Dieses Verfahren ist nicht befriedigend, da eine Legendeneinheit nur durch ein einziges, nach Expertenschätzung ausgewähltes Profil beschrieben wird. Bedingt durch den hohen Aggregierungsgrad innerhalb der Legendeneinheiten kleinmaßstäbiger Bodenkarten kann ein einziges Profil nicht die Vergesellschaftung von Böden und deren unterschiedliche Eigenschaften wiedergeben. Es ist daher notwendig, den sachlichen Hintergrund der Rahmenlegendeneinheiten auf eine möglichst breite Datenbasis zu stellen.

Eine entsprechende Methodik wird am Beispiel der Bodenübersichtskarte 1:200.000, Blatt Leipzig (CC4734) vorgestellt (DEHNER et al. 1998).

### **2. Untersuchungsraum und Datenbasis**

Das Untersuchungsgebiet umfaßt die Fläche des Blattes Leipzig (KAINZ et al. 1999). Das Blatt hat Anteile an den Bundesländern Sachsen-Anhalt, Sachsen, Thüringen und Brandenburg. Die Blattlegende umfaßt 83 Einheiten, die sich auf 6 Bodenregionen und 13 Bodengroßlandschaften verteilen (s. Tabelle 1). Die Datenbasis besteht in erster Linie aus der Bodenprofildatenbank des GLA Sachsen-Anhalt (SABO\_P), in der ca. 2.900 Bodenprofile erfaßt sind. Weiteres Material wurde von den geologischen Diensten der Länder Sachsen und Thüringen bereitgestellt.

---

<sup>1</sup>Büro für bodenkundliche Datenverarbeitung, Mötzlicher Str. 37, 06118 Halle, <sup>2</sup>Geologisches Landesamt Sachsen-Anhalt, Halle, <sup>3</sup>Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Hannover

Die Lage der Profilpunkte ist zum Großteil über Rechts- und Hochwerte dokumentiert. Auf der Kartenfläche des Blattes Leipzig selbst befinden sich ca. 1.100 Profilpunkte.

**Tabelle 1 Überblick über die Legendeneinheiten der Bodenübersichtskarte 1:200.000 Blatt Leipzig (CC4734)**

Bodenregion (BR) bzw. Bodengroßlandschaft (BGL)	Anzahl der Legendeneinheiten
<b>BR der (überregionalen) Flußlandschaften</b>	
BGL der Auen (einschließlich der vergesellschafteten Moore und Flugsandgebiete)	10
BGL der Niederterrassen	3
<b>BR der Altmoränenlandschaften</b>	
BGL der Grundmoränenplatten und Endmoränen im Altmoränengebiet Norddeutschlands und im Rheinland	7
BGL der Sander sowie der sandigen Platten und sandigen Endmoränen im Altmoränengebiet Norddeutschlands	6
BGL der Niederungen und Urstromtäler des Altmoränengebietes	6
<b>BR der Löß- und Sandlößlandschaften</b>	
BGL der Lößböden und Lößbecken	26
<b>BR der Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an nicht metamorphen Sedimentgesteinen im Wechsel mit Löß</b>	
BGL mit hohem Anteil an carbonatischen Gesteinen	1
BGL mit hohem Anteil an silikatischen Gesteinen	4
BGL mit hohem Anteil an Löß	1
<b>BR der Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Ton- und Schluffschiefern</b>	
BGL der Ton- und Schluffschiefer, mit wechselnden Anteilen an Grauwacke, Kalkstein und Quarzit	4
BGL mit hohem Anteil an Sandsteinen und Ton- und Schluffschiefern und Löß	5
<b>BR der Anthropogenen Landschaften*</b>	
Bergbaufolgelandschaften	8
urbane Landschaften	2
<b>Summe Legendeneinheiten</b>	<b>83</b>
<b>Anzahl der verschiedenen Bodenformen (natürl. Bodenformen)</b>	<b>173</b>

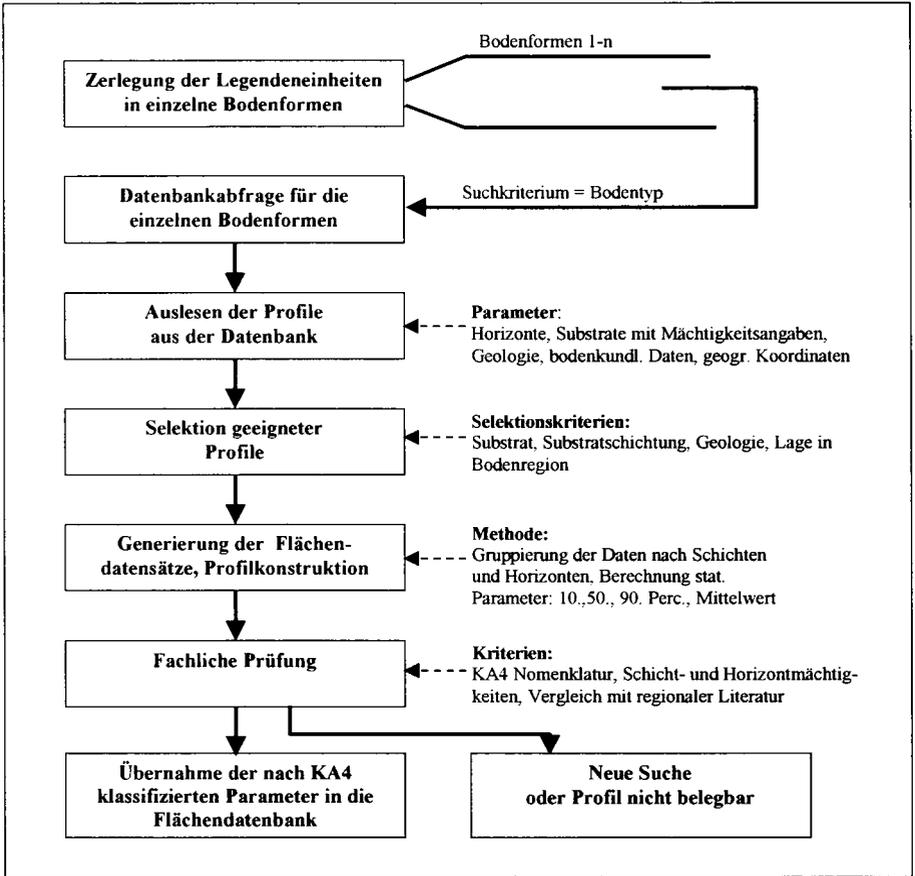
\* wurde wegen des bedeutenden Flächenanteils als neue Bodenregion aufgenommen

### 3. Generierung der Flächendatensätze

Prinzip der Generierung von Flächendatensätzen für die BÜK 200 ist die Auswertung geeigneter Profildaten. Die Legendeneinheiten der BÜK 200 bestehen aus einer Vergesellschaftung verschiedener Bodenformen, denen der Kartierer eine geschätzte Flächendeckung zuweist. Daher wurde zunächst jede Legendeneinheit in ihre einzelnen Bodenformen zerlegt (s. Abbildung 1).

Die Suche von Profilen, welche die Bodenformen treffend beschreiben, kann auf verschiedenen Wegen erfolgen. Es wurde zunächst versucht über eine Punkt in Polygonsuche mittels eines Geographischen Informationssystems innerhalb der Konturen der Legendeneinheiten passende Bodenprofile zu lokalisieren. Dies führte nur bedingt zum Erfolg, da in vielen Fällen keine geeigneten Profile innerhalb der Polygone vorhanden sind. Eine mögliche Ursache besteht in dem hohen Aggregierungsgrad der Darstellung in Maßstab 1:200.000.

Abbildung 1 Ablaufschema zur Generierung von Flächendatensätzen für die Legendeinheiten der BÜK 200



Es wurden daher unmittelbar aus der Profildatenbank über das Suchkriterium des Bodentyps Profile unabhängig von ihrer geographischen Lage ausgelesen. Eine Selektion des Datenmaterials erfolgte dann nach den Kriterien Substratkennzeichnung, -schichtung, Geologie sowie der Lage in der betreffenden Bodenregion.

Danach wurden die Profildaten nach Schichten und Horizonten sortiert. Für die aus der Gruppierung resultierenden Substrat-/Horizontgruppen wurden die bodenkundlichen Parameter (Schicht-, Horizontober-, -kante, mächtigkeit, Skelett-, Sand-, Schluff- Ton-, Humus-, Carbonatgehalt, pH-Wert ) in Form von Mittelwerten und Medianen berechnet.

Das berechnete Profil bildet schließlich den Flächendatensatz für die Bodenform der BÜK 200-Legendeinheit. In die Flächendatenbank der BGR wurden nach einer fachlichen Prüfung die in Tabelle 2 aufgelisteten Parameter übernommen.

**Tabelle 2 Bodenkundliche Parameter der BÜK 200 Flächendatenbank**

	Einheit	Statistisches Maß zur Konstruktion des Flächendatensatzes	Eintrag in Flächendatenbank BÜK 200
<b>Schicht, Ober- Unterkante, Mächtigkeit</b>	Dezimeter	Median	Maßzahl
<b>Horizont, Ober-, Unterkante, Mächtigkeit</b>	Dezimeter	Median	Maßzahl
<b>Skelettgehalt</b>	Gew. %	Median	KA 4-Klasse
<b>Bodenart (Ton-, Schluff-, Sandgehalte)</b>	Gew. %	Mittelwert	KA 4-Klasse
<b>Carbonatgehalt</b>	%	Median	KA 4-Klasse
<b>Humusgehalt</b>	%	Median	KA 4-Klasse
<b>pH-Wert</b>		Median	KA 4-Klasse
<b>Lagerungsdichte</b>		kein Eintrag, da Datenbasis zu gering	

Durch die Vergesellschaftung verschiedener Bodenformen liegt einer Legendeneinheit ein komplexer Flächendatensatz zu Grunde. Auf Blatt Leipzig sind innerhalb einer Legendeneinheit bis zu 6 verschiedene Bodenformen vergesellschaftet. Dies ermöglicht für weitere Methodenwendungen die Berechnung verschiedener Szenarien (Gewichtung der Daten nach der Flächendeckung der betreffenden Bodenform, Berücksichtigung der Leitbodenform, Berücksichtigung des ungünstigsten Falls).

### 3.1 Ergebnisse auf Blatt Leipzig

Den Flächendatensätzen für Blatt Leipzig liegen ca. 1010 Bodenprofile zu Grunde. Es können ca. 94 % der Kartenfläche des Blattes Leipzig mit bodenkundlichen Daten hinterlegt werden. Die restlichen Flächen bestehen im wesentlichen aus anthropogen veränderten Flächen.

## 4. Zusammenfassung und Ausblick

- Die Methode der Generierung von Flächendatensätzen basiert auf der Auswertung geeigneter Profildaten.
- Die Gewinnung der Profildaten erfolgt durch gezielte Abfragen in entsprechenden Profildatenbanken.
- Geographische Abfragen (Punkt in Polygon-Suchen) sind nur bedingt zur Gewinnung geeigneter Profile geeignet, was durch den hohen Aggregierungsgrad (Maßstab 1:200.000) bedingt sein kann.
- Gegenüber Einzelprofilen besteht der Vorteil, daß die Auswertung auf eine breite Datenbasis gestellt wird.
- Die berechneten Flächendaten sind maßstabunabhängig einsetzbar, da Bodenformen eindeutig definiert sind.
- Es bleibt zu prüfen, in wie fern die bereitgestellten Datensätze auf andere Bodenübersichtskarten im Maßstab 1:200.000 übertragbar sind.

## 4. Literatur

- DEHNER, U., HARTMANN, K.J & W. KAINZ (1998): Erarbeitung einer wissenschaftlichen Methodik zur regelhaften Ableitung von Bodendaten für die Legendeneinheiten der BÜK 200. (unveröff. Bericht für BGR Berlin).
- KAINZ, W., KNAUF, C., MÖBES, A., HEILMANN, H., BRANDNER, W. & A. BAURIEGEL (1999): Bodenübersichtskarte 1:200.000, CC4734 Leipzig. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den staatlichen geologischen Diensten der Bundesrepublik Deutschland. Hannover.

## **Die Bereitstellung von Flächendatensätzen zur Methodenanwendung am Beispiel der BÜK200, Blatt Leipzig**

Lorenz Dobler & K.-J. Hartmann

### **1 Problemstellung**

Die Flächendatenbank der Bodenkundlichen Übersichtskarte im Maßstab 1:200.000 (BÜK200) enthält entsprechend der KA4 klassifizierte bodenkundliche Parameter, die auf Basis vorhandener Informationen abzuleiten sind. Für bodenkundliche Auswertemethoden und die Anwendung entsprechender "Szenarien" stehen bislang nur die Klassenmitten bzw. -grenzen der entsprechenden bodenkundlichen Parameter zur Verfügung. Dieses Vorgehen ist problematisch, da in der Realität einzelne Parameter von den in der KA4 definierten Klassengrenzen erheblich abweichen können.

Das Projekt wurde finanziert durch die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und in Zusammenarbeit mit dem Geologischen Landesamt Sachsen-Anhalt bearbeitet.

### **2 Zielsetzung**

1. Berechnung deskriptiv-statistischer (Mittelungs- und Streuungs)Parameter aus vorhandenen bodenkundlichen Rohdaten (Standardparameter) für alle natürlichen Bodenformen der BÜK 200 (Blatt Leipzig).
2. Generierung von charakteristischen, KA4-konformen „Idealprofilen“ für alle Bodenformen des Blattes Leipzig.
3. Simulation von Szenarien (Mittelwert, Minimum, Maximum) der Schwermetallbindungskapazität im Oberboden für die Elemente Blei und Cadmium (FSMo\_Cd/Pb) sowie der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (nFKWe) auf Ebene der Legendeneinheiten.
4. Vergleich der Ergebnisse auf Grundlage berechneter Perzentile und nach KA4 klassifizierter Parameter.
5. Bewertung der Ergebnisse hinsichtlich der Verwendung in der Flächendatenbank der BÜK200.

### **3 Datengrundlage und Methoden**

Gegenstand der Untersuchung war das Blatt Leipzig der BÜK200 (KAINZ 1997). Die Datengrundlage der Berechnungen bildete die Bodendatenbank (SABO\_P) des Geologischen Landesamtes Sachsen-Anhalt mit ca. 3.000 Profilen.

Zunächst wurden alle für die jeweilige Bodenform relevanten Profile aus der Datenbank abgefragt und hinsichtlich ihrer Eignung (Substrat-, Horizontabfolge) überprüft. Die Rohdaten aller geeigneten Profile wurden daraufhin in Schichten und Horizonten zusammengefaßt und für jeden Horizont statistische Lage- und Streuungsparameter berechnet. Auf Grundlage dieser Berechnungen wurden „Idealprofile“ generiert (Beispiel „Tschernosem aus Löß“ Tabelle unten). Für die Angabe einer Bodenart mußten die Perzentile auf 100 Prozent korrigiert werden (DOBLER & HARTMANN 1998, DEHNER & HARTMANN 1998).

Berechnung der Szenarien der Auswertemethoden (Mittel-Minimum-Maximum) erfolgte nach MÜLLER (1997) einerseits anhand der (50./10./90.) Perzentile und andererseits anhand der Klassenmitten bzw. -grenzen des jeweiligen Parameters aus der KA4. Maßgebend für die Zuordnung zu einer Klasse war der zuvor berechnete Median.

Die endgültige Berechnung und Darstellung der Kennwerte auf Ebene der Legendeneinheiten erfolgte durch flächenmäßige Gewichtung der beteiligten Bodenformen.

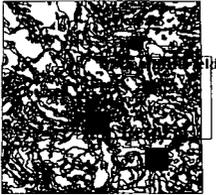
Im folgenden werden die wichtigsten Ergebnisse des Projektes am Beispiel der Schwermetallbindungskapazität für Cadmium im Oberboden (FSMo\_Cd) dargestellt.

Beispiel für das „Idealprofil“ Tschernosem aus Löß (TT p-ö) und die Varianten der berechneten Kennwerte

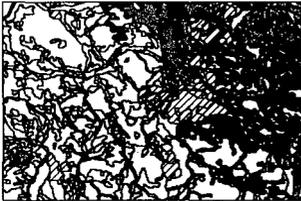
Horizont	Statistik	OTIEP	UTIEP	MAEYH	GSKEL	S	U	T	HUMIN	CACO3	PH N KCl
Ap	Anzahl	12	12	12	12	13	13	13	13	12	13
Ap	Mittelwert	0,0	3,2	3,2	0,4	5,2	74,8	19,9	2,7	0,18	7,11
Ap	Median	0,0	3,0	3,0	0,0	4,0	76,0	21,0	2,7	0,20	7,20
Ap	Modus	0,0	3,0	3,0	0,0	8,0	77,0	22,0	2,8	0,20	7,20
Ap	Standardabw.	0,0	0,7	0,7	0,6	2,9	4,1	2,7	0,6	0,11	0,57
Ap	Minimum	0,0	2,0	2,0	0,0	2,0	68,0	16,0	1,7	0,00	6,10
Ap	Maximum	0,0	5,0	5,0	2,0	10,0	80,0	24,0	4,0	0,30	8,00
Ap	10. Perz.	0,0	2,6	2,6	0,0	2,0	69,2	16,2	2,0	0,00	6,36
Ap	90. Perz.	0,0	4,0	4,0	1,0	8,8	79,8	22,8	3,2	0,30	7,78
Ap	10. Perz. (korr.)					2,3	79,2	18,5			
Ap	90. Perz. (korr.)					7,9	71,6	20,5			
<b>Ash</b>	<b>Anzahl</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>10</b>	<b>12</b>
Ash	Mittelwert	3,2	6,1	2,9	0,0	2,5	75,7	21,8	2,0	0,19	7,13
Ash	Median	3,0	6,0	3,0	0,0	2,0	76,0	21,1	2,2	0,20	7,15
Ash	Modus	3,0	6,0	3,0	0,0	2,0	73,0	20,0	2,2	0,20	7,50
Ash	Standardabw.	0,7	1,3	1,1	0,0	1,9	3,6	3,2	0,6	0,12	0,47
Ash	Minimum	2,0	4,0	1,5	0,0	0,0	71,0	16,0	1,1	0,00	6,20
Ash	Maximum	5,0	8,5	4,5	0,0	7,0	82,0	27,0	2,9	0,40	7,80
Ash	10. Perz.	2,6	4,6	1,6	0,0	1,0	71,2	19,1	1,2	0,00	6,70
Ash	90. Perz.	4,0	7,5	4,5	0,0	4,8	79,0	25,9	2,8	0,31	7,59
Ash	10. Perz. (korr.)					1,1	78,0	20,9			
Ash	90. Perz. (korr.)					4,4	72,0	23,6			
<b>Ash+C</b>	<b>Anzahl</b>	<b>6</b>									
Ash+C	Mittelwert	5,5	7,0	1,5	0,3	2,5	80,3	17,2	1,1	2,65	6,52
Ash+C	Median	5,5	7,0	1,3	0,0	2,5	80,0	17,5	1,0	2,45	7,25
Ash+C	Modus	5,0	5,0	2,5	0,0	3,0			1,0		7,30
Ash+C	Standardabw.	1,2	1,9	0,8	0,8	1,5	4,7	4,3	0,3	2,34	1,92
Ash+C	Minimum	4,0	5,0	0,5	0,0	1,0	75,0	11,0	0,7	0,00	2,70
Ash+C	Maximum	7,0	9,5	2,5	2,0	5,0	86,0	22,0	1,5	5,90	8,00
Ash+C	10. Perz.	4,3	5,0	0,8	0,0	1,0	75,5	12,5	0,8	0,45	4,65
Ash+C	90. Perz.	6,8	9,0	2,5	1,0	4,0	85,5	21,5	1,5	5,05	7,65
Ash+C	10. Perz. (korr.)					1,1	84,8	14,0			
Ash+C	90. Perz. (korr.)					3,6	77,0	19,4			
<b>iC(e)</b>	<b>Anzahl</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>4</b>	<b>12</b>	<b>12</b>
iC(e)	Mittelwert	6,8	15,9	9,1	0,0	4,0	81,9	14,1	0,2	15,00	7,69
iC(e)	Median	6,5	16,0	9,3	0,0	2,5	82,5	14,5	0,2	15,20	7,73
iC(e)	Modus	6,0	16,0	8,0	0,0	2,0	84,0	17,0	0,2	19,10	7,80
iC(e)	Standardabw.	1,6	2,6	3,1	0,0	3,5	4,8	3,0	0,1	5,38	0,26
iC(e)	Minimum	5,0	10,0	3,0	0,0	1,0	72,0	9,0	0,2	0,00	7,20
iC(e)	Maximum	9,5	20,0	13,0	0,0	13,0	89,0	19,0	0,3	19,30	8,10
iC(e)	10. Perz.	5,0	14,0	4,8	0,0	1,1	77,1	10,1	0,2	12,41	7,41
iC(e)	90. Perz.	8,5	18,0	12,0	0,0	6,9	87,0	17,0	0,3	19,10	7,99
iC(e)	10. Perz. (korr.)					1,2	87,3	11,4			
iC(e)	90. Perz. (korr.)					6,2	78,4	15,3			

Datengrundlage	nFKWe			FSMo_Cd			FSMo_Pb		
	Min	Mittel	Max	Min	Mittel	Max	Min	Mittel	Max
Perzentile	4	4	4	5,5	4,5	5,5	6,5	5,5	6,5
Klassen	4	4	4	5,5	5,5	5,5	6,5	6,5	7,0

Lage des Kartenausschnittes auf Blatt CC4734 (Leipzig)

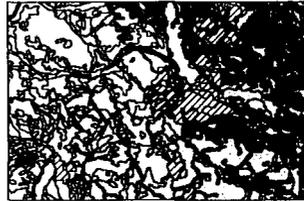


Grundlage-P: Perzentile

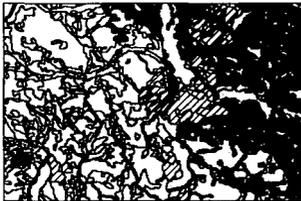


Maximum-P: 90. Perzentile

Grundlage-K: (KA4-)Klassen



Maximum-K: Klassenobergrenze



Mittel-P: 50. Perzentile



Mittel-K: Klassenmitte



Minimum-P: 10. Perzentile



Minimum-K: Klassenuntergrenze

0 10 20 30 40 50 Kilometer



Szenarien der Schwermetallbindungskapazität im Oberboden (FSMo) für Cd

## 4 Ergebnis

Die wichtigsten Ergebnisse werden im folgenden stichpunktartig zusammengefaßt:

- Wegen großflächiger Ackernutzung liegen viele Bodenformen nur noch in erodierter Form vor. Die Horizontabfolgen der berechneten "Idealprofile" entsprechen daher nicht immer genau den Vorgaben der KA4 für den jeweiligen Bodentyp.
- Zur Vermeidung einer "Inflation" der Bodenformen sollte nur die überwiegende Nutzung berücksichtigt werden.
- Genetische Unterschiede der Bodenformen sind bei gleicher Bodenart sowie Substrat- und Horizontabfolge von untergeordneter Bedeutung. Im vorliegenden Maßstab sollte für die Anwendung in bodenkundlichen Auswertemethoden die Generierung von "Idealprofilen" in Zukunft auf Ebene der Bodenformengesellschaften durchgeführt werden.
- Mit Ausnahme der Korngrößen bzw. Bodenarten weisen die bodenkundlichen Parameter der "Idealprofile" erhebliche Schwankungsbreiten auf. Die Klassen der KA4 umfassen dabei meist größere Wertebereiche als die Interzeilbereiche (10. - 90. Perzentil).
- Die Unterschiede zwischen den Szenarien auf Grundlage klassifizierter Daten bzw. berechneter Perzentile sind gering. Die Minimalvariante weicht dabei häufiger von der Mittelwertvariante ab als die Maximalvariante (vgl. Karten).
- Bei komplexen bodenkundlichen Auswertemethoden (nFKWe) ist die Ermittlung von Minimum- und Maximumvarianten problematisch, da die Schwankungsbreite wichtiger Parameter nicht berücksichtigt oder deren mittleren Werte nur grob abgeschätzt werden können. Außerdem werden die tatsächlich vorkommenden Variationsbreiten bei weitem überschätzt, wenn gleichzeitig bei allen zu Grunde liegenden bodenkundlichen Parametern bzw. untergeordneten Kennwerten Extremwerte angenommen werden.
- Vor dem Hintergrund der unterschiedlichen Datengrundlage, des Berechnungsaufwandes und im Sinne einer einheitlichen Vorgehensweise ist bei der Charakterisierung von Flächendatensätzen der BÜK200 die Verwendung von klassifizierten Parametern zu empfehlen.

## 5 Literatur

- DEHNER, U.; K.-J. HARTMANN; W. KAINZ (1999): Erarbeitung einer wissenschaftlichen Methodik zur regelhaften Ableitung von Bodendaten für die Legendeneinheiten der BÜK 200. - Auftrag BGR Nr. 2-809664 vom 22.07.1998 der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
- DOBLER, L. & K.-J. HARTMANN (1999): Erarbeitung einer Methodik zur Ermittlung und statistischen Absicherung von profilbezogenen Eingangsdaten für die Legendeneinheiten der BÜK 200. - Auftrag BGR Nr. 2-811007 vom 21.08.1998 der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe.
- KAINZ, W. (1997): Bodenkundliche Übersichtskarte 1:200.000, Blatt CC4737 (Leipzig). Vorläufige Fassung.
- MÜLLER, U. (1997): Auswertemethoden im Bodenschutz, Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS), 6. Auflage. - Niedersächsisches Amt für Bodenkunde, Hannover.

Autoren:

Lorenz Dobler  
Güthenstr. 20b  
06108 Halle/S.  
Tel./FAX: 0345/3881905  
e-mail: [lenzdobler@aol.com](mailto:lenzdobler@aol.com)

K.-J. Hartmann  
Geologisches Landesamt Sachsen-Anhalt  
Köhener Str. 34  
06118 Halle/S.  
Tel.: 0345/5212117  
e-mail: [kjhartmann@glahal.mw.lsa-net.de](mailto:kjhartmann@glahal.mw.lsa-net.de)

Auswirkung von mechanischer Belastung durch Bautätigkeit auf die Versickerungsleistung eines lehmig-sandigen Bodens

Dornauf, C.; Burghardt, W.

## 1 Einleitung

Der begrenzende Faktor bei der Dimensionierung von Versickerungsanlagen für Niederschlagswasser ist der anstehende Boden. In der Regel wird die Infiltrationseignung des Bodens vor Baubeginn durch Baugrundgutachten bestimmt. Dabei bleibt unberücksichtigt, daß die Bodeneigenschaften, welche die Durchlässigkeit eines Bodens für Niederschlagswasser ausmachen, während der Bebauung einer Fläche durch die mechanische Belastung des Bodens verändert werden. Die Untersuchung einer Fläche, auf der eine Gesamtschule errichtet wurde, soll Aufschluß über den Einfluß von Bautätigkeit auf die Versickerungsleistung eines Bodens geben.

## 2 Material und Methoden

Für diese Untersuchungen wurden bodenphysikalische Eigenschaften eines lehmig-sandigen Bodens erhoben, der zuvor durch die Lagerung von Baumaterialien und durch Befahrung mit Baufahrzeugen mechanisch belastet worden war. Als Referenzfläche wurde ein Acker herangezogen, dessen Boden den Zustand vor Aufnahme der Bautätigkeit widerspiegelt. Erhoben wurden u.a. folgende Bodeneigenschaften:

Infiltrationsrate mit Hilfe eines 1 m<sup>2</sup>-großen Beetinfiltrometers; Infiltrationsbilder, zur Hervorhebung der Fließpfade im Boden; dazu enthielt das infiltrierte Wasser 3g/l blaue Lebensmittelfarbe. Nach Standardmethoden: Korngrößenverteilung; Rohdichte; Porengrößenverteilung; gesättigte Wasserleitfähigkeit.

## 3 Ergebnisse

### 3.1 Infiltration

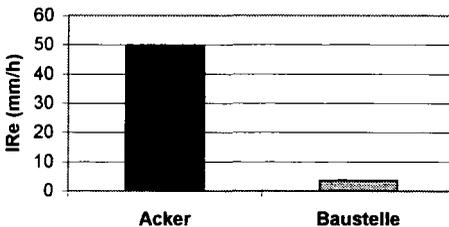


Abb. 1: Endinfiltrationsrate (IRE) des Acker- und des Baustellenstandortes.

Der Ackerstandort, der dem Zustand des Bodens vor der Bautätigkeit entspricht, weist gegenüber dem Baustellenstandort eine ca. 14fach höhere IRE auf (Abb.1). Diese deutliche Verminderung der Endinfiltrationsrate auf der Baustelle kann auf die mechanische Belastung durch Bautätigkeit zurückgeführt werden.

Die Darstellung von Infiltrationsbildern an dieser Stelle ist nicht möglich, da in einer Schwarz-Weiß-Abbildung die blau eingefärbten Fließpfade der Böden nicht zu erkennen sind. Dennoch kann festgehalten werden, daß die Profilquerschnitte des Ackerbodens in den lehmigen Schichten viele präferenzielle Fließpfade aufweisen, die sich wie Regenwurmrohren im Profil nach unten schlängeln. In 55 cm Tiefe findet ein Wechsel der Bodenart von stark lehmigem Sand zu schwach lehmigem Sand statt. Ungefähr in dieser Tiefe ändert sich auch das Fließmuster. Die blaue Farbe breitet sich hier flächig aus, was auf einen verstärkten lateralen Fluß schließen läßt.

Ein repräsentatives Infiltrationsbild des Baustellenbodens zeigt hingegen, daß das Wasser in den oberen 5 bis 6 cm einheitlich in den Boden vorgerückt ist. Der blaue Farbtracer markiert diese Front. In den tieferen Schichten sind unter der gesamten Infiltrationsfläche von  $1\text{m}^2$  nur wenige blau eingefärbte Fließpfade erkennbar. Meist treten sie in der Nähe von Pflanzen auf, da diese mit ihren Wurzeln die obere, an Grobporen arme, Bodenschicht durchdringen. Sie schaffen dadurch für das Sickerwasser eine Verbindung zu den darunterliegenden offenen Regenwurmrohren oder anderen potentiellen Fließpfaden.

### 3.2 Rohdichte trocken

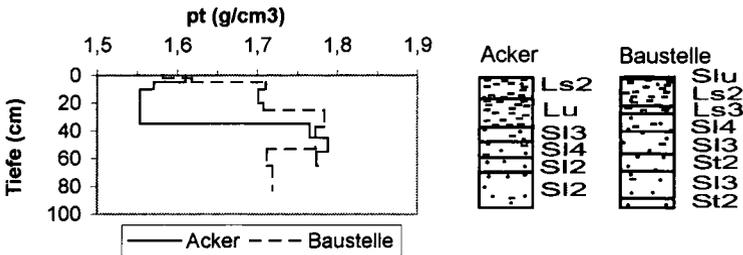


Abb. 2: Tiefenverlauf der Rohdichte trocken (pt) mit schematischer Darstellung der Bodenarten des Acker- und des Baustellenprofils.

Die lehmigen Horizonte des Ackerbodens reichen bis in eine Tiefe von 35 cm. Der Boden der Baustelle hingegen weist nur bis in 25 cm Tiefe lehmige Horizonte auf. Abgesehen von den oberen 2 cm ist die Rohdichte des Baustellenprofils bis in diese Tiefe größer als die der lehmigen Horizonte des Ackerprofils. Dies weist auf eine Belastung des Bodens durch die Bautätigkeit hin. Die Rohdichte der sandigen Horizonte des Ackers, beginnend bei 35 cm Tiefe, und der Baustelle, beginnend bei 25 cm Tiefe, unterscheiden sich bis in 53 cm Tiefe kaum. Darunter weist die Rohdichte des Baustellenbodens geringere Werte auf als der Ackerboden.

### 3.3 Luftkapazität

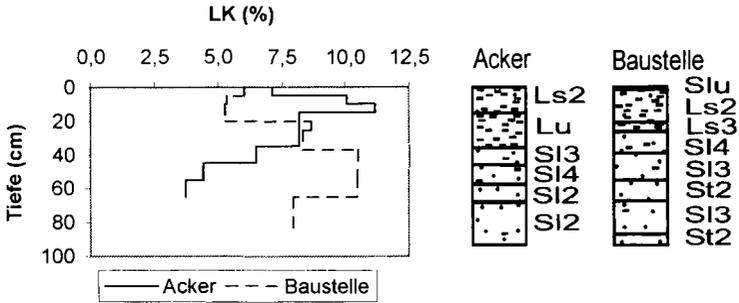


Abb. 3: Tiefenverlauf der Luftkapazität.

Die Luftkapazität als Maß schnelldränender Poren ist in Abbildung 3 dargestellt. Die Werte der Baustellenbodens sind in der Tiefe 0 bis 20 cm geringer als die Werte des Ackerbodens. Darunter ist die Luftkapazität des Bodens auf der Baustelle größer. Die Luftkapazität ist durch die Baubelastung somit bis in 20 cm Tiefe vermindert worden.

### 3.4 Gesättigte Wasserleitfähigkeit

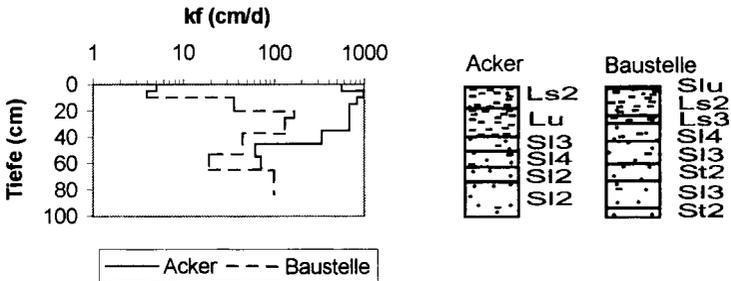


Abb. 4: Tiefenverlauf der gesättigten Wasserleitfähigkeit (kf).

In Abbildung 4 ist der Tiefenverlauf der gesättigten Wasserleitfähigkeit der untersuchten Profile dargestellt. Die Entwicklung von Makroporen, die für die gesättigte Wasserleitfähigkeit von großer Bedeutung sind, beginnt meist an der Bodenoberfläche (HARTGE und HORN 1991). Die Wasserleitfähigkeit müßte somit in zunehmender Tiefe abnehmen. Dies ist beim Ackerboden der Fall. Das Profil auf der Baustelle hingegen weist einen Anstieg der kf-Werte in 10 cm und 20 cm Tiefe auf, darunter bis in 65 cm Tiefe nimmt die Kurve einen abnehmenden Verlauf. Der Verlauf der kf-Kurve des Profils des Baustellenbodens läßt vermuten, daß die Wasserleitfähigkeit bis in mindestens 20 cm Tiefe verdichtungsbedingt reduziert wurde. Ab 20 cm Tiefe ist der Verlauf der Kurve dem des Referenzprofils auf dem Acker zwar ähnlich, dennoch sind die Werte geringer. Dies muß nicht unbedingt auf Verdichtung hinweisen, sondern kann auch auf die kleinräumige Bodenvariabilität zwischen den Standorten zurückzuführen sein. Tatsächlich lassen die bei der Profilsprache gemachten Beobachtungen vermuten, daß schon vor Beginn der Bautätigkeit auf dem Ackerstandort mehr Bioporen vorhanden waren als bei den anderen Standorten.

### 3.5 Zusammenfassung der Ergebnisse

Die Ergebnisse des Infiltrationsversuchs machen deutlich, daß die mechanische Belastung auf Baustellen zu einer deutlichen Abnahme der Endinfiltrationsrate auf dem untersuchten Boden führt. Die Infiltrationsbilder zeigen, daß der Boden nach der Belastung nur ein minimales Vordringen des Wassers ermöglicht. Präferenzielle Fließpfade treten in den oberen 5-6 cm nicht auf. In den tieferen Schichten nehmen sie nur dort an der Versickerung teil, wo Pflanzenwurzeln die obere verdichtete Schicht durchdringen und so eine Verbindung zu den darunterliegenden Fließpfaden herstellen. Die untersuchten Bodeneigenschaften Rohdichte trocken, Luftkapazität und gesättigte Wasserleitfähigkeit zeigen im wesentlichen eine Beeinträchtigung durch die Bautätigkeit in den oberen 20-25 cm Tiefe. Tieferen Schichten scheinen nicht betroffen zu sein.

### 4 Hinweise für den Baustellenbetrieb

1. Der Baustellenbetrieb führt zu einer Verminderung der Infiltrationsleistung eines Bodens. Gutachten zur Niederschlagswasserversickerung sollten daher nach Beendigung der Bebauung durchgeführt, bzw. überprüft werden.
2. Zum Schutz des Bodens und um seine Infiltrationsleistung zu erhalten, wäre eine Vermeidung von mechanischer Belastung sinnvoll. Dies würde bedeuten, daß Baufahrzeuge die Fläche meiden müßten, auf der zukünftig das auf dem Grundstück anfallende Niederschlagswasser versickert werden soll.
3. Eine Absperrung der zukünftigen Versickerungsfläche, um mechanische Belastung durch Bautätigkeit zu vermeiden, dürfte im Rahmen der Bauorganisation nicht immer möglich sein. In einem solchen Fall sollte die Beeinträchtigung der Versickerungsleistung des Bodens möglichst klein gehalten werden. Zu diesem Zweck wäre es möglich, den an organischer Substanz reichen Oberboden nicht wie sonst üblich abzuschieben, sondern auf der zukünftigen Versickerungsfläche zu belassen. Organische Substanz wirkt sich positiv auf die Stabilität des Bodens gegenüber mechanischer Belastung aus (DÜRR et al. 1995).
4. LICHTER und LINDSEY (1994) untersuchten Oberflächenschutzmaßnahmen im Hinblick auf die Verminderung von Bodenverdichtung auf Baustellen und fanden im Vergleich zum ungeschützten Boden eine wesentlich geringere Erhöhung der Rohdichte in den Bereichen, auf denen entweder eine 15 cm dicke Mulchschicht (Rinden, Äste, Blätter) oder eine 10 cm dicke Schottererschicht aufgebracht worden war.
5. Die oben dargestellten Ergebnisse zeigen, daß der verdichtete Bereich nach Bautätigkeit im wesentlichen die oberen 20 cm bis 25 cm des Bodens betreffen. Der Bau einer Mulde zur Versickerung von Niederschlagswasser setzt üblicherweise das Abtragen von Boden voraus. Hier sollte der verdichtete Bereich bis in die entsprechende Tiefe berücksichtigt werden. Dabei ist darauf zu achten, daß dies ohne erneute Belastung der Fläche erfolgt.

### 5 Literatur

- DÜRR, H.J. und H. PETELKAU, C. SOMMER (1995): Literaturstudie Bodenverdichtung. Texte Umweltbundesamtes 55/95. Umweltbundesamt, Berlin, 203 S.
- HARTGE, K.H. und R. HORN (1991): Einführung in die Bodenphysik, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 303 S.
- LICHTER, J.M. und P.A. LINDSEY (1994): The Use of Surface Treatments for the Prevention of Soil Compaction During Site Construction. Journal of Arboriculture, 20/4, 205-209.

## Gartenböden in Südwest-Deutschland (Saarland) und Nordost-Frankreich (Lothringen)

FETZER, K.D.<sup>1</sup>, ENRIGHT, E.<sup>2</sup>, GRENZIUS, R.<sup>3</sup>, KUBINIOK, J.<sup>4</sup>, SCHWARTZ, Ch.<sup>5</sup>,  
MOREL, J.-L.<sup>5</sup>

### 1. Einleitung und Problemstellung

Urbane Böden zeichnen sich durch eine große Nutzungsvielfalt aus. Untersuchungen im Raum Saarbrücken zeigen insgesamt 107 verschiedene Stadtbiototypen. Das Spektrum reicht von Wohnbauflächen über dörflich geprägte Gebiete, Industrie- und Gewerbegebiete, Grün- und Gewässerflächen, Verkehrsanlagen, landwirtschaftlich genutzte Standorte, Wälder, Abgrabungs- und Aufschüttungsflächen bis hin zu Brachflächen, die im Stadtrandbereich eine große Rolle spielen (FETZER 1999).

Den Gärten kommt unter den urbanen Böden eine besondere Bedeutung zu. Sie genießen eine lange Tradition als Anbauflächen für Gemüse und Obst sowie für Freizeit- und Erholungszwecke. In Ballungsgebieten besteht nach wie vor ein hoher Bedarf an Gartenflächen, da der Mensch in einer zunehmend technisierten und kommunikativen Welt eine steigende Hinwendung zur Natur zeigt (CRÖSSMANN & WÜSTEMANN 1992).

Erstmals wurden Untersuchungsstandorte in Frankreich (SCHWARTZ 1993 in Lothringen) und in Deutschland (Saarland) einer gemeinsamen Analyse unterzogen. Neben der räumlichen Nähe sprechen die vergleichbare montanindustrielle Nutzungstradition des Großraumes mit ähnlichen atmosphärischen Stoffenträgen und weitgehend einheitlichen, natürlichen Ausgangsgesteinen (Buntsandstein, Muschelkalk, quartäre Deckschichten) für diese Vorgehensweise (FETZER et al. 1998).

### 2. Lage der Untersuchungsgebiete

Auf deutscher Seite liegen die Gartenstandorte in den holozänen Auenablagerungen (Auenlehme und -sande) der Saar, auf den flussbegleitenden, lösslehmbedeckten pleistozänen Saarterrassen sowie vorwiegend in den Sedimenten des Mittleren Buntsandsteins. Einige nördlich der Saar untersuchte Gärten grün-

<sup>1</sup> (1) Landesamt für Umweltschutz, Don-Bosco-Straße 1, 66119 Saarbrücken, Deutschland

(2) Fa.ICON Informationssysteme GmbH, Mainzer Straße 25, 66111 Saarbrücken, Deutschland

(3) Umweltamt Bezirk Wedding, Reinickendorfer Straße, 60b, 13347 Berlin, Deutschland

(4) Universität des Saarlandes, Zentrum für Umweltforschung, Fachrichtung Geographic, 66041, Deutschland

(5) ENSAIA-INRA Laboratoire Sols et Environnement, 2 avenue de la Forêt de Haye, 54505 Vandœuvre-lès-Nancy, Frankreich

den in den Ablagerungen des Karbon. Im französischen Teil bilden grobklastische Ablagerungen des Buntsandsteins und, insbesondere bei den ruralen Standorten, feinkörnige Sedimente des Muschelkalks und Keupers die natürlichen Ausgangsmaterialien der Bodenbildung.

### 3. Material

Nach empirischer Auswahl wurden im Saarland und in Lothringen Haus- und Kleingärten sowohl an urbanen (Siedlungsraum, Umgebung von chemischer Fabrik, Kohlekraftwerk, Kokerei, ehemaligem Hütten-gelände) als auch an ruralen Standorten (dörfliche Gebiete mit dominanter sowie untergeordneter land-wirtschaftlicher Nutzung) beprobt. Insgesamt wurden 255 Proben aus dem Oberboden der Gärten ent-nommen.

### 4. Methoden

Die bodensystematische Ansprache wurde nach der AG BODEN (1994) und der Empfehlung des Arbeits-kreises STADTBÖDEN der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft vorgenommen (AK STADTBÖDEN 1989). Die Böden aus dem Raum Saarbrücken wurden auf die Parameter pH, Gesamtkohlenstoff, -stickstoff und -phosphor, königswasserlösliche Schwermetall- und Arsengehalte, Aus-tauschkapazität und organische Schadstoffe (PAK, PCB, HCB) analysiert. An ausgewählten Bodenprofi-len wurden bodenphysikalische Untersuchungen (Korngrößenverteilung, Porengrößenverteilung, Luftka-pazität, Feldkapazität, nutzbare Feldkapazität (pF 1,8-4,2) und Lagerungsdichte) vorgenommen. Zusätz-lich wurden an ausgewählten Proben die pflanzenverfügbaren K- und P-Gehalte bestimmt. An den Gar-tenböden aus Lothringen wurden neben den königswasserlöslichen Schwermetallgehalten pH, Phosphor-sowie Gesamtkohlenstoff und -stickstoff analysiert. Von mehreren Gärten wurden Bodenkarten erstellt. Im Saarland werden die Daten im Bodeninformationssystem SAAR/BIS gespeichert.

### 5. Ergebnisse

#### 5.1 Bodenmorphologie

Bei den im Raum Saarbrücken untersuchten Gärten liegt der Anteil der natürlich gewachsenen Böden bei lediglich 18,4%. Das Gros der Gärten besteht dagegen aus Auftragsböden (56,7%), 24,9% können als rigolte natürliche Böden (Hortisole) klassifiziert werden. Innerhalb der Auftragsböden besitzen jene Peda, die durchweg aus nicht natürlich entwickelten Bodenhorizonten bestehen, mit rd. 38,5% den größten An-teil. Bei den übrigen Böden wurden die Auftragsmassen in geringerer Mächtigkeit ausgebracht, sodass innerhalb der Profiltiefe von 1 m verschiedene fossile Horizonte erfaßt wurden. Am häufigsten kommen diese Auftragsmassen über fossilen C- und A-Horizonten vor. Der Materialauftrag bedingt i.d.R. eine große Entwicklungstiefe. Gartenböden sind in erster Linie Peda mit A-B-C-Horizontfolge, danach treten A-C-Böden und Formen mit einem Stauleiter/-körper im tieferen Bodenprofil auf. In rd. 12% der Fälle sind rigolte Gartenböden an Staunässe-Standorte gebunden. Diese Gärten befinden sich auf pleistozänen, mit Lösslehm bedeckten Flussterrassen. Längere Gartennutzungszeiten sind im allgemeinen mit mächtigen humosen Oberbodenhorizonten verbunden.

#### 5.2 Stoffgehalte und Eigenschaften

Der Vergleich der Schwermetallgehalte lothringischer und saarländischer Gartenböden mit den Schwer-metallgehalten der Oberböden im Umfeld der untersuchten Gartenstandorte zeigt eine auffällige Verschie-bung der prozentualen Klassenzugehörigkeiten der einzelnen Gruppen, was deutlich bei den Elementen Pb, Zn und Cu zu Tage tritt. Gartenböden sind hierbei häufig höheren Konzentrationsklassen zuzuordnen. Die Oberbodenhorizonte der untersuchten Haus- und Kleingärten weisen gegenüber Acker- und Wald-oberböden deutlich erhöhte PAK-Gehalte auf, die in ihrem Konzentrationspiegel mit den Auflagehori-zonten in forstlich genutzten Böden vergleichbar sind (WEYRICH & DRESCHER-LARRES 1997).

Ausgewählte Gartenböden wurden auf ihre Porengrößenverteilung untersucht. Auffallend sind dabei extrem hohe Luftkapazitäten und ein hohes Gesamtporenvolumen, das lediglich bei Böden auf lösslehmbedeckten pleistozänen Terrassen im tieferen Unterboden, begleitet von Staunässemerkmalen, abnimmt. Demgegenüber ist der positive Einfluss der Bodenbearbeitung auf andere Kenngrößen des Bodenwasserhaushaltes begrenzt, da die nutzbare Feldkapazität nicht signifikant erhöht ist (ENRIGHT 1993, DRESCHER-LARRES, RUPP & WEYRICH 1997).

## 6. Diskussion und Schlussfolgerungen

Vergleicht man die Ergebnisse der Häufigkeitsverteilungen der Schwermetalle Zn, Pb und Cu bei den untersuchten Gartenböden mit Daten von Böden landwirtschaftlicher Nutzung des gleichen Gebietes, so zeigen sich Anreicherungen bei den gärtnerisch genutzten Standorten. Mehrere Ursachen kommen hierfür in Frage: in der historisch gewachsenen Belastungssituation eines Altindustriestandorts mit Montanindustrie und Metallverarbeitung kann eine Akkumulation bei den Elementen Zn, Pb, Cu und Ni erwartet werden. Eine offene Frage bildet jedoch der Einfluss von Stoffeinträgen, die insbesondere früher direkt über Hausbrandaschen und -müll, heute auch noch über Düngemittel erfolgen können. Bei der Probenahme wurde in zahlreichen Fällen technogenes Substrat (Bauschutt, Keramik, Kunststoffe, Schlacken) registriert. Diese Stoffe können die Spurenelementkonzentrationen erheblich steuern. Die Kartierung der Gärten hat gezeigt, dass rund 57% der Standorte nicht aus autochthonen Substraten entstanden sind. Das Ausgangsmaterial dieser Böden waren Auftragsmassen häufig unklarer Herkunft. Mit diesen allochthonen Bodenmassen können ebenfalls Schadstoffe zugeführt werden. Die teils großen Streubreiten bei einigen Metallen (Pb, Zn, Cu) belegen eine wohl aus mehreren Quellen stammende anthropogene Modifizierung des Elementhaushalts der untersuchten Gartenböden. Weiterhin spielt die Lage der Gärten eine wichtige Rolle: hier existiert, angefangen von Standorten an vielbefahrenen Straßen, in Überschwemmungsgebieten, in der Nähe von Industriegebieten, in Stadtrandlage bis hin zu einer dörflichen Situation ein großes Spektrum von möglichen Schadstoffflüssen.

Eine Bewertung der Elementverteilungen muß auch bestehende Orientierungswerte zur Bodennutzung heranziehen. Hierzu wurde ein Abgleich der Daten mit den von EIKMANN & KLOKE (1991) vorgeschlagenen Bodenwerten<sup>1</sup> durchgeführt. Diese Vorsorgewerte differenzieren nach Nutzung und Schutzgut. In der vorliegenden Untersuchung wurde der Bodenwert (BW) I für multifunktionale Nutzungsmöglichkeit (=ohne Nutzungseinschränkungen) und bei Haus- und Kleingärten die Bodenwerte II und III herangezogen. Für die Elemente Cd, Cu, Ni, Pb und Zn wurden die Überschreitungen der drei Bodenwerte prozentual für saarländische (n=128) und lothringische (n=105) Gärten ermittelt. Tab. 1 zeigt die Überschreitungen im Überblick.

Die Vorsorge- und Prüfwerte nach Anhang 2 der BBodSchV (1999) sind nicht dargestellt, da Böden mit naturbedingt und großflächig siedlungsbedingt erhöhten Hintergrundgehalten als unbedenklich eingestuft werden, sofern keine Freisetzung der Schadstoffe oder zusätzliche Einträge nachteilige Auswirkungen auf die Bodenfunktionen erwarten lassen. Gartenböden lassen sich dieser Kategorie zuordnen. Legt man dennoch diese Werte zu Grunde, so zeigen sich Überschreitungen des Vorsorgewertes insbesondere bei den Elementen Zn, Pb, Cr, Cu und Ni. Der Prüfwert wird nur äußerst selten überschritten. Das Ausschlusskriterium zur Anwendung der Vorsorgewerte bei Humusgehalten von mehr als 8% trifft nur in wenigen Ausnahmefällen zu (BBodSchV 1999).

<sup>1</sup> Bodenwert I (BW I) = Unbedenklichkeitswert: Oberer, geogen und pedogen bedingter Istwert natürlicher Böden ohne wesentliche, anthropogen bedingte Einträge  
Bodenwert II (BW II) = Toleranzwert: Schutzgut- und nutzungsbezogener Gehalt in Böden, der trotz dauernder Einwirkung auf die jeweiligen Schutzgüter, deren „normale“ Lebens- und Leistungsqualität auch langfristig nicht negativ beeinträchtigt  
Bodenwert III (BW III) = Toxizitätswert: Gehalt im Boden, bei dem Schäden an Schutzgütern wie Pflanze, Tier und Mensch sowie an Nutzungen und Ökosystemen erkennbar werden. Der BW III ist ein phyto-, zoo-, human- und ökotoxikologischer Wert (EIKMANN & KLOKE 1991)

**Tab. 1: Prozentuale Überschreitungen der Bodenwerte (mg/kg) nach EIKMANN.& KLOKE (1991) (Saarland: n=128; Lothringen: n=105)**

Element	Region	BW I	%	BW II	%	BW III	%
Cd	Saarland	1,0	4,7	2,0	0,8	5,0	0,8
	Lothringen	1,0	41,1	2,0	5,7	5,0	1,0
Cu	Saarland	50,0	9,4	50,0	9,4	200,0	0,0
	Lothringen	50,0	6,7	50,0	6,7	200,0	0,0
Ni	Saarland	40,0	2,3	80,0	0,8	200,0	0,0
	Lothringen	40,0	16,2	80,0	0,0	200,0	0,0
Pb	Saarland	100,0	29,1	200,0	3,2	1000,0	0,8
	Lothringen	100,0	13,3	200,0	1,0	1000,0	0,0
Zn	Saarland	150,0	58,3	300,0	22,8	600,0	6,3
	Lothringen	150,0	30,5	300,0	5,7	600,0	0,0

## 7. Literatur

- ARBEITSGRUPPE BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 4. Aufl., Hannover 1994, 392 S.
- ARBEITSKREIS "STADTBÖDEN" (1989): Empfehlungen des Arbeitskreises "Stadtböden" der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft für die bodenkundliche Kartieranleitung urban, gewerblich und industriell überformter Flächen (Stadtböden).- UBA Texte 18/89, Berlin, 162 S.
- BBODSCHV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999.- Bundesgesetzbl., Jg. 1999, Teil I, Nr. 36, S. 1554-1577.
- DRESCHER-LARRES, K., E. RUPP & J. WEYRICH (1997): Auswertung von Daten des Bodenwasserhaushalts in SAAR/BIS.- Bericht erstellt i.A. des Landesamtes für Umweltschutz des Saarlandes, 38 S.
- CRÖSSMANN, G. & M. WÜSTEMANN (1992): Belastungen in Haus- und Kleingärten durch anorganische und organische Stoffe mit Schädigungspotential. - Teil I: Böden und Komposte; UBA Forschungsbericht 116 08 068; Berlin, 133 S.
- EIKMANN, T. & A. KLOKE (1991): Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad)-Stoffe in Böden. - In: Handbuch Bodenschutz, Kennz. 3590, Hrsg.: Rosenkranz, Einsele, Harref. E. Schunidt Verl. S.1-26
- ENRIGHT, E. (1993): Gartenböden im Stadtgebiet Saarbrücken. - Dipl.-Arb. Univ. Saarl., Fachrichtung Geographie, Saarbrücken, 117 S.
- FETZER, K.D., E. ENRIGHT, R. GRENZIUS, J. KUBINIOK, C. SCHWARTZ & J.-L. MOREL (1998): Garden Soils in south-western Germany (Saarland) and north-eastern France (Lorraine).- 16<sup>th</sup> World Congress of Soil Science 1998 Proc., Vol. II, p. 528, Montpellier.
- FETZER, K.D. (1999): Stand und Perspektiven des Bodenschutzes im Saarland.- Saarbr. Geogr. Arb., Bd. 46, S. 15-39.
- SCHWARTZ, C. (1993): Facteurs de Qualité des Sols de Jardins de l'Est-Mosellan.- Mémoire de DEA, ENSAIA-INPL, Vandœuvre, 44 S.
- WEYRICH, J. & K. DRESCHER-LARRES (1997): Nutzungs- und raumspezifische Gehalte sowie Hintergrundbelastung von organischen Schadstoffen in saarländischen Böden.- Bericht erstellt i.A. des Landesamtes für Umweltschutz des Saarlandes, 38 S.

## Schwarzerden den Nordostdeutschen Jungmoränengebietes

U. Fischer-Zujkov, Fachhochschule Eberswalde, Fachbereich Landschaftsnutzung und Naturschutz, Schicklerstr. 3-5, 16225 Eberswalde

### Einleitung

Im Nordostdeutschen Jungmoränengebiet besitzen Schwarzerden ein inselartiges Verbreitungsareal. Dieses Areal ist durch kalkreiche Substrate ( $\text{CaCO}_3 > 12\%$ ) und ein subkontinentales Übergangsklima gekennzeichnet. Gleichzeitig bildet dieses Gebiet die nördlichste Siedlungsexklave der frühneolithischen linienbankeramischen Kultur. Schwarzerdeähnliche Böden treten in 3 Bodengesellschaften auf:

1. Pararendzina - Parabraunerde-Tschernosem - Kolluvisol BG auf kalkreichen glazilimnischen Schluffen
2. Pararendzina - Pseudogley-Tschernosem-Parabraunerde - Kolluvisol BG auf kalkreichem Geschiebemergel
3. Pararendzina - Gley-Tschernosem - Kolluvisol BG in Niederungsgebieten auf kalkreichem Geschiebemergel

**Ziel der Untersuchungen ist:**

Die Bestimmung von Bildungszeitraum und -bedingungen der Schwarzerden der Uckermark. Die Klärung der Bedingungen und Prozesse der "Schwarzerdedegradation". Die Klärung der Rolle des Menschen zum Schwarzerdeerhalt.

### Methoden

Es wurden bodenkundliche Untersuchungen von Bodencatenen der typischen Schwarzerdenbodengesellschaften und von einzelnen Bodensequenzen durchgeführt. Dabei erfolgte neben der makromorphologische Aufnahme eine mikromorphologische Untersuchung einzelner typischer Bodenprofile sowie die bodenchemische und -physikalische Charakterisierung der Böden (Corg.,  $\text{CaCO}_3$ , pH, Korngrößenzusammensetzung).

Zur Klärung der Tschernosemgenese und deren Zeitraum wurden 2 Methoden zur Untersuchung der organischen Bodensubstanz angewandt: (1) Die Humuskomplexanalyse in Verbindung mit der  $^{14}\text{C}$ -Datierung in Humushorizonten begrabener Schwarzerden und in den unteren dunklen Humushorizonten rezenter Parabraunerde. (2) Die thermogravimetrische Untersuchung.

Außerdem erfolgte die bodenkundliche Aufnahme archäologischer Befunde, insbesondere von Gruben.

Zur Charakterisierung der Bedingungen der Bodenentwicklung der Tschernoseme wurden in Kolluvien, organischen Sedimenten und z.T. im Boden pollenanalytische Untersuchungen, die Analyse von Phytolithen und Mollusken durchgeführt.

### Ergebnisse und Schlußfolgerungen

Die Schwarzerden der Uckermark haben reliktschen Charakter, rezent sind lediglich in unterschiedlichem Maße degradierte Schwarzerden (Parabraunerden-Tschernoseme und (Pseudogley)-Tschernosem-Parabraunerden) verbreitet.

Zeitraum der Schwarzerdebildung waren das Boreal und das beginnende Atlantikum. Der Humus begrabener Humushorizonte zeigt Eigenschaften von typischem „Tschernosemhumus“ (z.B. Verhältnis Huminsäure/Fulvosäuren bis zu 2,2). Die Humusqualität jüngerer humoser Kolluvien unterscheidet sich ab diesem Zeitpunkt wesentlich und ist unabhängig vom Humusgehalt im Boden deutlich heller.

Während der Schwarzerdegenese existierte eine geschlossene Vegetationsdecke. Es fehlen jegliche Anzeichen einer natürlichen Morphodynamik. Die Wasserstände waren extrem niedrig; es liegen keine organischen Sedimente aus Senken vor.

Als Folge sich verändernder Umweltbedingungen und aufgrund der unterschiedlichen Pufferung des Ausgangsmaterials besteht ein zeitliches und räumliches Miteinander der pedogenetischen „Degradierungsprozesse“ (Entkalkung, Verbraunung, Lessivierung) innerhalb einer Bodencatena. Die Datierung solcher sich überlagernder und unterschiedlich gepufferter Prozesse fällt ausgesprochen schwer und ist nur in Ausnahmefällen möglich. Eine solche Möglichkeit ist die archäologische Datierung von Bodenzuständen (z.B. begrabene Böden unter archäologisch datierbarem Kolluvium, Bodenbildungen des Füllmaterials in datierbaren Gruben). Verbraunung und Lessivierung setzten seit dem jüngeren Atlantikum ein, sind aber auch seit dem Mittelalter (letzte 700 Jahre) nachzuweisen.

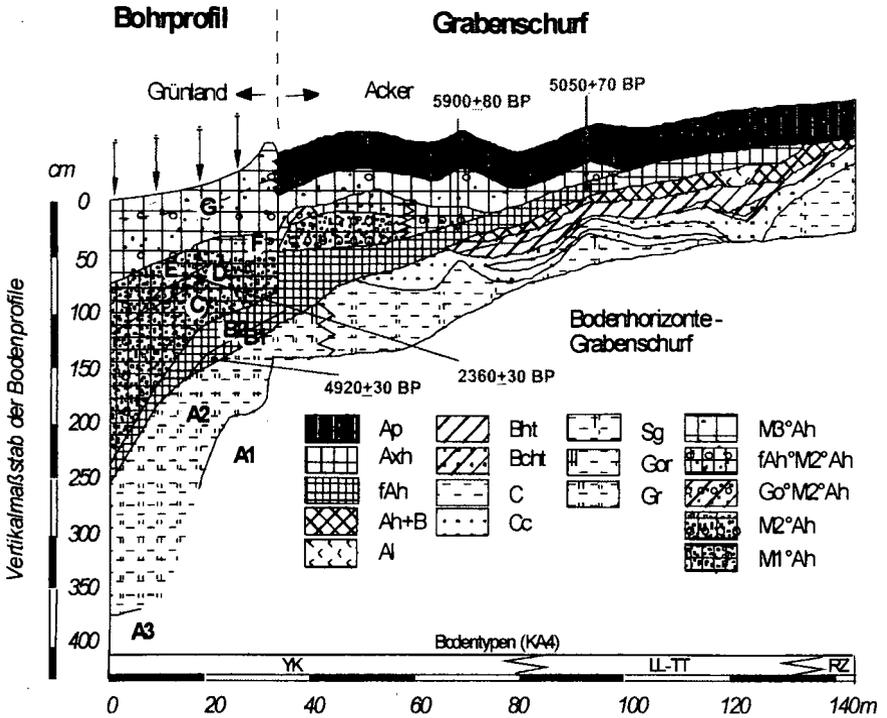


Abb. 1: Untersuchung von Gesamtcatenen zur Klärung genetischer Zusammenhänge und lateraler Verlagerungsprozesse – Beispiel Catena Biesenbrow: Pararendzina – Parabraunerde-Tschernosem – Kolluvisol – Bodengesellschaft (Schurf: U. Fischer-Zujkov; Bohrprofil: A. Brande, <sup>14</sup>C-Daten: P. Becker-Heidmann, P. Grootes)

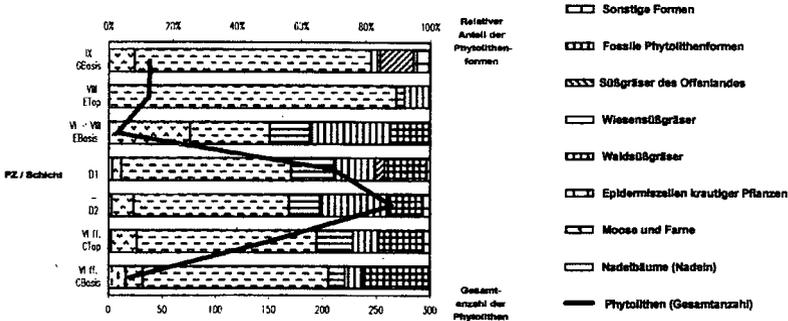


Abb. 2: Analyse der Phytolithen im Kolluvium der Catena Biesenbrow (Analyse A.A. Golyeva)

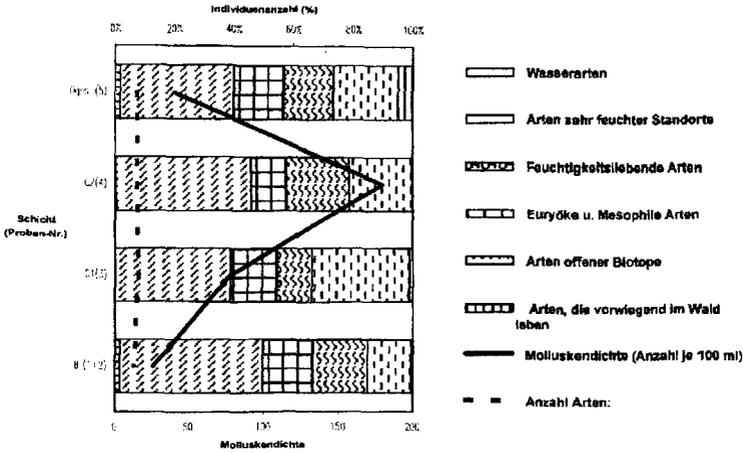


Abb. 3: Analyse der Molluskenfauna im Kolluvium der Catena Biesenbrow (Analyse H. Rittweger)

Die palynologischen Untersuchungen und die Untersuchungen der Molluskenfauna lassen auf eine lockere Laubmischwaldvegetation mit relativ hohen Anteilen wahrscheinlich nutzungsbedingter Offenflächen seit dem jüngeren Atlantikum schließen (s. Abb. 2 u. 3).

Anhand der Kalkdynamik läßt sich die zeitweise Stagnation der Schwarzerdedegradation nachweisen.

Gründe für eine Erhaltung bzw. verzögerte Degradierung der schwarzerdeähnlichen Böden bis zur Gegenwart sind:

Die klimatischen Bedingungen der Uckermark, die auch rezent durch ein subkontinentales Übergangsklima mit Jahresniederschlägen um 500-540mm geprägt sind.

Die Besonderheiten des Ausgangssubstrates: (1) Menge und Form des Kalkgehaltes (min.15% CaCO<sub>3</sub>): Insbesondere die Form des Primärkalkes scheint eine entscheidende Rolle für den Erhalt der schwarzerdeähnlichen Böden bis in die Gegenwart zu spielen. Die Kalkpufferung von Böden mit einem Anteil des Kalkgehaltes als Kreidegeschiebe ist höher als bei einer Verteilung als Feinkarbonat. Es findet zunächst eine lokale Umlösung statt, die Kalkkonzentration ist aber lokal so hoch, daß eine Vertikalverlagerung und damit die Entkalkung von Bodenhorizonten nur mit erheblicher zeitlicher Verzögerung stattfindet. (2) Ein erhöhter Tongehalt (17 - 25%) im Humushorizont bedingte die Bildung eines hohen Anteils der Ton-Humuskomplex-Fraktion am Gesamthumus. Aufgrund der erschwerten Umsetzbarkeit dieser Fraktion durch biochemische Prozesse blieb ein erheblicher Teil dieses Humusbestandteiles bis in die Gegenwart erhalten. Es erfolgte lediglich die physikalische Verlagerung eines Teiles durch Lessivierung und die Bildung von Parabraunerden mit schwarzen Toncutanen.

Eine wesentlichen Beitrag zur Erhaltung der Schwarzerden bis zur Gegenwart spielte die ihre ackerbauliche Nutzung seit dem frühen Neolithikum. Während in den Anfangsphasen des Ackerbaus (Neolithikum) die Bodendegradierung sowohl durch Erosion und Humusdegradierung im Bearbeitungshorizont unterstützt wurde, wirkte in späteren Phasen der Landschaftsentwicklung gerade die ackerbauliche Nutzung der Schwarzerdeflächen der Bodendegradierung entgegen. Mit fortschreitender Erosion gelangte in Kuppen- und Oberhangpositionen kalkhaltiges Material an die Oberfläche (Bildung von Pararendzinen). Die kolluviale Überdeckung der Schwarzerden am Unterhang mit kalkhaltigem Material und dessen andauernde Nachlieferung stoppte die Bodendegradierung „von oben“. Außerdem wurde die Lösung der Carbonate im Bodenwasser der Kuppen und Oberhänge wurde erhöht, was zu einer Zufuhr von Carbonaten mit dem Hangzugswasser in Unterhang- und Senkenposition und zur Bildung von Sekundärcarbonaten z.T. in ursprünglich entkalkten Bodenhorizonten führte und somit die Bodendegradierung „von unten“ stoppte.

### Literatur

BORK, H.-R., H. BORK, C. DALCHOW, B. FAUST, H.-P. PIORR UND TH. SCHATZ (1998): Landschaftsentwicklung in Mitteleuropa. Klett-Perthes, S.328.  
 CHICHAGOVA, O.A., TARASOVA (1992): Zvoistva raznovozrastnych guminovykh veshtshestv. Pochvovedenje 1, Moskva, 94-99. (Die Eigenschaften von Huminstoffen unterschiedlichen Alters)  
 FISCHER-ZUJKOV, U., R. SCHMIDT U. A. BRANDE (1999): Die Schwarzerden Nordostdeutschlands und ihre Stellung in der holozänen Landschaftsentwicklung, Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 162, S. 443-449

- FISCHER-ZUJKOV, U. (1999): Schwarzerdeähnliche Böden des Jungmoränengebietes (Exkursionspunkte 1 u. 2), Exkursionsführer zu 18. Sitzung des Arbeitskreises Paläopedologie der DBG „Paläoböden und Kolluvien auf glazialen Sedimenten Nordostdeutschlands“, S. 26-56.
- FISCHER-ZUJKOV, U. (1998): Das „Schwarze Kolluvium“ - Auswirkungen der ur- und frühgeschichtlichen Landnutzung auf die Umweltbedingungen in der Uckermark, Beiträge zum Oderprojekt, Bd.5, DAI-RGK, Berlin, S.99-104.
- GEHRT, E. (1998): Exkursionsführer zur 17. Sitzung des Arbeitskreises Paläopedologie der DBG „Äolische Sedimente und Bodenentwicklung im nördlichen Harzvorland“, Hannover, S. 74-90, 114-115.
- GEHRT, E., B. MEYER, T. BECKMANN U. F. SCHWONKE (1995): Schwarzerden, Grauerden und Pararendzinen - Die Frühholozäne Bodengesellschaft der Börden. Mitteilungen d. Dt. Bodenkdl. Gesellschaft 76(II), 1037-1040.
- GUNREBEN, M.(1992): Schwarzerde-Relikte in Deutschland - Ein regionaler Vergleich von Böden ausgewählter Klimagebiete und Lößprovinzen. Dissertation. Universität Marburg.
- ROHDENBURG, H. U. B. MEYER (1968): Zur Datierung und Bodengeschichte mitteleuropäischer Oberflächenböden (Schwarzerde, Parabraunerde, Kalksteinbraunlehm): Spätglazial oder Holozän? Göttinger Bodenkundliche Berichte 6, 127-212.
- SABEL, K.J. (1982): Ursachen und Auswirkungen bodengeographischer Grenzen in der Wetterau (Hessen). Frankfurter Geowissenschaftliche Arbeiten Serie D, Bd.3, S.116.
- SCHIMMING C.-G. U. H.-P. BLUME (1993): Landschaften und Böden Schleswig-Holsteins. Mitteilungen d. Dt. Bodenkdl. Gesellschaft 70, 68-72.
- SCHMIDT, R. (1991): Genese und anthropogene Entwicklung der Bodendecke am Beispiel einer typischen Bodencatena des norddeutschen Tieflandes. Petermanns Geogr. Mitteilungen 135(1), 29-38.
- SIEWERT, CH. (1999): Thermogravimetrische Analyse der organischen Bodensubstanz an Schwarzerden der Uckermark, Exkursionsführer zu 18. Sitzung des Arbeitskreises Paläopedologie der DBG „Paläoböden und Kolluvien auf glazialen Sedimenten Nordostdeutschlands“, Müncheberg, S. 57-61.
- STREMMER, H. (1938): Die Böden Deutschlands. Handbuch der Bodenlehre, Bd. V, S. 271-429.

# Die Bodenflächendaten 1 : 50 000 Hessen

## Ziele, Aufbau und Erfahrungen

Klaus Friedrich \*

### 1 Einleitung

Der Bedarf an bodenkundlichen Flächendaten bzw. Kartenwerken steigt seit Jahren kontinuierlich an. Für Fragestellungen in der Planung und Anwendung nimmt die Bedeutung der klassischen Bodenkarte dagegen ab. Vielmehr sind es die Boden- bzw. Standortfunktionen und -eigenschaften, die für den Nutzer vor allem außerhalb der staatlichen geologischen Dienste von Interesse sind. Um flächendeckende Aussagen zu Boden- bzw. Standorteigenschaften und -Funktionen machen zu können, wurde die Bodenflächendatenbank 1 : 50 000 Hessen als allgemeine Bodenflächeninformation konzipiert. Die klassische Bodenkarte stellt dabei nur eine "Sicht" auf die Datengrundlage der Flächendatenbank dar oder ist eine Auswertungsmethode. Die wichtigsten Ziele der in Zusammenarbeit mit dem Geologischen Landesamt Rheinland-Pfalz entwickelten Flächendatenbank sind (vgl. auch SPIES et al. 1998):

- Flächendeckendes einheitliches digitales „Kartenwerk“
- Blattschnittfreies „Kartenwerk“
- Bildung von Kartiereinheiten nach „allen“ Standortkriterien (z.B. Bodenbedeckung)
- Die Bodenkarte ist gleichgestellt mit anderen Themen als „Sicht“ auf die Flächendatenbank
- Integrierte Beschreibung von Punkt- und Flächendaten für Bodenprofilaten
- Einfache Pflege, Erweiterung und Beweissicherung
- Die Flächendatenbank verwaltet verschiedene Kartenprojekte und ist maßstabsunabhängig
- Vollautomatisierte Erstellung von Karten und „Erläuterungen“ im Blattschnitt oder für interaktiv definierte Ausschnitte

### 2 Flächeneinheiten der Flächendatenbank

Als kleinste Beschreibungsobjekte werden räumliche Einheiten nicht allein im Sinne einer bodenkundlichen Kartiereinheit ausgehalten. Um Boden- bzw. Standortfunktionen allgemein zu dokumentieren, müssen weitere Standortparameter Berücksichtigung finden. Die Bodennutzung bzw. -bedeckung besitzt einen entscheidenden Einfluß auf die Ausprägung der Bodendecke und deren Chemismus und damit auch auf wichtige Standortfunktionen. Daher werden „nutzungsdifferenzierte Bodenformengesellschaften“ (BFG) auf Basis einer oder mehrerer vergesellschafteter Bodenformen (BF) gebildet. Die BF einer Gesellschaft gehören alle einer Nutzungs-/Bedeckungsklasse an und tragen Vergesellschaftungsattribute wie Flächenanteil, Verteilungsmuster u.a. (vgl. Abb. 1).

Die Gliederungen der Einheiten erfolgt weiterhin vor allem unter substratsystematischen Gesichtspunkten. Das Ausgangssubstrat der Bodenbildung ist die steuernde Größe für viele Standorteigenschaften, wie z.B. die bodengenetische Entwicklung, die ein zusätzliches Gliederungsmerkmal stellt. Eine weitere Differenzierung liegt in klimatischen Standort-

---

\* Hessisches Landesamt für Bodenforschung, Leberberg 9, 65193 Wiesbaden

faktoren und lokalen Reliefbedingungen, die als zukünftiger Schritt in die primären Flächen-  
daten integriert werden.

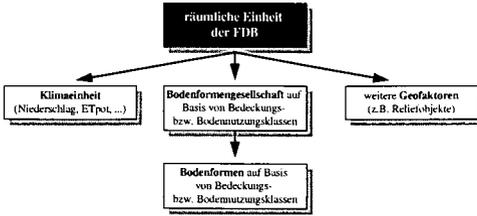


Abb. 1 Zusammensetzung der Standortfaktoren für eine räumliche Einheit der Flächendatenbank

### 3 Aufbau der Flächendatenbank

Die Flächendatenbank ist mit ihrer Struktur Bestandteil des Hessischen Erdinformationssystems (HEISS). In HEISS werden alle geowissenschaftlichen Sachdaten unabhängig ihres Datentypes (Flächen-, Linien-, Punktdaten) verwaltet. Geometriedaten der Flächen und Linien werden als Cover oder Library unter ArcInfo gehalten. Der zentrale Aufbau der Datenbank ist in Classen et al. (1998) und Hessisches Landesamt für Bodenforschung (1999) beschrieben. Der wesentliche Teil der Datenbank besteht aus folgenden Teilen:

- Struktur-Thesaurus - Definition und Beziehungen der Erhebungsmerkmale
- Begriffs-Thesaurus - Definition und Beziehungen der zu verwendenden Begrifflichkeiten
- Sachdatenbank - Datenbankstruktur, in der die Sachdaten aufgenommen werden

Aufbauend auf dieser Grundlage ist die Flächendatenbank aus 5 funktionellen Bausteinen zusammengesetzt, dem Bodenformenarchiv, der Methodenbank, Metadaten, den abgeleiteten raumbezogenen Verwaltungsdaten und Geometriedaten mit Linien und Flächen (vgl. Abb. 2).

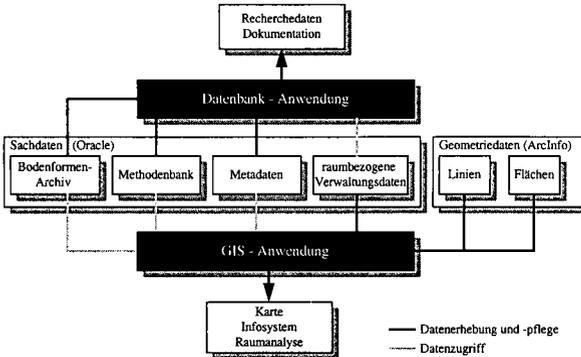


Abb. 2 Funktionale Bausteine der Flächendatenbank

#### 3.1 Das Bodenformenarchiv

Das Bodenformenarchiv verwaltet alle Sachdaten von der räumlichen Einheit bis zur Beschreibung von Bodenhorizonten. Übergreifend wird mit der Projektverwaltung ein Kartenprojekt definiert. Diesem Projekt werden dann Raumeinheiten (= „Kartiereinheiten“) zugewiesen.

Die BFG beschreibt die Vergesellschaftung von Böden innerhalb einer Bedeckungs-/Nutzungsklasse (z.B. Acker). Sie faßt dabei eine oder mehrere typische BF zusammen. Die Gesellschaftseinheit stellt dabei eine eigenständige Beschreibungseinheit dar, die einer oder mehreren „Kartiereinheiten“ in unterschiedlichen Kartenprojekten zugewiesen werden kann.

Die BF stellt eine Beschreibung der Bodenausprägung eines Vertikal-Profiles dar. In der BF werden daher nur Spannbreiten der Ausprägung in vertikaler Hinsicht beschrieben. Die flächenhafte Heterogenität der Böden innerhalb einer BFG wird durch die Beschreibung mehrerer BF wiedergegeben.

Bodenformen werden mit dem Beschreibungsobjekt „Bodenkundliches Profil“ in der Datenbank erfaßt, das sowohl für Punkt- wie für Flächendaten verwendet wird. Daher können konkrete an einem Punkt beschriebene BF (Punktdaten) mit idealisierten BF (BF ohne räumlichen Bezug) innerhalb einer BFG gemischt verwendet werden. Die BF werden dabei den BFG logisch zugeordnet, wobei Attribute der BF innerhalb der BFG beschrieben werden (z.B. Flächenanteil der BF in der BFG, räumliche Anordnung).

### 3.2 Methodenbank

Die Methodenbank besteht aus einzelnen polyhierarchisch zusammenhängenden Auswertungsbausteinen, die jeweils einen oder mehrere inhaltlich zusammenhängende Auswertungsschritte ausführen. Jeder Auswertungsbaustein ist mit Nummer, Titel, Eingangsdaten, Art des Ergebniswertes usw. umfassend in einem Methodenthesaurus beschrieben, der als Steuerung beim Ablauf der Auswertungsmethode fungiert. Ebenso wird die gesamte Methodendokumentation als html-script aus dem Methodenthesaurus generiert.

Die Auswertungsmethoden sind statisch aufgebaut. Das heißt, die primären Eingangsdaten (z.B. Bodenart, Humusgehalt) oder Ergebnisse aus vorgeschalteten Auswertungen (Methodenkinder) sind festgeschrieben und können nicht variiert werden, um vergleichbare Methodenergebnisse zu erhalten und **so wenig** Auswertungsmethoden (bzw. -Varianten) **wie nötig** zuzulassen.

Die Einbindung von Auswertungsmethoden der Ad-hoc-AG Boden (HENNING 1994) bedarf i.d.R. einer umfassenden Anpassung an die Datengrundlage der FDB, Kennwerttabellen oder Klassifizierungsparameter. Aufgrund der Offenlegung der Basisdaten, Kennwerttabellen sowie der Methodendokumentation, bleiben die Auswertungsergebnisse für den Nutzer nachvollziehbar. Die Publikation der Methodendokumentation ist in Vorbereitung. Beschreibungen zu Auswertungsmethoden zu Thematischen Karten sind in VORDERBRÜGGE & FRIEDRICH (1998) und SABEL (1999) zu finden.

### 3.3 Metadaten

Metadaten erfüllen eine Vielzahl von Funktionen. Die Metadaten der Bodenflächendaten 1 : 50 000 sind projektspezifisch aufgebaut, erfüllen aber schon wesentliche Aspekte allgemeiner Metadaten, unabhängig von Projektart und Datentypen. Bei der Projektentwicklung beinhalten die Metadaten Informationen bezüglich der Zuständigkeitsregelung, dokumentieren Arbeitsabläufe und Bearbeitungszustände für die Projektmitarbeiter. Neben der Dokumentation von technischen Daten enthalten die Metadaten vor allem inhaltliche Hinweise und Interpretationshilfen für die eigentlichen Sachdaten. Schließlich enthalten die Metadaten alle Informationen - über den Sachdatenbestand hinaus - die für eine vollautomatisierte Kartenherstellung benötigt werden.

### 3.4 Raumbezogene Verwaltungsdaten

Diese raumbezogenen Daten verwalten für unterschiedliche Flächeneinheiten (Blatt eines Blattschnittes, Kreisgrenze, usw.) statistische Daten im Bezug zu den thematischen Einheiten. Sie geben an, welche Einheiten des Themas Bodenkarte oder Nitratrückhaltevermögen des Bodens bspw. auf dem Blatt L5914 vorkommen und wieviele Flächen mit welcher Gesamtfläche dies sind. Diese Daten werden sowohl für die Bearbeitung und Pflege des Kartenwerkes als auch für die Ausgabe von Erläuterungen benötigt.

### 3.5 Geometriedaten

Die Geometriedaten mit den Objekten Linie und Fläche werden in ArcInfo erhoben und verwaltet. Die eindeutige Kennung der Objekte wird mit der Sachdatenbank verknüpft. Für die thematischen Auswertungen, die ein Kartenthema darstellen, werden im GIS sogenannte Regions gebildet, die alle Flächen bzw. Linien einer thematischen Einheit logisch zusammenfassen. Hierdurch werden Recherchen erleichtert und es können sehr einfach die in Kap. 3.4 beschriebenen Statistiken erstellt werden.

## 4 Diskussion

Die konsequente Nutzung der heute zur Verfügung stehenden DV-Werkzeuge führte zur Erstellung eines Flächeninformationssystems, das weit über die Anwendungsmöglichkeiten der klassischen Bodenkarte hinausgeht. Er können folgende wesentlichen Punkte zusammengefaßt werden:

- |          |  |
|----------|--|
| +        | <ul style="list-style-type: none"><li>• Die Produkte sowie deren „Transparenz“ werden vom Nutzer gut angenommen</li><li>• Die Kartenerstellung ist sehr wirtschaftlich (Plot wie auch eventuelle Drucklegung)</li><li>• Die allgemein gehaltenen Grunddaten ermöglichen eine rasche thematische Erweiterung</li></ul>                                      |
| -        | <ul style="list-style-type: none"><li>• Es besteht ein hoher Aufwand zur Erhebung und Beschreibung der Sachdaten</li><li>• Die Regelung zur Bildung von „Kartiereinheiten“ ist noch ungenügend</li><li>• Aufgrund heterogener Grundlagen bestehen erhebliche „Qualitätsunterschiede“ im sonst einheitlichen Kartenwerk</li></ul>                           |
| Ausblick | <ul style="list-style-type: none"><li>• Integration der Standortfaktoren Klima und Relief</li><li>• Entwicklung von Auswertungsmethoden für Bodenformengesellschaftseinheiten</li><li>• Nutzung der FDB für andere Maßstäbe (1 : 500 000 und 1 : 5 000)</li><li>• Herausgabe eines Erfassungsstandards mit Erfassungssoftware für externe Nutzer</li></ul> |

## 5 Literatur

- CLASSEN, W., FRIEDRICH, K., STÄRK, A. & ULMER, D. (1998): Das integrierte Datenmodell des Hessischen Erdinformationssystems HEISS.- In: Haasis, H.-D. und Ranze, K. C. [Hrsg.], Umweltinformatik 98 - Vernetzte Strukturen in Informatik, Umwelt und Wirtschaft; 12. Internationales Symposium "Informatik für den Umweltschutz" der Gesellschaft für Informatik (GI); Bremen.
- HENNINGS, V. (1994): Methodendokumentation Bodenkunde, Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden.- Geol. Jb., F31: 5-242, 28 Abb., 123 Tab.; Hannover.
- Hessisches Landesamt für Bodenforschung (1999): Das Hessische Erdinformationssystem (HEISS).- Geologie in Hessen, 3: 35 S., 28 Abb.; Wiesbaden.
- SABEL, K.-J. (1999): Standorttypisierung für die Biotopentwicklung, eine planungsunterstützende Auswertung auf der Grundlage der Bodenflächendaten 1 : 50 000 Hessen.- Mitteln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. [in diesem Band].
- SPIES, E.-D., VORDERBRÜGGE, TH., BROSCINSKI, S. & FRIEDRICH, K. (1998): A Soil-Information-Database for spatial soil data integrating landuse- and reliefinformation.- In: Heineke, H.-J., Eckelmann, W., Thomasson A.J., Jones, R. J. A., Montanarella, L. and Buckley, B. [eds]: Land Information Systems: Developments for planning the sustainable use of land resources. EUR17729 EN, 481 - 487. Office for Official Publication of the European Communities; Luxembourg.
- VORDERBRÜGGE, T. & FRIEDRICH, K. (1998): Thematische Bodenkarten als Grundlage der Landes- und Regionalplanung in Hessen.- VDLUFA, 49: 365-368; Darmstadt.

## Standortbewertung im semi-ariden Nordosten Brasiliens

Thomas Gaiser <sup>1</sup>, Carsten Marohn <sup>1</sup>, Bettina Bach <sup>2</sup> und Karl Stahr <sup>1</sup>

### Fragestellung

Zur Erstellung von Agrarsektormodellen für die Regionalplanung im Nordosten Brasiliens werden Ertragsschätzungen für die ökonomisch bedeutendsten Kulturpflanzen in Abhängigkeit von Klima, Boden und Anbauintensität benötigt. Innerhalb des Verbundprojektes WAVES (Water Availability and Vulnerability of Ecosystems and Society in the Northeast of Brazil) werden zu diesem Zweck in einem interdisziplinären Ansatz sowohl komplexe, dynamische Modelle als auch weniger komplexe statische Methoden überprüft und gegebenenfalls an die standörtlichen Bedingungen angepaßt. Zu den statischen Methoden zählt der parametrische Ansatz der "Land Suitability Classification" (FAO 1983; Sys et al. 1991). Es soll überprüft werden, ob diese in erster Linie qualitative Methode der Standortbewertung auch für quantitative Aussagen in Bezug auf die Abschätzung regionaler Ertragspotentiale geeignet sein könnte.

### Material und Methoden

Die Methode der *Land Suitability Classification* erlaubt eine differenzierte Beurteilung von Standorten im Hinblick auf ihre Eignung für einzelne Kulturpflanzen und gibt Aufschluß über die Art der limitierenden Standortfaktoren sowie die Intensität der Limitation. Dazu wird jeder Standortparameter mit dem spezifischen Anspruch der Kulturpflanze an diesen Parameter verglichen und mit einer Bewertungsziffer bewertet. Dieses Vorgehen setzt genaue Kenntnisse über die Standortansprüche der einzelnen Kulturen voraus. Die Standortansprüche der hier untersuchten Kulturpflanzen wurden von Sys et al. (1993) exemplarisch zusammengestellt. Die Bewertungsziffern (ratings) für die einzelnen Parameter werden zu einem pflanzenspezifischen Gesamtindex (Landindex) für den zu bewertenden Standort zusammengefaßt. Für die Berechnung des Landindex wurden zwei verschiedene Verfahren verwendet und miteinander verglichen:

1. "Maximum Limitation"- Methode:

$$LI_{\min} = \min(a, b, c, \dots)$$

2. Multiplikations Methode:

$$LI_{\text{mult}} = a \times \frac{b}{100} \times \frac{c}{100} \dots$$

LI = Landindex ( $0 \leq LI \leq 100$ )

a, b, c = Standortparameter ( $0 \leq a, b, c \leq 100$ )

---

<sup>1</sup> Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, 70593 Stuttgart, E-Mail: tgaiser@uni-hohenheim.de

<sup>2</sup> Universität Hohenheim, Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre, 70593 Stuttgart

Zur Beurteilung der Güte der Landindices (LI) wurden diese mit unter Praxisbedingungen erhobenen Erträgen von sechs Kulturpflanzen auf sechs unterschiedlichen Standorten verglichen (Tab. 1). In die Berechnung der LI gingen dabei folgende unmittelbar für die Ertragsbildung relevanten Parameter ein:

- a. Klimatische Standortparameter: Niederschlagssumme während der Vegetationsperiode, Niederschlagssumme pro Monat, Zahl der Trockenmonate (perenne Kulturen), Mitteltemperatur über die Vegetationsperiode, Monatsmitteltemperaturen (Mittel, Maximum, Minimum), relative Luftfeuchte in kritischen Wachstumsphasen, Sonnenscheindauer während der Vegetationsperiode,
- b. Edaphische Standortparameter: Drainage, Gründigkeit, Textur/Struktur, Skelettgehalt, Kalkgehalt, Gipsgehalt, Basensättigung, Summe der basischen Kationen, pH(H<sub>2</sub>O), organischer Kohlenstoff, elektrische Leitfähigkeit und Natriumsättigung.

In Anbausystemen, in denen während der Trockenzeit über Furchen bewässert wird, wurde angenommen, daß die Wasser- und Sauerstoffversorgung im Boden sowie der Salzhaushalt für die Pflanzen optimal geregelt sind, so daß die Standortparameter Drainage, Gründigkeit, Textur, Skelettgehalt, elektrische Leitfähigkeit und Natriumsättigung keine Ertragslimitierung darstellen.

**Tabelle 1: Merkmale der untersuchten Standorte und Anbausysteme**

<b>Bodentyp (FAO 1988)</b>	<b>Kulturpflanzen</b>	<b>Management</b>
Chromi-Ferric Luvisol	Mais Cowpea	Low Input/ Regenfeldbau
Ferric Luvisol	Mais Cowpea Reis	High Input/ Bewässerung
Alumi-Haplic Acrisol	Cowpea Mais Maniok	Low + High Input/ Regenfeldbau
Ferric Acrisol (2)	Mais Cowpea Baumwolle	Low Input/ Regenfeldbau
Eutric Fluvisol	Mais Cowpea Reis	Low Input/ Regenfeldbau
Stagni-Haplic Solonetz	Cowpea Mais Tomaten	High Input/ Bewässerung

Um verschiedene Kulturen in den Vergleich einbeziehen zu können, wurde jedem Landindex (LI) ein Ertragsindex (YI) als prozentualer Anteil des beobachteten Ertrags am potentiell möglichen Ertrag gegenübergestellt. Der potentielle Ertrag wurde in Abhängigkeit von der Anbauintensität ("low input"/ "high input") aus Angaben in der Literatur ermittelt (Rehm und Espig 1984, Sys et al. 1993).

### **Ergebnisse und Diskussion**

Eine Gegenüberstellung der berechneten Landindices mit den Ertragsindices an den einzelnen Standorten zeigt, daß sich die Methoden zur Berechnung des Landindex bezüglich ihrer Eignung zur Ertragsabschätzung nur geringfügig unterscheiden. Tendenziell erklärt der nach der Multiplikations-Methode berechnete Landindex etwas besser die Variabilität des Ertragsindex ( $R^2=0.60$ ) als der nach

der "Maximum Limitation"-Methode berechnete Landindex ( $R^2=0.52$ ) (Abb. 1, Abb. 2). Eine Analyse der Einzelwerte ergab, daß insbesondere der Landindex für Cowpea auf bestimmten Standorten den Ertragsindex stark unterschätzt (Abb.2). Dasselbe galt für Landindices von frisch gerodeten Flächen (Abb.2, eingekreister Datenpunkt). Werden solche Standorte von der Gegenüberstellung ausgenommen, so ergibt sich eine deutlich höhere Korrelation zwischen Landindex und Ertragsindex ( $R^2=0.77$ ) (Abb.3). Daraus wird gefolgert, daß sich die zwei geprüften Verfahren zur Berechnung des Landindex bezüglich ihrer Güte zur Abschätzung des Ertragsindex nur geringfügig voneinander unterscheiden. Die Anwendung des parametrischen Ansatzes der *Land Suitability Classification* zur Ertragsabschätzung bedarf jedoch bei einzelnen Kulturpflanzen noch einer Anpassung.

## Literatur

FAO (1983): Guidelines: Land evaluation for rainfed agriculture. Soil Bulletin 32. FAO, Rome. 72 S.

FAO (1988): FAO/UNESCO Soil Map of the World. Revised Legend. World Resources Report 60. FAO Rome.

Sys, C., Van Ranst, E., und Debaveye J. (1993): Land Evaluation. Part II: Methods in Land Evaluation. Agricultural Publications No.7. General Administration for Development Cooperation. Brussels, Belgium.

Sys, C., Van Ranst, E., Debaveye J. und Beernaert, F. (1993): Land Evaluation. Part III: Crop requirements. Agricultural Publications No.7. General Administration for Development Cooperation. Brussels, Belgium.

Rehm S. und Espig, G. (1984): Die Kulturpflanzen der Tropen und Subtropen. 2. Aufl., Ulmer Verlag. Stuttgart.

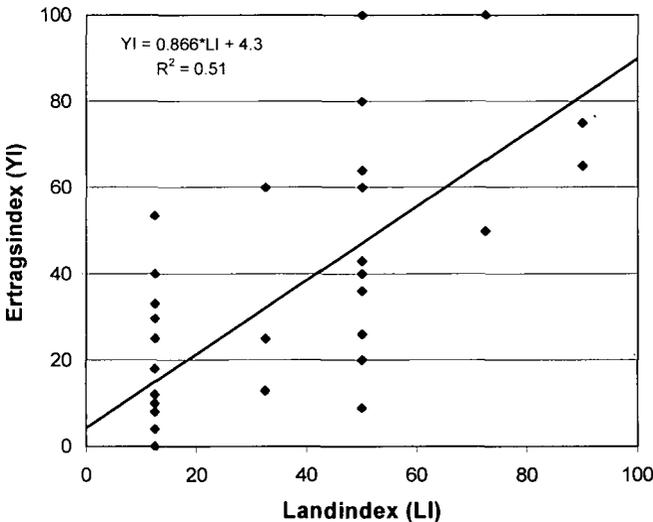


Abbildung 1: Vergleich des nach der "Maximum Limitation"-Methode berechneten Landindex (LI) mit dem Ertragsindex (YI)

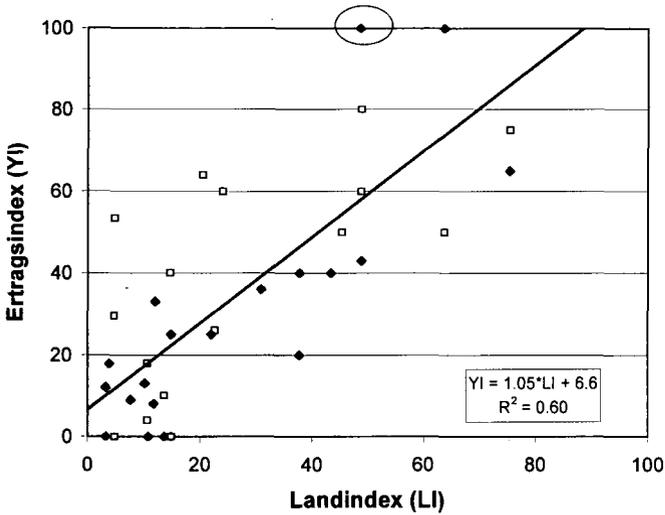


Abbildung 2: Vergleich des nach der Multiplikations-Methode berechneten Landindex (LI) mit dem Ertragsindex (YI) (mit □ gekennzeichnete Datenpunkte beziehen sich auf Standorte mit Cowpeaanbau)

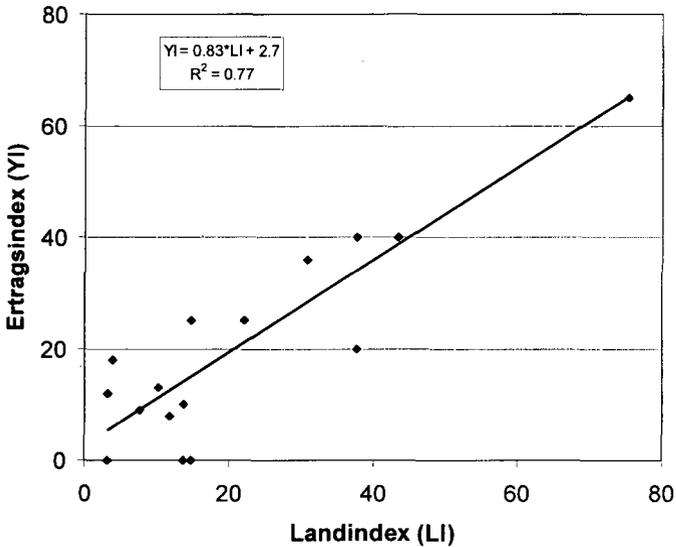


Abbildung 3: Vergleich des nach der Multiplikations-Methode berechneten Landindex (LI) mit dem Ertragsindex (YI) ohne Berücksichtigung der Cowpeastandorte

## Pedogenese mitteleuropäischer Schwarzerden Teil I

### - Neue Aspekte zur Entstehung und Gliederung der Schwarzerden -

Gehrt, E.\*, Dultz, S.\*\*, Hahn, K.\*\*\*, Hilgers, A.\*\*\*\*, Jarmer, Th.\*\*\*\*\*, Schmidt, M.\*\*\*\*\*,

Die Schwarzerde stellt nach allgemeiner Auffassung einen Reliktboden dar, der im Boreal unter - im Vergleich zu heute - wärmeren und trockeneren Bedingungen und durch intensive Bioturbation entstand (MÜCKENHAUSEN 1985, Scheffer & Schachtschabel 1998). Die Befunde zur Schichtung der Lössse in der Hildesheim-Braunschweiger Lössbörde und zur Gliederung der Axh-Horizonte der Schwarzerde sowie die Ausprägung Schwarzfärbung machen es notwendig die Entstehung der Schwarzerde neu zu diskutieren.

### 1. GLIEDERUNG DER HUMUSHORIZONTE

In den Schwarzerden der Hildesheimer Börde ist eine Zweiteilung in einen oberen helleren und einen unteren dunkleren Axh-Horizont festzustellen (GEHRT 1999). Vergleichbare Bildungen wurden z.B. auch am Nordrand der Magdeburger Börde (REUTER 1978) oder in der Soester Börde (HOHENVEHLMANN 19) beschrieben und gilt nach eigenen Beobachtungen auch für Schwarzerden in den Jungmoränen-Gebieten (z.B. Fehmarn). Beim Vergleich der Bodenhorizonte und Lössschichten ist festzustellen, dass der untere, dunklere Teil des Axh-Horizontes in einer älteren Schicht angesiedelt ist als der obere Teil. Dies ist insbesondere auch bei den Schwarzerden an der Lössgrenze (GEHRT 1999) nachzuweisen, wo durch Korngrößenunterschiede der Schichtwechsel deutlich zu erkennen ist (Abb. 1). In einigen Profilen ist der untere Humushorizont durch einen helleren Bereich deutlich von dem oberen getrennt.

Die äolischen Sedimente an der Lössgrenze können inzwischen aufgrund mehrerer Indizien zeitlich gut eingeordnet werden. Aufgrund der Körnungsabfolgen und pedostratigraphischer Korrelationen sind die äolischen Sedimente im Bereich der Lössgrenze zu den letzten Phasen der Lößablagerung (j4 und j5 und nach ROHDENBURG & MEYER 1966) zu stellen. Diese Einstufung ist aufgrund von Luminiscenzuntersuchungen zu bestätigen (HILGERS et al. 1999). Die jüngste äolische Decke, in der der ober Teil der Schwarzerde-Horizonte angesiedelt ist, muß nach den vorliegenden Befunden wohl als jungtundrenzeitlicher Entstehung sein. Damit wird gleichzeitig festgestellt, daß jungtundrenzeitlich mit ca. 20 bis 30 cm neuer Lössanwehung zu rechnen ist und der untere Teil der Schwarzerdehorizonte unter dieser Decke liegt.

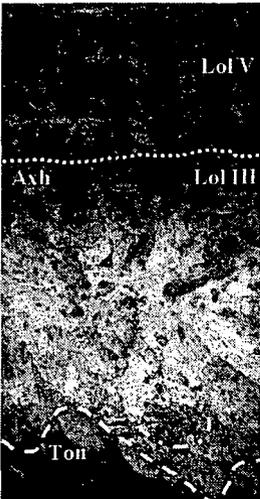
In mehreren Catenen und Gräben wurde festgestellt, dass der untere Teil der Schwarzerden im Übergang von den Lössböden zu den Sandlössböden über Tonsteinverwitterung periglazial überprägt wurde (GEHRT 1999, ROESCHMANN 1968). Vergleichbare Beobachtungen sind auch anderen Gebieten bekannt (z.B. ALTERMANN & MANIA 1968, LESER & MAQSUD 1975) Dies führt zu der Feststellung, dass diese Böden oder zumindest die schwarzfärbende Substanz schon kaltzeitlich gebildet wurde. Die Mehrschichtigkeit der Axh-Horizonte ist nicht mit der gängigen Lehrmeinung der bioturbat Entstehung zu vereinen, da durch die Bioturbation eine Schichtung zerstört werden müßte. Zwar können in den betroffenen Horizonten regelmäßige Spuren wühlender Tiere (Krotowinen, Regenwurmgänge) nachgewiesen werden, diese führen aber offensichtlich nicht zur Homogenisierung der Schichtung. Bemerkenswert sind die vergleichsweise weiten C/N-Verhältnisse der unteren Axh-Horizonte. So finden sich bei den Schwarzerden aus Löß in den oberen Horizonten CN-Verhältnisse von 8 bis 11. Die liegenden schwarzen Axh-Horizonte in 45 bis 60 cm Tiefe weisen dagegen CN-Verhältnisse bis 15 auf (vgl. FLEIGE & MEYER 1975, GEHRT et al. 1999). Die Anlehnung der Axh-Horizonte an die Schichtung legt für die Schwarzerden die Schlußfolgerung nahe, dass der untere Horizont eine ehemalige Oberfläche bildet, die durch jüngere Sedimente bedeckt wurde. Die nur geringmächtigen Decken der Jüngeren Tundrenzeit, Kryoturbationen und auch holozäne Bioturbation führen dazu, dass die alten organischen Bildungen auch in den jüngeren Decken eingemischt sind und zusammen mit dem holozänen Boden als ein zusammengehöriger Komplex erscheinen.

\* NLFb, Hannover, \*\* Univ. Hannover, \*\*\* BGR, Hannover, \*\*\*\* Univ. Köln, \*\*\*\*\* Univ. Trier, \*\*\*\*\* MPI, Jena

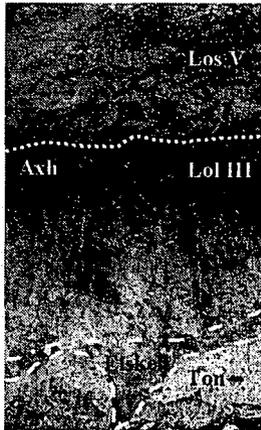
Die Schwarzerden würden somit zeitlich getrennte organische Bildungen integrieren. Es wird bewußt nicht von einer präallerödzeitlichen Schwarzerdebildung sondern nur von der spätglazialen Bildung der schwarzen organischen Substanz gesprochen.

Auch die Ergebnisse schichtweiser Radiokohlenstoffdatierung, die eine deutliche Alters-Tiefen-Funktion erkennen lässt, widersprechen nach SCHARPENSEEL et al. (1986) gegen die homogenisierende Bioturbationstheorie. Gegen die Mehrphasigkeit sprechen die  $^{14}\text{C}$ -Datierungen von Bodenmaterial, die alle holozäne Alter ergeben (SCHARPENSEEL et al. 1986). Bei den  $^{14}\text{C}$ -Altern besteht aber das grundsätzliche Problem der Kontamination der untersuchten Proben durch jüngerer, organisches Material.

A. Schwarzerde aus Löss



B. Schwarzerde aus Sandlöss über Löss



C. Schwarzerde aus Sandlöss über Kryoton

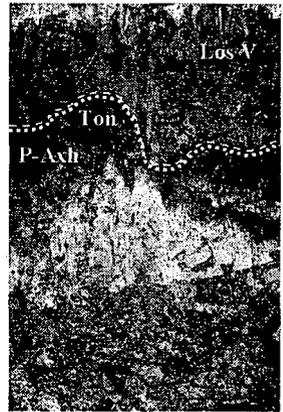


Abbildung 1: Gliederung der Humushorizonte von Schwarzerden im Bereich der Lössgrenze

Lol = Lösslehm, Los = Sandlöss, Ton = periglazial überprägter Ton der Unterkreide; V = Schicht V jungtundrenzeitlich, III = Spätglazialer Löss. Der Axl-Horizont liegt in allen Fällen in einer älteren Schicht. In Profil C ist er kryoturbat verstellt.

## 2. GEBIETE OHNE SCHWARZERDEVORSTUFE

Neben den Gebieten mit Schwarzerdeentwicklung gibt es weite Gebiete in denen es keine Hinweise auf eine Schwarzerdevorstufe gibt (BAILLY 1972). Hier stellt sich die Frage, wie der frühholozäne Boden ausgesehen hat und welche Bedingung zur Entstehung oder zum Fehlen der Schwarzerden führte. Östlich der Hildesheimer Börde findet sich weit verbreitet eine hellgraue Variante der Schwarzerde, die möglicherweise Klärung in diesen Fragen bringen könnte. Bis auf die Farbe deckt sich das Erscheinungsbild (Entwicklungstiefe, Krotowinen, Horizontübergänge) mit dem der typischen „Hildesheimer“ Schwarzerde. Zur Unterscheidung wurde die Typbezeichnung Grauerde (Tg) eingeführt (GEHRT et al. 1995, GEHRT 1999). Nach der FAO (19\*\*) wären diese Böden mit einem Grauwert über 2 als Phaeozem einzu-stufen.

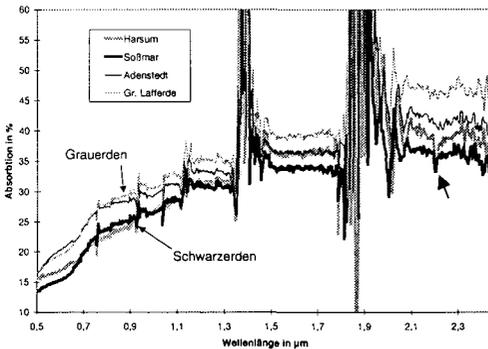
Im Dünnschliff sind die Stadien der Kalklösung und -ausfällung sowie der Tonfreisetzung und -umlagerung von den amorphen zu den orientierten Tonbelägen zu unterscheiden. Bei den kalkhaltigen Grauerden und Schwarzerden ist der Anteil der orientierten Tonbeläge gering. Sowohl bei den Grauerden, als auch bei den Schwarzerden ist mit zunehmen-

der Kalkfreisetzung, Verbraunung und Lessivierung eine Zunahme doppelbrechender, orientierter Tonbeläge zu erkennen. Während im Gebiet der typischen Schwarzerden lessivierte Böden schwarze Toneinlagerungen (Griserde n. B. Meyer) zeigen, finden sich im Gebiet der Grauerden hellgraue oder braune Toncutane. Die Degradationsstadien haben mit der Grauerde also nichts gemeinsam.

Die makro- und mikromorphologischen Unterschiede und konventionellen Kennwerte der Schwarzerdevarianten wurden schon mitgeteilt (Gehrt et al.1995). Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Farbe der Schwarzerden (10 YR 2/2 bis 1/1.7) im wesentlichen auf schwarze Beläge auf den Tonoberflächen zurückzuführen sind. Bei den Grauerden (10 YR 4/3 bis 5/3) finden sich solche Beläge nur mit untergeordneter Bedeutung. Die Verteilung ist unabhängig vom Porensystem. Die konventionellen Kennwerte (C-org, Körnung, Karbonatgehalte, Eisenwerte, Nährstoffe) von Schwarzerden und Grauerden zeigen keine absicherbaren Unterschiede. Die C/N Verhältnisse von 6 bis 9 bei Grauerden liegen unter denen von Schwarzerden. Der untere Axh-Horizonte zeigt nicht die sprunghafte Erhöhung (GEHRT et al 1999).

Diese Varianten bilden sich sehr gut in Landsat- Satellitenbildern (LANDSAT Kanal TM2, TM4 und R71) ab, sofern die Vegetation fehlt (GEHRT 1994, 1995). Hierbei sind folgende Beobachtungen hervorzuheben: Die Übergänge von den Schwarzerden zu den Grauerden erfolgen z.T. ausgesprochen scharf. In der Hildesheimer Börde ist der Farbwechsel z.T. innerhalb eines Ackerschlages zu sehen. Die Einzelareale der Schwarzerden sind von 0.1 über 100 km<sup>2</sup> groß. Generalisiert ist eine Bindung der Schwarzerdegebiete an die Tonsteine der Unterkreide und des Juras zu beobachten.

Die differenzierte Analyse der Oberflächenreflektion mit Spektrometern (K. Hahn und Th. Jarmer) ergibt, daß die gute Abbildung der Schwarzerden und Grauerden im Prinzip durch die dunkleren und helleren Oberflächen zu erklären sind. So zeichnen sich die Schwarzerden über den gesamten sichtbaren Spektralbereich durch eine vergleichsweise geringere Reflektion aus. Dies gilt darüberhinaus auch für das nahe Infrarot. Die Reflektionskurven der Schwarzerden weisen bei 2,2 µm eine deutliche Adsorption auf. Diese Adsorption ist ein Hinweis auf das Vorhandensein dioktaedrischer Tonminerale (jedes 3. Oktaederzentrum ist mit einem Zentralkation belegt z.B. Illit, Montmorillonit, Kaolinit).



**Abbildung 2: Oberflächen-Relektionsspektren von Schwarzerden und Grauerden der Hildesheim-Braunschweiger Lössbörde**

Die enge Bindung an die Tonsteingebiete, die Hinweise aus der Reflektionsmessung und die Vorstellung, dass die Bildung von Ton-Humus-Komplexen mit zunehmendem Anteil von quellfähigen Tonmineralen steigt ( - nach Ansicht von GEBHARD (1971) wird die organische Substanz wahrscheinlich in den Zwischenschicht-Räumen der montmorillonitischen Minerale verankert und dadurch äußerst fest an die mineralische Substanz gebunden), legte es nahe exemplarisch die Tonminerale von Schwarzerden und Grauerden zu untersuchen. Aus den vergleichenden Tonmineralanalysen ergeben sich allerdings keine eindeutigen Unterschiede bei den Schwarzerden und Grauerden.

**Tabelle 1: Mineralogische Zusammensetzung der Tonfraktion von Lössen und Tonverwitterungsmaterial der Hildesheimer-Braunschweiger Lössbörde**

	n	Ton	Illit	Vermiculit	Smectit	Kaolinit	Quarz
				[%]			
Schwarzerden	5	19,8	34	9	44	7	6
Grauerden	7	20,1	31	12	42	7	8
Ton: Unteralp	1	61,7	25	13	46	11	5
Ton: Apt	1	51,3	36	12	34	13	5

Aufgrund der differenzierten Kenntnis der Verbreitung scheidet ebenfalls das Klima als entscheidender Faktor der Schwarzerdebildung in den Börden aus. Die typischen Schwarzerden und Grauerden treten sowohl in trockeneren als auch in stärker vernähten Bereichen auf, so dass auch die Vernässung oder die Theorie der Feucht-Schwarzerden als erklärender Faktor für die Farbunterschiede ausscheidet (BRONGER 1976, SABEL 1982).

### 3. ZUSAMMENFASSUNG

Die Schwarzerden zeigen verbreitet eine horizontale Gliederung der Axh-Horizonte. Der untere Teil liegt unter der jungtundrenzeitlichen Decke und ist z.T. kryoturbat verstellt. Die Lage der Axh-Horizonte unter der jungtundrenzeitlichen Decke legt die Vermutung nahe, daß die Schwarzfärbung schon vor der jüngeren Tundrenzeit angelegt wurde.. Die Ausprägung der Schwarzerden ist in schwarze und graue Varianten nach zu trennen. Die Verbreitung kann durch Satellitenbilder gut erfaßt werden. Bei den hier vorgestellten Ergebnissen bleiben die folgenden Fragen offen:

- Welche Substanz färbt die Schwarzerden im Vergleich zu den Grauerden schwarz?
- Zu welcher Zeit wurden diese Stoffe gebildet?

Die Beschaffenheit der schwarzen organischen Substanz ist Gegenstand von Teil II dieser Mitteilungen. Spezifische Datierungen sind in Vorbereitung.

### 4. LITERATUR

Altermann, M. & D. Mania (1968): Zur Datierung von Böden im Mitteldeutschen Trockengebiet mit Hilfe quartärgeologischer und urgeschichtlicher Befunde. - Albrecht-Thaer-Archiv **127**: 539-557, 7 Abb., 3 Tab.; Berlin

Bailly, F. (1972): Zum Problem der Schwarzerde-Bildung in Norddeutschland. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. **15**: 3-11, 4 Abb.; Göttingen

Bronger, A. (1976): Zur quartären Klima- und Landschaftsentwicklung des Karpatenbeckens auf (paläo-)pedologischer und bodengeographischer Grundlage. - Kieler Geogr. Schr. **45**; Kiel

Fleige, H. & B. Meyer (1975): Die Stickstoffbindungsformen (N-Fraktionen) einer Schwarzerde-Griserde-Bodensequenz unter Wald und Acker im Löss-Gebiet Hannover-Hildesheim. - Göttinger Bodenkundliche Berichte **34**, 233-264, Göttingen

Gebhardt, H. (1971): Zur Tonmineralzusammensetzung und Ton-Humus-Bildung in der Sequenz Schwarzerde-Parabraunerde (Griserde) der Hildesheimer Börde. - Göttinger Bodenkundl. Ber. **19**; Göttingen

Gehrt, E., B. Meyer, T. Beckmann & F. Schwonke (1995): Schwarzerden, Grauerden und Pararendzinen - Die Frühholozäne Bodengesellschaft der Börden. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. **76**: 1037-1040; Göttingen

Gehrt, E. (1999): Die äolischen Sedimente im Bereich der nördlichen Lössgrenze zwischen Leine und Oker und deren Einflüsse auf die Bodenentwicklung. - Geol. Jb. **F34**, im Druck; Hannover

Gehrt, E., Th. Beckmann, S.Dultz, K.Hahn, A.Hilgers, Th. Jarmer, A.Rathgeber, M. Schmidt (1999): Boöden der Lössbörde und der Berglandes. Exkursionführer DBG 1999, Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. **90**: 249-278; Göttingen

Scharpenseel, H. W., K. Tsutsuki, Becker, P. Heidmann & J. Freytag (1986): Untersuchungen zur Kohlenstoffdynamik und Bioturbation von Mollisolen. - Z. Pflanzenernähr. u. Bodenkunde **150**, Weinheim

Leser, H. & N. Maqsud (1975): Spätglaziale bis frühholozäne Steppenbodenbildung und Klimaentwicklung im südlichen Rheinheissischen Tafel- und Hügelland. - Eiszeitalter u. Gegenwart **26**: 118-130, 4 Abb., 1 Tab.; Öhringen/Würt.

Mückenhausen, E. (1977): Entstehung, Eigenschaften und Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland. Frankfurt

Roerschmann, G. (1968b): Pseudogley-Tschernoseme und deren Übergangsbildungen zu Parabraunerden im Lössgebiet der Hildesheimer Börde. - Geol. Jb. **85**: 841-860, 1 Abb.; Hannover

# Bodendifferenzierung und Bodenqualität im Amazonastiefland von Ecuador.

Gerold, G.; Schawe, M.

## 1. Einleitung

Das Untersuchungsgebiet (22.000 ha) von Coca im amazonischen Regenwald Ecuadors gehört zum Schwerpunkt der seit 1964 verstärkt ablaufenden spontanen Kolonisation im Tiefland. Staatliche Landvergabe durch IERAC (Instituto Ecuatoriano de Reforma Agraria y Colonización) und spontane Landnahme durch ehemalige Arbeiter der Erdölprospektion führten zu einer kleinbäuerlichen Landnutzung mit "slash and mulch" und Fragmentierung des Regenwaldes. Wie in zahlreichen anderen Agrarkolonisationsprojekten Amazoniens traten sehr schnell Probleme seitens der Agrarproduktion und der Bodenfruchtbarkeit auf. - Bodendifferenzierung und Bodenqualität werden geprägt durch ein ganzjährig äquatoriales humides Klima sowie der zeitlichen Entwicklung der Alluvialsedimentation des Rio Coca und des Rio Napo.

## 2. Methodik:

Zur Erfassung der räumlichen Verteilung der verschiedenen Bodentypen und der geomorphologischen Gliederung wurden drei Transekte erschlossen. Die charakteristischen Bodentypen wurden aus über 150 Feldbodenaufnahmen ausgewählt und für 30 Profile aufgenommen und horizontweise beprobt. Die aus der Feldbodenaufnahme und Reliefdifferenzierung abgeleiteten Bodenleitprofile wurden hinsichtlich ihrer bodenphysikalischen und bodenchemischen Eigenschaften analysiert (SCHAWÉ 1998). Die effektive Kationenaustauschkapazität ( $KAK_{eff}$ ) wurde im Perkolationsverfahren mit ungepuffertem 0,2 N BaCl<sub>2</sub> an 5 g lutro FE bestimmt. Organischer Phosphor wurde nach SAUNDERS & WILLIAMS analysiert (1955, zitiert in PAGE, 1982) Die Messung der aktiven Oxide des Fe, Mg, Al und Si nach TAMM (1932), erfolgte durch Extraktion mit oxalsaurem NH<sub>4</sub>-Oxalat. (zitiert in SCHLICHTING & BLUME 1995). Pedogene Oxide des Fe, Mg, Al wurden nach der Methodik von MEHRA & JACKSON (1960) Na-Dithionit- Citrat extrahiert (zitiert in SCHLICHTING & BLUME 1995). Die Berechnung der Porengrößenverteilung erfolgte nach RENGER (1971).

---

Universität Göttingen, Geographisches Institut, Abteilung Landschaftsökologie, Goldschmidtstr. 5,  
37077 Göttingen.

Email: ggerold@gwdg.de, mschawe@gwdg.de

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Das heutige Relief ist geprägt durch die Alluvialsedimentation der aus den Andenkordillern entwässernden Tieflandsflüsse Rio Coca und Rio Napo. In einer Höhenlage zwischen 250m und 350m ü.M. gliedert sich das Relief in ein fluvial dicht zerschnittenes Hügelland (1), in zwei Plateaubereiche (2) und in die jungen Alluvialbereiche (3).

Mit dieser skizzierten Reliefdifferenzierung und -entwicklung ist ein unterschiedliches Alter der Pedogenese verbunden, die in Verbindung mit der regionalen Varianz der fluvialen Decksedimente (Verlagerung der Hochflutbetten, Einfluß vulkanischer Aschen) zu einem kleinräumigen Wechsel der Bodentypen führt. (DUIVENVOORDEN & LIPS 1995) Trotz der Heterogenität der Bodenverteilung zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den Reliefeinheiten. Das Gebiet zeigt eine morpho- hydro Sequenz, d.h. eine deutliche Abhängigkeit der dominanten Bodentypen entsprechend der geomorphologischen Einheiten bzw. der hydrologischen Beeinflussung (typic u. oxic Dystropepts (1), andic Dystropepts, andic Dystropepts u. Eutropepts (2), Tropaquepts u. Udivitrands (3)) (SCHAWÉ 1998).

#### Bodenqualität

Mit Ausnahme der jüngeren Alluvialböden mit ausgeprägt sandiger Textur (Udivitrands) dominieren Böden mit lehmiger bis toniger Textur mit einem Polyeder- bis Prismengefüge. Da bei ganzjährig hohen Niederschlägen Sickerwasserüberschuß und hohe Bodenfeuchten gegeben sind, kommt der Luftkapazität der Oberböden eine besondere Bedeutung zu. Bodenfeuchtemessungen im Vergleich von Regenwald und Dauerkulturen (Kakao, Kaffee) sowie Weide auf dem höheren Plateau (LANFER & GEROLD 1999) belegen, daß unterhalb von 20-40 cm fast ganzjährig pF 1,8 bei den Nutzungssystemen gegenüber Regenwald unterschritten ist! Sauerstoffmangel aufgrund hoher Grundwasserstände oder Stauwassereinfluß prägen daher weite Bereiche. Aufgrund der geringen Luftkapazität von 3-8% bei hohen Tongehalten von meist über 50% gehören vor allem die Dystropepts der tertiären Hügelizeone und des höheren Plateaus dazu! - Die Durchwurzelbarkeit wird zusätzlich durch eine hohe Al-Sättigung von über 60% bei den oxic und andic Dystropepts eingeschränkt (Wurzelfilz in 0-20 cm Tiefe). Reliefbedingt in der Hügelizeone und im zerschnittenen oberen Plateaubereich führt Staunässe im Hangfußbereich (aquic Dystropepts) zu Nutzungseinschränkungen. Bodenphysikalisch am günstigsten sind aufgrund der Porenstruktur (100-120 mm nFKWe, mittlere-hohe Luftkapazität) und der Tiefgründigkeit die andic Eutropepts einzustufen. Die vor allem im oberen Plateau verbreiteten "Duripans" liegen meist in 0,90 - 1,10 m Tiefe, führen jedoch indirekt zu temporärem Grundwasser und wirken sich damit über den Kapillarsaum auf die Durchwurzelung negativ mit aus.

Entsprechend der Humusgehalte, der vulkanischen Beeinflussung der Pedogenese und dem Bodenalter (Reliefeinheiten) besitzen die Bodeneinheiten im A- und B-Horizont deutlich unterschiedliche Werte der effektiven Austauschkapazität (s. Abb.) Die Dystropepts im Hügelizeone sind stark versauert (pH-Niveau 4,0) und weisen mit unter 5 mmol IÄ/100g eine sehr geringe Austauschkapazität auf. Mit einer

Al-Sättigung von über 60% ist eine Ertragslimitierung für die meisten Kulturpflanzen gegeben (Toxizitätsgefährdung, P-Fixierung). Die höchste effektive

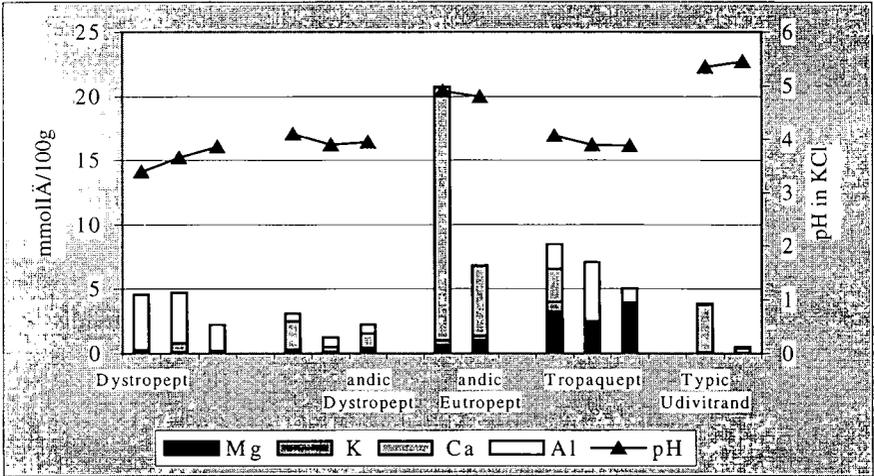


Abb.: Effektive Kationenaustauschkapazität und pH-Wert der Bodenleitprofile (A<sub>h</sub>- und B-Horizonte)

Austauschkapazität besitzen die andic Eutropepts im tieferliegenden Plateaubereich mit bis zu 20 mmol Ä/100g bei hoher Ca-Belegung. Da die Mg-Sättigung im Austauscherkomplex bei den vulkanisch beeinflussten Böden (mit noch unvollständiger Tonneubildung in Richtung Halloysit-Bildung s. SCHAWÉ 1998 u. WADA & KAKUTO 1985) sehr gering ist, ist mit Werten von über 5 beim Ca/Mg-Verhältnis ein Antagonismus zu Lasten der Mg-Verfügbarkeit gegeben. Die Tropaquepts als jüngere Bodenentwicklungen im Alluvialbereich besitzen eine ausgeglichene Kationenbelegung mit hohen Mg-Gehalten bei im Unterboden zu geringen Ca-Gehalten. Die Versauerung (hohe Al-Sättigung) der Böden ist bereits weit fortgeschritten, ein charakteristisches Merkmal der Tropaquepts (VAN WAMBEKE 1992). In der gleichen Reliefeinheit mit sehr geringem Verwitterungsgrad ( $Fe_0/Fe_d = 7$ ) besitzen die Udivitrands bei Sandgehalten von über 80% sehr geringe Austauschkapazitäten.

Gilt die Phosphorversorgung in vielen tropischen Regionen als kritisch (KAUFFMAN et al. 1998), so besitzt die Untersuchungsregion insgesamt ungewöhnlich hohe P-Gesamtgehalte und zum Teil auch pflanzenverfügbare Gehalte. Die P<sub>550</sub>-Werte belegen, daß Phosphor hauptsächlich organisch gebunden langfristig pflanzenverfügbar vorkommt. Eine Ausnahme sind die jungen Alluvialböden (Tropaquepts und Udivitrands). Ein Einfluß der vulkanischen Aschen mit noch unvollständig kristallisierten Halloysiten muß aus den bodenchemischen Analysen abgeleitet werden. Selbst die oxice Dystropepts liegen mit ca. 190 mg/kg P<sub>550</sub> noch über dem Grenzwert von 150 mg/kg nach DRECHSEL (1992). Am besten versorgt erweisen sich wieder die Plateauböden mit den andic Dystropepts und andic Eutropepts.

Das Nährstoffpotential der untersuchten Oberböden ist im Vergleich mit anderen tropischen Böden (z.B. GEROLD 1990 u. 1997, MÜLLER-SÄMANN 1986, SANCHEZ 1976) als relativ hoch zu

beurteilen, wobei sich deutliche Unterschiede in Abhängigkeit von Alter (Verwitterungsgrad), Substrat (sandige Alluvialböden) und pedohydrologischer Situation (Grundwasser, Hangfußwasser) ergeben. Die relativ höheren Nutzungspotentiale aufgrund der pflanzenverfügbaren Nährstoffe besitzen die Böden des höheren und tieferen Plateaus mit zum Teil ausgeprägter Aschenbeeinflussung in der Pedogenese (andic properties), während auf den Flächen der jüngeren Alluvialebenen und des tertiären Hügellandes mit stärkerer Einschränkung der Nährstoffversorgung für die Kulturpflanzen zu rechnen ist. Geringe Kationenaustauschkapazität, P-Fixierung, hohe Al-Sättigung und Ca/Mg-Antagonismus bedingen, daß diese Gebiete für die Agrarkolonisation nicht nutzbar sind und Schutzwälder und kleinräumig Agro-Forstsysteme zu entwickeln sind.

#### 4. Literatur:

- DRECHSEL, P. (1992): Beziehungen zwischen Standort, Ernährungszustand und Wuchseistung von Teak (*Tectona grandis* L.f.) im humiden Westafrika. Bayreuther Bodenkundliche Berichte, 31, 218 S.
- DUTVENVOORDEN, J.F. & J.M.LIPS (1995): A land - ecological study of soils, vegetation, and plant diversity in Colombian Amazonia. Tropenbos Series 12, Wageningen, 437 S.
- GEROLD, G. (1990): Klimatische und pedologische Bodennutzungsprobleme in tropischen Waldgesellschaften (Bolivien). Göttinger Beitr. Land- und Forstwirtschaft Tropen und Subtropen, 60, 91-110
- GEROLD, G. (1997): Bodendifferenzierung, Bodenqualität und Nährstoffumsatz in ihrer Bedeutung für die Waldrehabilitation und landwirtschaftliche Nutzung in der Ostregion der Elfenbeinküste. Göttinger Geographische Abh., 100, 147-178
- KAUFFMAN, S.; W.G.SOMBROEK & S.MANTEL (1998): Soils of rainforests: Characterization and major constraints of dominant forest soils in the humid tropics. In: SCHULTE, A. & D.RUHIYAT (Eds.) Soils of Tropical Forest Ecosystems, Berlin, 9-20
- LANFER, N. & G.GEROLD (1999): Bestandsklima und Wasserumsatz in Abhängigkeit von Boden und Landnutzung im Amazonastiefland Ecuadors. Geoökodynamik (in Vorbereitung)
- MÜLLER-SÄMANN, K.M. (1986): Bodenfruchtbarkeit und standortgerechte Landwirtschaft. Eschborn, 559 S.
- PAGE, A.L. (Hrsg.) (1982): Methods of Soil Analysis, Agronomy No. 9, Madison, Wisconsin. 1159 S.
- RENGER, M. (1971): Die Ermittlung der Porengrößenverteilung aus der Körnung, dem Gehalt an organischer Substanz und der Lagerungsdichte. In: Z. Pflanzenernähr. Bodenkd., S. 129-140.
- SANCHEZ, P.A. (1976): Properties and Management of Soils in the Tropics. New York, 618 S.
- SCHAWE, M. (1998): Bodendifferenzierung und Bodenqualität im Amazonastiefland Ecuadors/Coca. Diplomarbeit Göttingen, 109 S.
- SCHLICHTING, E., H.P. BLUME & K. STAHR (1995): Bodenkundliches Praktikum. 2. Aufl., Berlin, 295 S.
- STIETENROTH, D. (1999): Nährstoff-Blattgehalte verschiedener Kulturpflanzen auf unterschiedlichen Bodentypen im Oriente Ecuadors (Region Coca - San Carlos). Diplomarbeit Göttingen, 107 S.
- VAN WAMBEKE (1992): Soils of the tropics. Properties and appraisal. New York
- WADA, K. & Y.KAKUTO (1985): Embryonic halloysites in Ecuadorian soils derived from volcanic ash. Soil Sci.Soc.Am.J., 49, 1309-1318

## Initiale Marschbodenentwicklung aus brackigen Sedimenten L. Giani & A. Landt

### Einleitung

Initiale Bodenbildungsprozesse unter marinen Ablagerungsbedingungen sind bereits gut untersucht (z.B. Brümmer, 1968). Entsprechende Untersuchungen im brackigen Milieu liegen hingegen nicht vor. Ziel dieser Studie war es deshalb, die initiale Marschbodenentwicklung aus brackigen Sedimenten zu erfassen und deren weitere Entwicklung abzuschätzen. Darüber hinaus sollten Erkenntnisse in Hinblick auf heute alter Brackmarschen (Müller, 1954) gewonnen werden.

### Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden 1994/95 an Böden des Dollart-Deichvorlandes vorgenommen. Vom Watt zum Deich wurden 5 Profile aufgenommen und untersucht. Am Watt nächstens befand sich Profil 1 (161 Überflutungen/Jahr). Profil 2 lag 3,4 cm höher (136 Überflutungen/Jahr) und 27 m weiter landeinwärts. Dort trat die erste höhere Vegetation mit *Bolboschoenus maritimus* im Initialstadium auf. Weitere 13 m landeinwärts war Profil 3 auf 40 cm über MThw (50 Überflutungen/Jahr), pflanzensoziologisch durch das *Bolboschoenetum maritimi* gekennzeichnet. 66,3 cm über MThw (20 Überflutungen/Jahr) lag in 336 m Entfernung vom Deich der mit *Phragmites australis* bewachsener Standort 4. Das deichnächste (145 m vom Deich) und durch *Agropyron repens* gekennzeichnete Profil 5 liegt bei 84,2 cm über MThw (10 Überflutungen/Jahr).

Korngrößen - nach DIN 19683

Wasser - graphimetrische Messung an Volumenproben

Bodendichte - volumetrische Messung mit Methanol

Cabonat - volumetrische Messung mit Scheibler Apparat

C/N - C/N-Analyzer (Fison Instruments, Na 2000)

Salinität - Summe der Kationen und Anionen der GBL

austauschbare Kationen - modifiziert nach Mehlich (1942)

### Ergebnisse

Profil 1 wies einen 0,3 cm mächtigen Go - Horizont auf, gefolgt vom Gr-Horizont (Probennahme erfolgte über beide Horizonte). Der oberste Gor-Horizont von Profil 2, aus dem die Probe stammt, besaß eine Mächtigkeit von 5 cm, darunter befand sich der Gr-Horizont. Die Horizontabfolge von Profil 3 war A-Go (-10 cm) / Go(r)/(-40 cm) / G(o)r (-52 cm) / Gr(52 cm+), die von Profil 4 (A) - Go (-18 cm) / Gor (-40 cm) / Gr (40 cm +) und die von Profil 5 Ah - (Gr) (- 16 cm) / Go1 (-36 cm) / Go2 / (-60 cm) / Go(r) (-86 cm) / G(o)r (-116 cm) / Gr(116 cm+). Alle Profile waren von schluffig-toniger Bodenart; das Gefüge der Oberböden war zunächst kohärent (Profil 1 und 2), im Profil 3 polyedrisch bis krümelig, in Profil 4 polyedrisch und in Profil 5 krümelig.

**Tabelle 1: Wassergehalt (Vol. %) der Profile 1-5 vom Watt zum Deich**

Profil 1	Profil 2	Profil 3	Profil 4	Profil 5
78,8	70,5	69,7	70,4	69,2
		70,0	69,2	57,1
		69,7	72,7	54,9
		78,2		n.b.

**Tabelle 2: Bodendichte der Profile 1-5 vom Watt zum Deich**

Profil 1	Profil 2	Profil 3	Profil 4	Profil 5
0,57	0,61	0,79	0,74	0,74
		0,81	0,81	1,04
		0,75	0,73	1,12
		0,61		n.b.

Die Wassergehalte der Profile vom Watt zum Deich zeigten mit 78,8 % in Profil 1 und 54,9 % im Go2 Horizont von Profil 5 eine abnehmende Tendenz (Tab. 1). Mit zunehmender Höhe über MThw nahmen die Bodendichten von 0,57 in Profil 1 bis auf 1,12 in Profil 5 zu (Tab. 2). Die Salinität nahm mit abnehmender Überflutungshäufigkeit von 7,8 ‰ in Profil 1 auf 1,5 ‰ in Profil 5 ab (Tab. 3). Die vergleichsweise hohe Salinität in Profil 2 ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, daß die Beprobung an einem anderen Zeitpunkt erfolgte. Die Carbonatgehalte vom Watt zum Deich zeigten keine signifikanten Veränderungen (Tab. 5). Auffällig waren eher die jeweils höchsten Werte in den obersten Horizonten. Allerdings zeigte sich in obiger Abfolge eine leichte Erweiterung der Ton/Coarbonat-Verhältnisse von 3,3 auf 4,8. Vom Watt zum Deich wurde eine geringe Corg-Abnahme und Erweiterung des C/N-Verhältnisses festgestellt (Tab. 4), sowie eine Veränderung der austauschbaren Kationen (Tab. 6). Der prozentuale Na-Anteil nahm von 41 % auf 22 % ab, das gleiche gilt für Mg von 24 % auf 18 %. Umgekehrt erhöhte sich der prozentuale Ca-Anteil von 32 % auf 56 %, während der K-anteil eher stabil blieb.

**Tabelle 3: Salinität (‰) der Profile 1-5 vom Watt zum Deich und des Dollartwassers**

Profil 1	Profil 2	Profil 3	Profil 4	Profil 5	Dollartwasser
7,8	16,0	3,2	1,8	2,7	15,8
		8,0	4,9	1,5	
		13,5	14,8	1,6	
		17,3		4,5	

**Tabelle 4: C/N-Gehalte der Profile 1-5 vom Watt zum Deich**

Profil 1	Profil 2	Profil 3	Profil 4	Profil 5
13,9	13,7	14,3	14,1	14,2
		14,6	14,4	13,1
		14,8	15,0	14,9
		14,5		15,6

Abweichend vom obigen Muster der Parameter vom Watt zum Deich verhielt sich Profil 4 als auch der oberste Horizont von Profil 5.

**Tabelle 5: Carbonatgehalte (%) und Ton/Carbonat-Verhältnisse (zweite Kolumne) der Profile 1-5 vom Watt zum Deich**

Profil 1	Profil 2	Profil 3	Profil 4	Profil 5
12,4 3,3	11,4 3,4	11,5 3,0	12,5 2,8	12,7 2,7
		9,7 3,5	8,8 4,3	8,4 4,8
		9,6 3,9	7,7 5,5	7,6 4,4
		8,6 4,9		9,2 4,8

**Tabelle 6: Prozentuale Anteile austauschbarer Kationen der obersten Horizonte der Profile 1-5 vom Watt zum Deich und des Dollartwassers**

	Profil 1	Profil 2	Profil 3	Profil 4	Profil 5	Dollartwasser
Ca	32	21	52	55	56	5
K	3	3	5	5	4	4
Mg	24	20	19	21	18	13
Na	41	56	24	19	22	78

### Diskussion

Vom Watt zum Deich zeigten die Profile deutlich eine zunehmende Bodenentwicklung. Bereits die veränderte Profilmorphologie, der abnehmende Wassergehalt und zunehmende Bodendichte weisen auf beginnende Gefügeausbildung, Sackung, Belüftung und Oxidation hin. Die Salzgehalte zeigen deutlich eine intensive Entsalzung, die z. T. bereits so weit fortschreitet, daß der Grenzwert für Salzböden: 2,5 ‰ (Bresler et al., 1982) unterschritten wird. Die C/N-Gehalte deuten in gleicher Abfolge auf Um- und/oder Abbaureaktionen der organischen Substanz, die Ton/Carbonat-Verhältnisse auf beginnende Entkalkung, sowie die Veränderungen der austauschbaren Kationen auf eine Umladung der Bodenkolleide.

Die Marschbodenentwicklung aus brackigen Sedimenten ist damit durch die gleichen Prozesse gekennzeichnet, wie sie im marinen Milieu typisch ist. (Brümmer, 1968). Es bestehen lediglich graduelle Unterschiede, die die Intensität der Ausprägung betreffen, z. B. hinsichtlich des Ausmaßes der Entsalzung. Unter zunehmend terrestrischen Verhältnissen werden sich deshalb diese rezenten Brackmarschen - analog zu denen unter marinen Bildungsbedingungen - zu Kalkmarschen weiterentwickeln.

In Hinblick auf die Entwicklung heute aller Brackmarschen bestätigen diese Ergebnisse auf dem ersten Blick Untersuchungen, die von einer Entkalkung im Laufe der weiteren terrestrischen ausgehen (Brümmer, 1968; Giani; 1983) und nicht die von einer kalkfreien Sedimentation im Brackwasser-Milieu (Müller, 1954). Doch möglicherweise sind beide Hypothesen zu verwerfen, weil einerseits aus den rezenten Sedimentationsbedingungen nicht auf die ehemaligen geschlossenen werden kann, es andererseits aber auch keine plausible Erklärung für eine ehemalige kalkfreie Ablagerung gibt. Die Untersuchungen an Acid Sulfate Soils (z. B. Dent, 1986), die auch am Jadebusen durchgeführt wurden (Giani & Strangmann, 1995) bieten eine modifizierte Hypothese: Wahrscheinlich hat eine Sedimentation kalkhaltiger Sedimente stattgefunden, die aufgrund einer langen Initialphase, geringer Sedimentationsrate und des damit verbundenen intensiven Schwefelmetabolismus bereits in dieser Initialphase ganz entkalkten, so daß diese Böden dann entkalkt in die terrestrischen Phase übergegangen sind.

### Literatur

- Brümmer, G. (1968): Untersuchungen zur Genese der Marschen. Diss. Kiel.
- Bresler, E., B.L. Mc Neal & D. L. Carter (1982): Saline and sodic soils. Springer Berlin.
- Dent, D.L. (1986): Acid sulphate soils: a baseline for research and development. Int. Inst. Land Recl. Improv. Publ. No. 39, Wageningen.
- Giani, L. (1983): Pedogenese und Klassifizierung von Marschböden des Unterweserraums. Diss. Oldenburg.
- Giani, L. & A. Strangmann (1995): Identifikation, Eigenschaften und Verbreitung von potentiell sulfatösen Böden der südlichen Nordseeküste. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 76, 1041-1045.
- Müller, W. (1954): Untersuchungen über die Bildung und die Eigenschaften von Knickschichten in Marschböden. Diss. Gießen.
- Müller, W. (1985): Zur Genese der Verbreitungsmuster der Marschböden und Diskussion verschiedener Entstehungstheorien. Geol. Jb. Reihe F 19, 3-37.
- Müller-Ahlten, W. (1994): Zur Genese der Marschböden. Z. Pflanzenernähr., Bodenk. 157, 1-9.

---

Die Autoren bedanken sich für die von Staatl. Amt f. Insel- und Küstenschutz Norden durchgeführten Nivellierungsarbeiten.

**Fernerkundungsgestützte Erfassung von Boden- und Landschaftseinheiten im SW-Niger (NiSOTER)**

**Delineation of soil and terrain units in SW-Niger (NiSOTER) based on remote sensing**

by

**GRAEF, F. and STAHR, K.**

**Introduction**

Sahelian Niger has experienced drastic yield decreases in agriculture, while the land area under cultivation has increased at the same time. Even lands with marginal potential for agriculture are taken into cultivation. Improved sustainable technologies need to be implemented, but they have to be adapted to the variability of soil and terrain conditions. Information of specific soil and terrain factors in Niger is poor. Therefore an extensive soil and terrain inventory has been established for the Southwest of Niger. For mapping of geomorphic terrain units digital satellite image data were used. The question is, whether this mapping approach gives sufficiently accurate results.

**Materials and methods**

For management of soil and terrain data the SOTER (*Soil and Terrain Digital Database*) – approach (ISRIC 1993, Graef and Stahr 1997) was used, which includes analytical attribute data and GIS-based spatial terrain data. Satellite images and aerial photographs, although repeatedly used in Niger to study landscape, landuse and vegetation patterns (e.g. Bake et al. 1979), have so far not resulted in a systematic mapping of geomorphic units. It has only been accomplished at one site in the Continental Terminal (Bergoeing and Dorthe-Monachon 1997). Therefore additional Landsat TM data were chosen for SOTER mapping. The digital data comprised the TM 193/50 full scene (07-04-85), TM 193/51 full scene (03-02-88), TM 192/51 full scene (31-12-86), TM 192/51 standard quarter scene (SW) (25-4-94) and the TM 192/50 full scene with band 1-4 (18-09-92). For band selection and data reduction the principle component analysis (PCA) was carried out. Scenes from dry seasons were chosen to reduce interference with vegetation cover. Since the images were investigated for only geomorphological and pedological characteristics, the data age of 4-12 years was considered negligible. For data processing the raster-based geographic analysis system IDRISI (Eastman 1996) was used. Further image treatment (e.g. equalisation, filtering, overlay...) was carried out with Adobe Photoshop.

**Results and discussion**

The principle component analysis (PCA), carried out for the bands 1-5 and 7, showed that 90% of the variance was explained by the first component and 5% by the second. All bands are significantly correlated ( $r = 0.56 - 0.94$ ).

The eigenvectors of the components 1 and 2 exhibited that most information was drawn from the bands 5, 7, 3 and 1. In spite of these results the original bands with the combination 7-4-3 (R-G-B) were chosen because a) original bands support the visual interpretation of land features (Will 1996), b) band 7 supplies best information concerning geology and mineralogy, c) band 4 is most suitable for vegetation differentiation and land use and d) band 3 refers to soil and rock colour and the condition of vegetation (Escadafal 1993, Will 1996).

At first considerations were devoted to the question to what extent terrain units were distinguishable by satellite data. Only delineation criteria specifically related to surface reflections such as eolian deposits, lithology and dissection proved useful, whereas other criteria such as slope, mesorelief and physiography were restricted to interpretation via thematic maps (e.g. INRAN 1977). Furthermore it had to be tested whether surface (Munsell) colours sufficiently represent the underlying soils. Table 1 presents the correlations of colours and textures between surface-, first- and following horizons.

**Table 1: Correlation (Pearson) of soil colour and texture between surface and horizons**

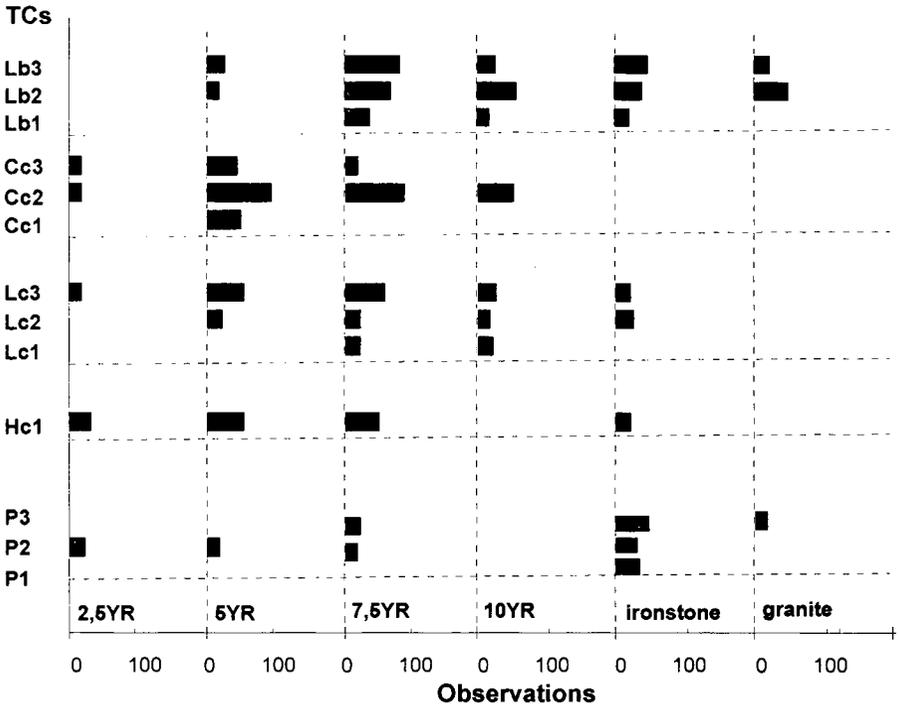
	hue/s	value/s	chroma/s	hue/1	value/1	chroma/1	hue/x	value/x	chroma/x	sand/1
hue/s**										
value/s	0.08*									
chroma/s	-0.44*	-0.02								
hue/1**	<b>0.82***</b>	0.14*	-0.46*							
value/1	-0.06	<b>0.32*</b>	0.05	0.03						
chroma/1	-0.49*	0.05	<b>0.61*</b>	-0.51*	0.30*					
hue/x**	<b>0.67*</b>	-0.02	-0.38*	<b>0.69*</b>	-0.03	-0.38*				
val/x	0.25*	<b>0.26*</b>	-0.18*	0.31*	<b>0.28*</b>	-0.10*	0.35*			
chroma/x	-0.40*	0.11*	<b>0.36*</b>	-0.42*	0.13*	<b>0.42*</b>	-0.48*	-0.01		
sand/1****	<b>-0.42*</b>	<b>0.40*</b>	<b>0.44*</b>	<b>-0.34*</b>	<b>0.35*</b>	<b>0.47*</b>	0.20*	-0.07	-0.28*	
sand/x	0.23*	-0.20*	-0.28*	0.19*	-0.28*	-0.32*	<b>-0.38*</b>	<b>-0.04</b>	<b>0.43*</b>	<b>0.87*</b>

\* significant at  $p < 0.05$ ,  $n = 676$ ; \*\* s = surface, 1 = first horizon, x = other horizons; \*\*\* bold figures are essential for matching between depth levels; \*\*\*\* sand content (%)

It shows that colours between the levels are well correlated. The hue correlations are most significant ( $r = 0.82$ ) followed by the chromas ( $r = 0.61$ ) and the values ( $r = 0.32$ ). Soil textures are also correlated with colours. Textures correlate highly between first and second horizons. Generally dark yellowish colours correspond with heavy textured soils, whereas reddish colours are rather indifferent concerning texture. Bright colours generally occur with sandy soils.

Secondly the question is treated whether the terrain components (TCs) are sufficiently differentiated by their surface features (i.e. soil surface colours, rock type and vegetation) to be recognised and classified with satellite image data. Tested with regard to surface colour hue, value and chroma (Kruskal-Wallis ANOVA), the TCs showed significant differences except for colour values. Looking more closely at comparisons between two TCs respectively (Mann-Whitney U test), it was found that most TCs vary significantly ( $p < 0.05$ ) concerning at least one colour parameter. The whole range of surface colour hues and stones in respective TCs is presented in Figure 1.

The TC surface features are rather limited to homogeneous clusters (e.g. Cc1, Cc3) than distributed on a wide range (e.g. Lc3). The most frequent surface hue is 7.5YR followed by 10YR and 5YR. Stony components cover  $\frac{1}{3}$  of the sand-poor pediments (Lc), slopes (Hc) and plateaux (P). Hues of CT soils are generally redder (5YR-7.5YR) than those of basement granite soils (7.5YR-10YR). Soils on granite and sand-covered TCs have similar hues, respectively. This all evidences the findings of the significance tests mentioned above.



**Figure 1: Surface colour hues and stone cover of TCs in the Continental Terminal and on granite slopes (legend below)**

**Continental Terminal:** (P1) flat plateaux, (P2) gently undulating plateaux (slopes <3%), (P3) undulating plateaux (slopes 3-8%), (Hc1) medium-gradient slopes <8%, (Lc1) Low-gradient slopes < 3% formed through abrasion, (Lc2) Low-gradient slopes < 3% with residual hills and strong relief, (Lc3) Low-gradient slopes < 3% from alluvio-colluvial deposits; (Cc1) eolian deposition on "P" ≥ 1m, (Cc2) eolian deposition on "Lc" ≥ 1m, (Cc3) eolian deposition on "Hc" ≥ 1m; **granite pediments:** (Lb1) Low-gradient slopes < 3% formed through abrasion, (Lb2) Low-gradient slopes < 3% with residual hills or strong relief, (Lb3) Low-gradient slopes < 3% from alluvio-colluvial deposits

TC surface features in general are sufficiently different for classification in the terrain, but are they distinguishable by satellite image data? A supervised classification, carried out for two Landsat TM scenes of the study area, showed that from initially 27 TCs defined with training sites, only 15 TC-groups were significantly different. Differentiation features included soil colour and geological substrate, soil texture, stone cover and type, clay mineralogy, vegetation cover and water surface. The dependence of band reflection values on these features was studied across several transects. The reflection values and their specific relations determine the outcome of the classification and the R-G-B image. The 6 bands have different value ranges and commonly show similar peaks. But looking more closely, band 5 and 7 react more sensitively to surface colour and substrate changes than e.g. band 2. Differences between soil surfaces of the TCs and Lc1 and Cc2 are reflected e.g. by channel 3 and 4. The TC-groups of the classified image partly contained TCs of different geomorphology (e.g.

band 2. Differences between soil surfaces of the TCs and Lc1 and Cc2 are reflected e.g. by channel 3 and 4. The TC-groups of the classified image partly contained TCs of different geomorphology (e.g. Lc1-3 with Hc1), so no automatic SOTER mapping was feasible. The classified images, however, assisted the subsequent visual interpretation of R-G-B images together with the thematic maps.

## Conclusions

The modified SOTER database with the integrated GIS, the transect approach and the interpretation of remote sensing data have proved to be efficient tools for extensive soil and terrain surveys in semi-arid Niger. However, they had to be supplemented by pre-existing soil data, thematic map information and numerous groundchecks. A supervised classification of Landsat TM images proved to be not feasible for geomorphic mapping in that zone. However, from surficial soil colours the underlying substrate can be derived and mapped with a certain accuracy, if using Landsat TM data. It was shown that a) soil and terrain reflection patterns are relatively specific, b) geomorphic units are well definable, c) detailed terrain information can be extracted, d) land use intensity can be derived and e) geological boundaries, if not mantled by eolian deposits, are evidenced through surface colours.

The SOTER database and map can be subsequently used for extrapolation of research results such as land use, degradation intensity and soil type distribution between different scale levels.

## References

- Bake, G., Bannert, D., Jöns, H.-P., Kantor, W. and Kruck, W., 1979: Auswertung von Satellitenbildern als Basismaterial für ein langfristiges Sahelhilfsprogramm in der Republik Niger. Abschlussbericht. BGR, Hannover. 77p.
- Bergoeing, J. P. and Dorthe-Monachon, C., 1997: Etude préliminaire de la morphologie du site Salt-Hapex-Sahel, Niger, 1995. *Z. Geomorph. N.F.* 41: 505-518.
- Eastman J. R. 1996: Idrisi for Windows. Clark Univ., Worcester, MA, USA.
- Escadafal, R., 1993: Remote sensing of soil color: principles and applications. *Remote Sens. Rev.* 7: 261-279.
- Graef, F. and Stahr, K., 1997: Applications of SOTER and landuse planning in SW-Niger. *Mittlg. Dt. Bodenk. Ges.* 85, III: 1143-1146.
- INRAN, 1977: Carte des unités physiographiques de la région agricole du Sud-Niger, PNUD/FAO, Niamey, Niger.
- ISRIC, 1993: Global and national soils and terrain digital databases (SOTER). *Procedures Manual*. Wageningen. 115p.
- Will, H., 1996: Fernerkundung und Weideökologie in der subhumiden Savannenzzone NW-Benins. *Karlsruher Schriften zur Geographie und Geoökologie* 4. 118p.

## Quartäre Bodensequenzen auf den Balearen

von

GÜNSTER, N., SKOWRONEK, A.

### 1. Einleitung

Spätestens seit der wegweisenden Arbeit von MILANKOVITCH (1920) ist bekannt, daß globale Klimawechsel durch orbitale Schwankungen gesteuert werden. Diese entstehen durch periodisch auftretende Variationen in der Kreiselbewegung der Erde um die eigene Rotationsachse (Präzession), im Neigungswinkel der Rotationsachse (Schiefe der Ekliptik) sowie in der Sonnenumlaufbahn der Erde (Exzentrizität) und treten alle 20, 41 bzw. 100 ka auf. Direktes Ergebnis dieser Schwankungen sind Veränderungen in der Strahlungsbilanz der Erde, die ein Vordringen bzw. Zurückweichen von Inlandeismassen zur Folge haben, was ursächlich für ein Absinken bzw. Ansteigen der Wassertemperaturen in den Weltmeeren ist. In kaltem Wasser wird das spezifisch schwerere Sauerstoff-Isotop  $^{18}\text{O}$  angereichert, welches geochemisch in die Kalkskelette von Meerestieren (z.B. Foraminiferen) eingebaut wird. Diesem Umstand ist zu verdanken, daß Klimawechsel in den zyklischen Oszillationen der  $\delta^{18}\text{O}$ -Isotopen-Kurven in Tiefseebohrkernen sichtbar werden. Neben den Großzyklen treten auch kleinere Zyklen mit Amplituden von 10 ka (HEINRICH 1988) und 1.5-3 ka (DANSGAARD et al. 1993, BOND & LOTTI 1995) auf, sog. HEINRICH-events und DANSGAARD-OESCHGER-Zyklen, die durch abrupte, oft nur kurze Klimaveränderungen charakterisiert sind, deren Ursachen aber noch weitgehend ungeklärt sind.

Weiterführende Forschungsarbeiten ermöglichten einzelne Stufen der Sauerstoff-Isotopen im Quartär mit Meeresterrassen (z.B. CHAPPELL & SHACKLETON 1987, ZAZO 1999), Pollenanalysen (z.B. TZEDAKIS & BENNETT 1993) oder Böden (KUKLA 1977) zu korrelieren. So sind Warmzeiten durch Meeresspiegelhochstände sowie durch eine geschlossene Vegetationsbedeckung und Bodenbildung auf Kontinenten gekennzeichnet, Kaltzeiten dagegen durch Meeresspiegeltiefstände, Vegetationslosigkeit und Abtragung/Sedimentation. Aufgrund großer Erosionslücken im terrestrischen Milieu sind Land-See-Korrelationen und daraus abgeleitete hochauflösende, klimaökologische Implikationen bisher sehr schwierig. Der balearische Archipel besitzt jedoch das wahrscheinlich beste Geo-Archiv für eine umfassende klimastratigraphische Gliederung des Quartärs im westlichen Mittelmeerraum. Die laufenden paläopedologischen und geochronologischen Untersuchungen auf den vier großen Inseln (Mallorca, Menorca, Ibiza und Formentera) betreffen überwiegend als Kliffs aufgeschlossene litorale (epilitorale) Sedimentkörper (Schwemmfächer, Hangsedimente, Äolianite, Löss) mit ihren Böden. Da letztere eindeutige Zeugen für eine geomorphologische Stabilität darstellen (ROHDENBURG 1970) und auf den Balearen in reichgliederten Bodensequenzen (bis 30 fossile Böden bzw. Bodenkomplexe) zahlreich vorhanden sind, läßt sich mit ihnen die - i.w.S. geologische - Wirkung der Klimazyklizität des Quartärs hervorragend nachvollziehen. Als Erklärungsansatz für die Entstehung der Sediment-Boden-Serien soll ein sedimentologisch-bodengeomorphologisches Modell dienen, das nachstehend vorgestellt wird (Abb.):

### 2. Klimazyklisches Modell der Boden- und Sedimentbildung

#### Stufe 1

Die Ausgangssituation des Modells soll durch einen Meeresspiegelhochstand charakterisiert sein

(Transgression), wie er in Warmzeiten (Interglazialen bzw. Interstadialen) vorkommt (Abb.) Außerhalb der Strandlinie sind auf allen Landoberflächen (hier: Schwemmfächeroberfläche) tiefgründige Böden entwickelt, die durch eine geschlossene Vegetationsdecke vor Abtragung geschützt sind. Außerhalb der Tiefenlinien des Schwemmfächers und an Hängen findet keine Abtragung/Sedimentation statt (geomorphodynamische Stabilität). Die klimatischen Verhältnisse sind (warm-)humid, denn nur so ist die Aufrechterhaltung einer stabilen Vegetation gewährleistet.

#### Stufe 2

Eine Meeresspiegelabsenkung ermöglicht zunächst ein fluviales Einschneiden in die Schwemmfächeroberfläche aufgrund der nun tieferliegenden Erosionsbasis. Das Klima ist deutlich trockener, jedoch führen periodische Starkregen zu geomorphodynamischer Aktivität. Eine flächenhafte Abtragung auf den Landoberflächen wird gleichzeitig von partieller Aufschüttung in einzelnen Schwemmfächerbereichen und am Hangfuß begleitet. Die klimatisch bedingte Auflichtung der Vegetationsdecke kann nicht mehr schützend auf den Untergrund einwirken. Direkte Folge ist ein Ausdünnen der Böden durch Abtrag der obersten Horizonte, wobei verbleibende Bodenreste auch stellenweise durch überlagernde Sedimente fossilisiert werden. In höher exponierten Lagen werden die Böden dagegen vollständig erodiert (s. Abb.).

#### Stufe 3

Die weitere Absenkung des Meeresspiegels und die zunehmende Trockenheit führt zu einer intensiven Auswehung und Bildung von Sanddünen, die durch Carbonatlösung während Niederschlagsereignissen und Carbonatausfällung während trockener Perioden zu Äolianiten verfestigt werden. Die Schwemmfächer bzw. Hänge sind nur noch bei episodisch auftretenden Starkregen aktiv. In Überschneidungsbereichen kann eine Verzahnung von Schwemmfächersedimenten mit Äolianiten auftreten. Böden bzw. Bodenreste werden durch (Boden-)Sedimente vollständig überdeckt; sog. fossile Paläoböden entstehen.

#### Stufe 4:

Der Meeresspiegeltiefstand zeigt hochglaziale bzw. hochstadiale Verhältnisse an, während derer weite Bereiche des Schelfs freiliegen. Dies führt dazu, daß nun auch feinerkörnige (pelagische?) Sedimente aus tieferen Lagen des Schelfs durch Auswehung erfasst werden können und landwärts als Löss abgelagert werden. Die klimatischen Konditionen sind entsprechend durch eine extreme Trockenheit gekennzeichnet.

#### Stufe 5

Ein steigender Meeresspiegel und verbesserte (feuchtere) Klimabedingungen beenden die Lösssedimentation. Durch die wieder zunehmende Humidität und eine sich erst allmählich schließende Vegetationsdecke begünstigt, kommt es analog der Stufe 2 erneut zu starker Erosion. Die Löss- und teilweise auch die liegenden Sedimente werden - abhängig von der jeweiligen Reliefposition - unterschiedlich stark ausgeräumt bzw. umgelagert.

#### Stufe 6:

Mit dem Erreichen einer neuen Warmzeit endet ein Interglazial-Glazial- bzw. Interstadial-Stageal-Zyklus. Alle Landoberflächen sind erneut durch eine geschlossene Vegetationsdecke und einsetzende Pedogenese charakterisiert. Abrasive Prozesse im Gezeiten-/Strandbereich schließen die Sediment-Boden-Sequenzen als Kliffprofile auf.

### **3. Diskussion und Schlußfolgerungen**

In den untersuchten Bodensequenzen auf den Balearen treten ständig wiederkehrende (klimazyklische) Abfolgen von Schwemmfächer- bzw. Hangsedimenten, Äolianiten, Lössen und zwischengeschalteten Böden auf, wobei letztere häufig in den feinkörnigen Lössen entwickelt sind, die am Ende der sedimentären fining-up-Sequenzen stehen. Unterschiedlich große Erosionslücken in den Sedimentkörpern führen jedoch zu erheblichen Abweichungen von dieser „Idealabfolge“ (s. Abb., Stufe 5), was bedeutet, daß das Substrat der Böden - abhängig von der geographischen Lage - auch aus Schwemmfächer-(Hang)sedimenten oder Äolianiten bestehen kann. Zudem ist zu berücksichtigen, daß abrupte Klimawechsel mit kurzer zeitlicher Amplitude die Verkürzung eines kompletten Zyklus (Stufe 1 bis 6) zur Folge hätte. Mehrere schwache Bodenbildungen in Hangsedimenten oder Äolianiten scheinen solche „kleineren“ Schwankungen nachzuzeichnen. Trotz verschiedener Zielvorgaben kann eine klimazyklische Regelmäßigkeit der Sedimentations- und Bo-

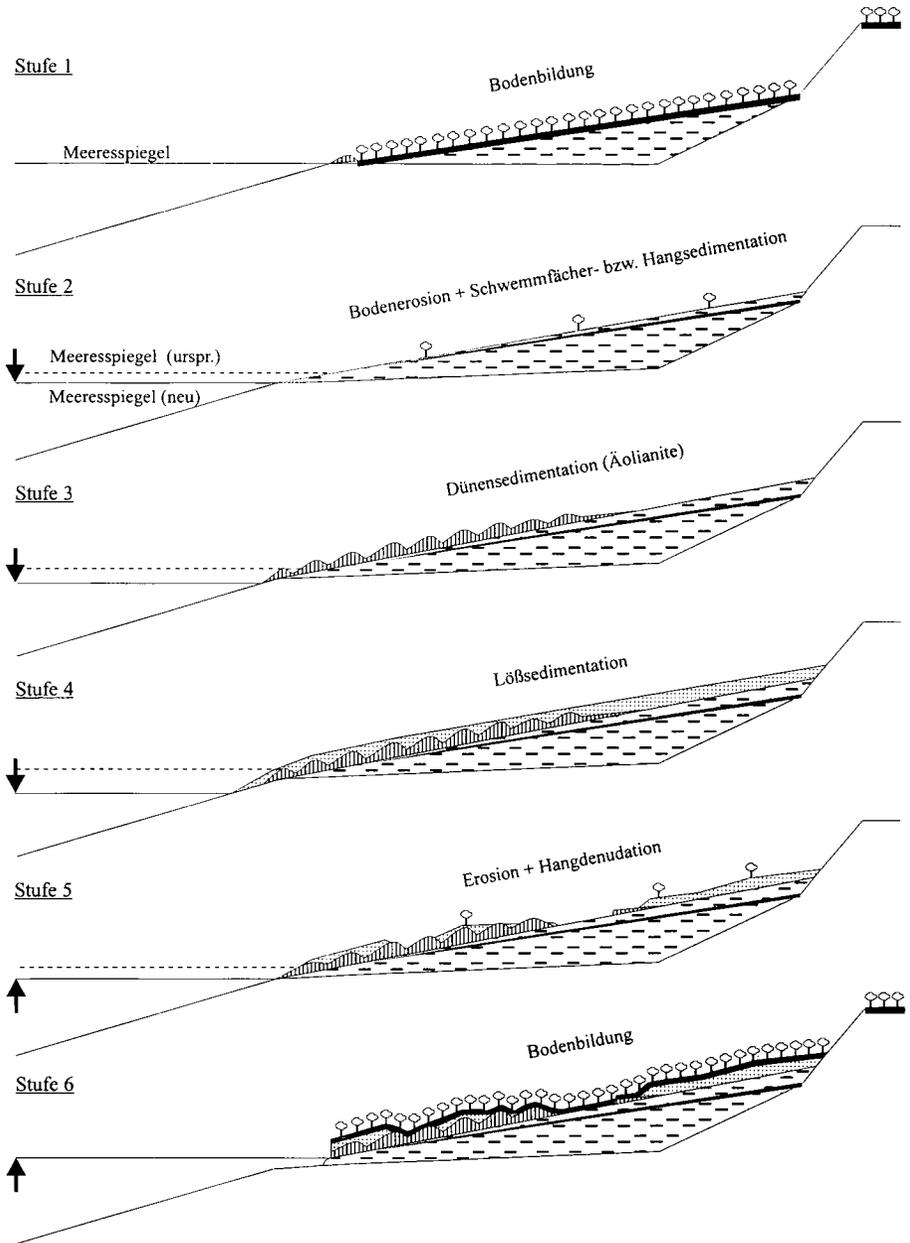


Abb. : Klimazyklisch gesteuerte Veränderungen des Meeresspiegelniveaus und des Vegetationsbestandes sowie alternierende Boden- und Sedimentbildung im Litoralbereich der Balearischen Inseln

denbildungszeiten auch aus anderen Forschungsarbeiten auf den Balearen abgeleitet werden. So deutet BUTZER (1961) den geomorphologischen Formenschatz auf Mallorca als das Resultat klimatischer Wechsel von Interglazialen (mit Bodenbildung), frühglazialen Pluvialen (Schwemmfächer- und Hangsedimentation), trockenen Hochglazialen (Äolianitbildung) und mäßig feuchten Spätglazialen. ROHDENBURG & SABELBERG (1973) ordnen die zahlreichen Pedokomplexe mächtiger quartärer Bodensequenzen auf Mallorca und Ibiza pleistozänen Glazial-/Interglazial-Zyklen mit einem gleichartigen Klimaverlauf zu. HENNINGSEN et al. (1981) und HENNINGSEN (1990) beschreiben auf Ibiza, Formentera und Menorca mehrere, getrennt liegende und erosiv gekappte Äolianitkörper mit eingeschalteten Schuttlagen, „lößartigen Lagen“ sowie auch Böden und unterscheiden so Phasen mit geomorphodynamischer Aktivität und Stabilität. Auch ROSE et al. (1999) kommen nach sedimentologischen und isopten-geochemischen Untersuchungen auf Mallorca zu dem Schluß, daß das Klima im westlichen Mittelmeergebiet zumindest für die letzten 140 ka durch zahlreiche zyklische Klimawechsel gekennzeichnet ist. Alle Forschungsergebnisse rechtfertigen somit die Annahme einer klimazyklisch gesteuerten Sedimentations- und Bodengeschichte der Balearischen Inseln, wie sie in der Abb. modellhaft dargestellt ist. Unter den genannten Prämissen ist es demnach möglich und auch legitim, geologische Körper zu rekonstruieren, die aufgrund Abtragung nicht mehr vorhanden sind, jedoch theoretisch vorhanden sein müßten. Wir sind deshalb der Meinung, daß eine hochauflösende Klimastratigraphie bei geeigneten Objekten - und diese sind auf den Balearen reichlich vorhanden - auch mit Sediment-Boden-Abfolgen möglich ist.

#### 4. Danksagung

Unser aufrichtiger Dank gilt der Deutschen Forschungsgemeinschaft, die die Untersuchungen („Paläopedologie und Geochronologie des Quartärs auf den Balearen“) seit März 1999 in großzügiger Weise fördert (Gz.: Sk 20/5-1).

#### 5. Literatur

- BOND, G.C. & R. LOTTI (1995): Iceberg discharges into the north Atlantic on millennial time scales during the last glaciation. - *Science* 267: 1005-1010.
- BUTZER, K.W. (1961): Paleoclimatic implications of pleistocene stratigraphy in the mediterranean area. - *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 95: 449-456.
- CHAPPELL, J. & N.J. SHACKLETON (1986): Oxygen isotopes and sea level. - *Nature* 324: 137-140.
- DANSGAARD, W. et al. (1993): Evidence for general instability of past climate from a 250-kyr ice-core record. - *Nature* 356: 218-220.
- HEINRICH, H. (1988): Origin and consequences of cyclic ice rafting in the northeast Atlantic Ocean during the past 130.000 years. - *Quat. Res.* 29: 142-152.
- HENNINGSEN, D. (1990): Quartäre kalkige Äolianite von N-Menorca (Balearen, westliches Mittelmeergebiet). - *Eiszeitalter u. Gegenwart* 40: 120-125.
- HENNINGSEN, D., KELLETAT, D. & H. HAGN (1981): Die quartären Äolianite von Ibiza und Formentera (Balearen, Mittelmeer) und ihre Bedeutung für die Entwicklungsgeschichte der Inseln. - *Eiszeitalter u. Gegenwart* 31: 109-133.
- KUKLA, G.J. (1977): Pleistocene land - sea correlations. I. Europe. - *Earth Sci. Rev.* 13: 307-374.
- MILANKOVITCH, M. (1920): Théorie mathématique des phénomènes thermiques produits par la radiation solaire. - *Royal Serb. Acad. Spec. Publ.* 133: 1-633, Paris (1941).
- ROHDENBURG, H. (1970): Morphodynamische Aktivitäts- und Stabilitätszeiten statt Pluvial- und Interpluvialzeiten. - *Eiszeitalter u. Gegenwart* 21: 81-96.
- ROHDENBURG, H. & U. SABELBERG (1973): Quartäre Klimazyklen im westlichen Mittelmeergebiet und ihre Auswirkungen auf die Relief- und Bodenentwicklung vorwiegend nach Untersuchungen an Kliffprofilen auf den Balearen und an der marokkanischen Atlantikküste. - *Catena* 1: 71-180.
- ROSE, J., MENG, X. & C. WATSON (1999): Palaeoclimate and palaeoenvironmental responses in the western Mediterranean over the last 140 ka: evidence from Mallorca, Spain. - *J. Geol. Soc., London* 156: 435-448.
- TZEDAKIS, P.C. & K.D. BENNETT (1995): Interglacial vegetation succession: a view from southern Europe. - *Quat. Sci. Rev.* 14: 967-982.
- HAZARD, C. (1999): Interglacial sea levels. - *Quat. Int.* 55: 101-113.

## Bildung von Flächenbodenformen für die Verwendung in Karten und geographischen Informationssystemen

von

HANNEMANN, J.<sup>1</sup>; BAURIEGEL, A.<sup>1</sup>; KÜHN, D.<sup>1</sup>

### PROBLEM- UND ZIELSTELLUNG

Auswertungsmethoden als Grundlage für die Bewertung von Böden bzw. den Vollzug von Bodenschutzmaßnahmen erfordern Punkt- und Flächeninformationen mit hoher inhaltlicher und räumlicher Auflösung. Flächenbodenformen bieten eine Möglichkeit Punktinformationen auf Flächeneinheiten zu transformieren und bilden somit die Schnittstelle zwischen Punkt- und Flächendaten. Sie zeichnen sich durch einen definierten Substrataufbau und eine bestimmte Bodenbildung aus und sind die Bausteine meist heterogener Kartiereinheiten. Ihr Anteil bildet neben ihrer Ausprägung die Grundlage für die Beurteilung und Bewertung von Flächeneinheiten (Kartier- oder Legendeneinheiten). Eine *Flächenbodenform* kann definiert werden als:

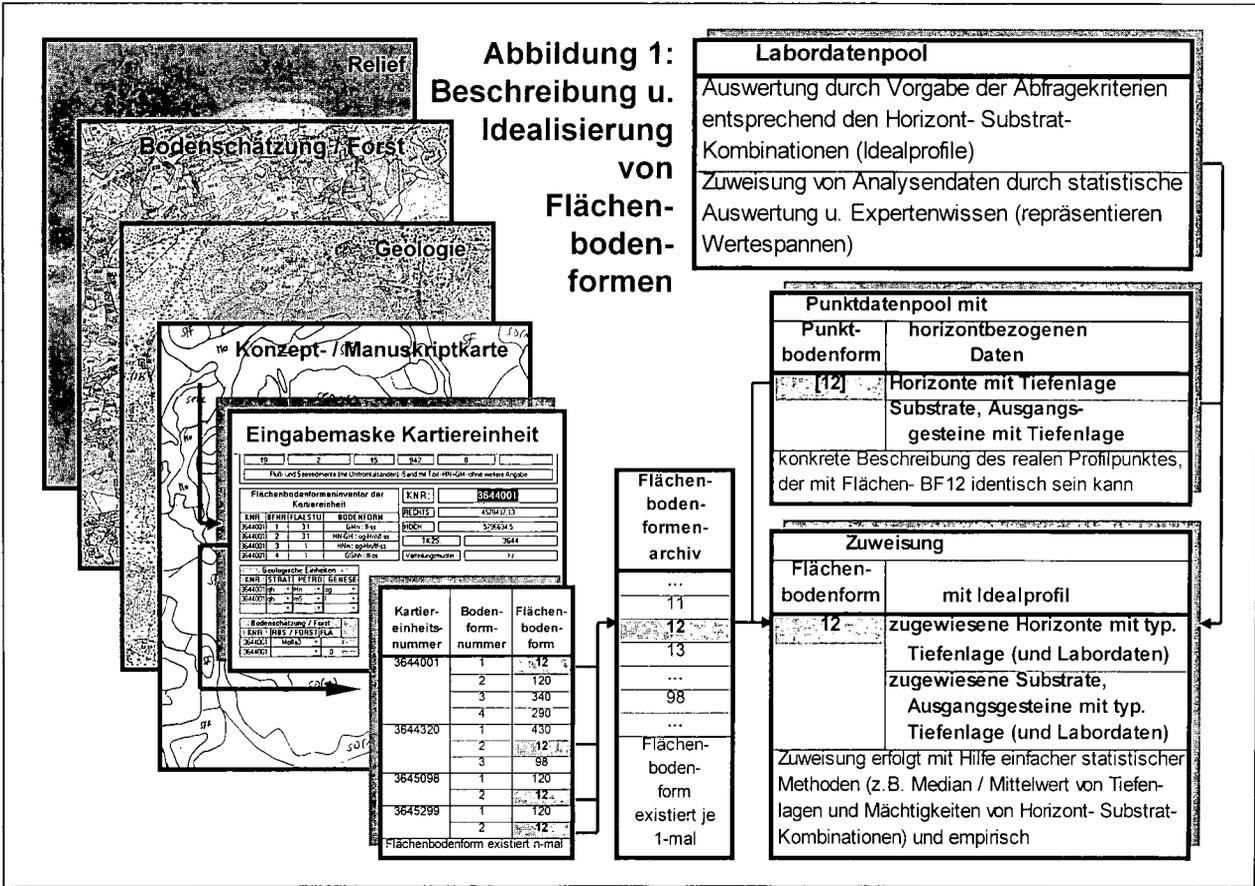
1. ein für Flächenbeschreibungen idealisiertes (abstraktes) Bodenprofil,
2. boden- und substratsystematische Einheit, die sich im Kennzeichnungsniveau am Maßstab orientiert,
3. auf bestimmtem Kennzeichnungsniveau nicht weiter differenzierbares Bodenareal,
4. Bodenform mit mittleren Bodeneigenschaften, die Varianzen in der Fläche zuläßt,
5. Bestandteil von Flächenbeschreibungen (z.B. Kartiereinheiten) bzw. Bodengesellschaften,
6. Auswertungsergebnis von vergleichbaren Profilen o. Horizont-Substrat-Kombinationen,
7. Idealprofil, das mit den zugewiesenen Horizontdaten (Abfolge und Mächtigkeit der Horizont-Substrat-Kombinationen) mit einem konkreten Bodenprofil direkt übereinstimmen kann.

Im Land Brandenburg wird ein Grundinventar an Flächenbodenformen mit dem Kartierfortschritt erfaßt und vervollständigt. Statistische und empirische Vorgehensweisen dienen dazu horizont- und analysenbezogene Informationen aus dem Punktdatenpool abzuleiten. Die einheitliche systematische Einstufung der Bodenformen ist dabei Voraussetzung für die Auswertung und Verknüpfung verschiedener Datenbestände. Dieser Schritt ist notwendig, da nicht für jede Flächenbodenformen adäquate Profildaten vorhanden sind. Definierte *Idealprofile* besitzen damit, ähnlich den Musterstücksbeschreibungen der Bodenschätzung, Mustercharakter für beschriebene und zu bewertende Flächen. Es sei darauf verwiesen, daß es sich hierbei jedoch um abgeleitete Profile handelt.

### METHODIK

In einem **ersten methodischen Schritt**, der Kartierung bzw. der Manuskriptkartenerstellung, werden Einzelflächen ausgegrenzt und qualitativ und quantitativ beschrieben. Die fach- bzw. themenspezifischen Flächeninformationen zum Relief, zur Bodenschätzung, zur forstlichen Standortserkundung, zur Geologie u.a. (siehe Abb.1) werden unter Verwendung topographischer Grundlagen und unter Einbeziehung der Geländebefunde „verschnitten“ und in Einheiten gekennzeichnet. Das Ergebnis ist die Konzept- / Manuskriptkarte. Jede einzeln abgegrenzte Fläche wird mit Flächen- datensätzen beschrieben. Dies bietet den Vorteil einer hohen inhaltlichen Auflösung und ermöglicht die Reproduzierbarkeit der Legendenfindung auch bei unterschiedlichen Bearbeitern (BAURIEGEL, A.; KÜHN, D. & HANNEMANN, J.:1999; in diesem Band). Ferner besteht bei Auswertungen die Möglichkeit, mit dem präzisen Datensatz für die jeweilige Fläche zu rechnen.

Die Flächendatensätze zu den **Kartiereinheiten** werden unter Nutzung einer entsprechenden Datenbankoberfläche mit Flächenbodenformen unter Angabe des Flächenanteils (in Stufen nach KA4) beschrieben. Die Flächenbodenformen werden durch die boden- und substratsystematische Einheit gekennzeichnet. Pro Kartiereinheit können bis zu zehn Bodenformen angegeben werden. Die Kartiereinheit wird weiterhin mit Angaben zum Verteilungsmuster der Bodenformen, zur Geologie, Bodenschätzung und ggf. zur MMK charakterisiert. Die Daten werden in Tabellen

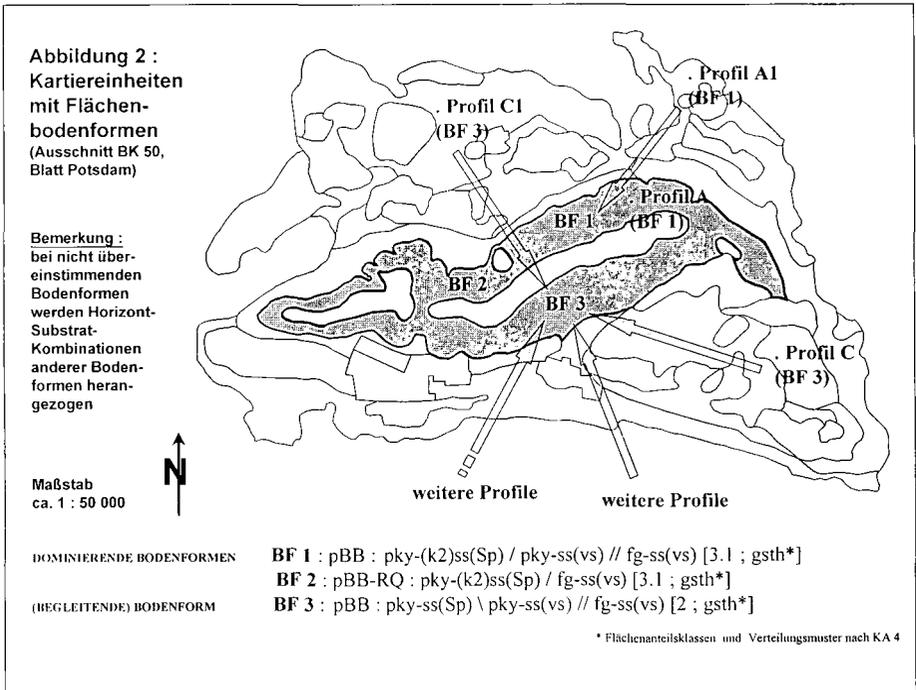


gespeichert. Die Flächenbodenformen werden in dieser Tabelle wiederholt vorkommen. Deshalb werden diese in einem Archiv vorgehalten, in dem die Flächenbodenformen ohne Duplikate auftreten. Demnach stellt dieses **Flächenbodenformenarchiv** eine Art Schlüsseliste für alle verwendeten Flächenbodenformen dar, wobei dieser Fundus entsprechend dem Kartierfortschritt erweiterbar ist.

In einem **zweiten methodischen Schritt**, der Kennzeichnung von Flächenbodenformen, erfolgt eine qualitative Ableitung aus bereits vorhandenen Daten und Ergebnissen der Geländetätigkeit. Punktdaten stellen einschließlich Analysendaten das qualitativ höchste Auflösungslevel dar. In den Punktdatenbanken werden verschiedene Parameter nach KA4 erfaßt, um Auswertungsmethoden unter Verwendung von Standardparametern anwenden zu können und den für die jeweilige Auswertungsmethode geforderten Mindestdatenbestand zur Verfügung zu stellen. Um Flächen aus- und bewerten zu können, müssen den Flächenbodenformen Horizonte, Substrate, Ausgangsgesteine und Tiefenlagen zugewiesen werden. Dafür wird der Punktdatenpool genutzt, der konkrete Beschreibungen von realen Profilpunkten entsprechend Geländebefunden beinhaltet. Das Idealprofil wird nach Anwendung einfacher statistischer Methoden (z.B. Median, Mittelwert) und empirischer Auswertung der Ergebnisse beschrieben. Dabei ist die Anwendung statistischer Verfahren nur als Unterstützung zur Entscheidungsfindung zu verstehen. Die Zuweisung erfolgt in letzter Konsequenz durch den Bearbeiter. Die Abfragen sollten nach Möglichkeit auf alle verfügbaren Punktdatenbanken, einschließlich übersetzter Altdaten (KÜHN, D.; HANNEMANN, J. & BAURIEGEL, A., 1999, in diesem Band) zugehen. Dabei müssen dem Bearbeiter Möglichkeiten geboten werden, die Kriterien über alle profilrelevanten Datenfelder (Boden- und substratsystematische Einheit, Horizonte, Horizonttiefen, Substrate einschließlich Genese, Kiesführung, Bodenart, Ausgangsgestein) frei zu wählen. In einen nächsten Schritt werden den Horizont-Substrat-Kombinationen Analysendaten zugeordnet, die i.d.R. Wertespannen repräsentieren (siehe Abb. 1). Im Folgenden sind die Bedingungen der Zuordnung von horizontbezogenen Daten zu Flächenbodenformen genannt:

- 1) Übereinstimmung von Horizont-Substrat-Kombinationen – *Normalfall* mit idealisierter Übernahme
- 2) Übereinstimmung von Punktbodenformen mit Flächenbodenformen – *Idealfall* mit idealisierter Übernahme

Nach der Zuordnung entsprechend den Bedingungen 1 und 2 kann der Fall auftreten, daß der idealisierte Beschrieb einer Flächenbodenform einem realen Profil entsprechend den Geländebefunden gleicht. Hier und nach Punkt 2 kann



es so sein, daß das Punktprofil a) außerhalb der Fläche (Kartiereinheit) liegt in der die Flächenbodenform beschrieben ist oder b) es liegt sogar innerhalb der Fläche (Abbildung 2 : Profil A1). Im Ergebnis erhält jede Flächenbodenform eine vollständige Profilkennzeichnung. Diesen Idealprofilen werden die Analysendaten in analoger Art zugewiesen.

## VORTEILE

Die Verwendung von Flächenbodenformen für die Beschreibung von Flächeneinheiten bietet sowohl bei der Karten-erarbeitung als auch bei der Auswertung der Karten in Geographischen Informationssystemen eine Reihe von Vorteilen. Diese seien im Folgenden genannt :

1. Einzelflächenbeschriebe haben durch die Verwendung von Flächenbodenformen hohes inhaltliches und räumliches Auflösungs-niveau.
2. Flächenbodenformen im Archiv besitzen mit ihren typischen Horizont-Substrat-Kombinationen und Analysedaten „Musterstückcharakter“.
3. Alle abstrakteren (aggregierten) Flächenbeschreibungen (Generallegendeneinheiten, Blattlegendeneinheiten) werden durch Flächenbodenformen gekennzeichnet.
4. Die Verwendung von Flächenbodenformen in Einzelflächenbeschrieben erlaubt gezielte Ableitungen und Auswertungen.
5. Die Erstellung von thematischen Karten kann ohne großen Aufwand erfolgen.
6. Es ist eine differenzierte Bewertung der Flächen möglich.
7. „Unschärfen“ werden durch Flächenbodenformen-Inventarbeschreibung von Einzelflächen (Kartiereinheiten) minimiert.

## FAZIT

Die Verwendung von Flächenbodenformen für die Beschreibung von Flächeneinheiten erhöht die Aussageschärfe der Sachdaten in Geographischen Informationssystemen. Damit können dem Nutzer detaillierte Angaben zu einer bestimmten Region zur Verfügung gestellt werden.

## LITERATUR

Ad-hoc-ARBEITSGRUPPE BODEN der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe der Bundesrepublik Deutschland (1994) : Bodenkundliche Kartieranleitung. – 4. Auflage: Hannover (als KA4 zitiert)

BAURIEGEL, A., HANNEMANN, J. & KÜHN, D. (1997) : Beziehungen zwischen Punkt- und Flächendaten am Beispiel der BÜK 50 Blatt Potsdam. – Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 85, III, S.1099-1102

BAURIEGEL, A., KÜHN, D. & HANNEMANN, J. (1999) : Zur Aussagekraft von Kartenlegenden – ein Methodenvergleich. – Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges., in diesem Band

KÜHN, D., HANNEMANN, J. & BAURIEGEL, A. (1999) : Probleme bei der Anwendung der neuen Boden- und Substratsystematik der DBG bei der Altunterlegenauswertung in den neuen Bundesländern. – Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges., in diesem Band

KÜHN, D. (1998): Anleitung zur Erarbeitung einer Bodenkarte im Maßstab 1 : 50 000 des Landes Brandenburg. – unveröff. Bericht des Landesamtes für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg. Kleinmachnow.

ZEITZ, J. & KÜHN, D. (1999) : Die Verwendung von Flächenbodenformen der Niedermoore für Fragen des Bodenschutzes. – Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges., in diesem Band

# **Erprobung eines neu entwickelten Kunstrasen-Skelettfängers (KUNSTRA) zur Ermittlung des Staubeintrages in den Boden**

von

Hannoschöck, E.; Höke, S. & Burghardt, W.

## **1. Einleitung**

In Deutschland werden zur Zeit Staubdepositionen in einer Höhe von 1,5 m gemessen (Bergerhoff-Methode, VDI 2119, Blatt 2). Durch diese Methode wird jedoch der Staubeintrag in den Boden nicht genau erfaßt, weil die Deposition des unter 1,5 m transportierten Staubes nicht mit gemessen wird. In geringeren Meßhöhen sind aufgrund geringerer Windgeschwindigkeiten zudem höhere Depositionsraten zu erwarten, da die Fangeffektivität der passiven Staubfallen mit zunehmender Windgeschwindigkeit abnimmt.

In städtischen und industriell geprägten Räumen wird durch anthropogene Beeinflussung immer wieder Staub aus dem Boden von Industrie- und Gewerbeflächen ausgeweht, durch die Atmosphäre transportiert und wieder in den Boden immitiert. Gerade bei der bodenbürtigen Stauffreisetzung wird die Hauptmasse des Materials bodennah transportiert und somit mit der Standardmethode nicht erfaßt. Ziel ist es einen Fänger zu entwickeln, der den Eintrag in den Boden besser wiedergibt, als es die Standardmethode in 1,5 m macht.

## **2. Der KUNSTRA-Fänger**

Der KUNSTRA-Fänger hat eine Oberfläche von 2233 cm<sup>2</sup>, unterteilt in zwei gleiche Teile. Auf der einen Seite besteht die Sammleroberfläche aus Quarzkies (mit einem Durchmesser von 12-24 mm, gem. DIN 4226) und auf der anderen Seite aus einer gelochten Kunstrasen-Matte, mit einer Höhe von 25 mm (vgl. Abb. 1). Die Messungen der Staubeinträge erfolgen in einer Höhe von 4 cm oberhalb der Bodenoberfläche. Unterhalb des Sammlers befindet sich eine Kunststoffbox als Auffanggefäß. Um den Einfluß der Regentropfenerosion zu minimieren, sind alle Fänger mindestens mit 2 m Geotextil seitlich umbaut.

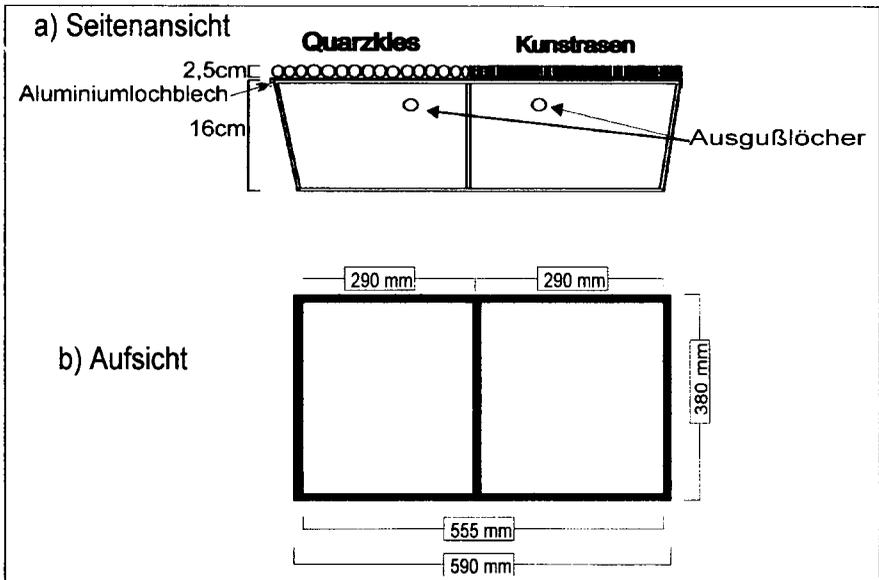
Die Hauptanforderungen, die der KUNSTRA-Fänger erfüllen soll, sind:

1. Die Oberfläche eines Bodens zu simulieren;
2. Sammlung von ausreichendem Material für Analysen.

### 3. Methode

Angelehnt an eine Staubmeßstation werden an fünf Meßpunkten bodennahe Bergerhoff-Sammler und KUNSTRA-Fänger parallel betrieben (vgl. Karte 1 in HÖKE u. BURGHARDT 1999 in diesem Band), wobei an einem Meßpunkt eine Doppelbestimmung erfolgt. In gleichen Zeitintervallen wie bei der Bergerhoffmessung werden die KUNSTRA-Fänger beprobt, indem die Auflagen mit VE-Wasser in das Auffängegefäß abgespült und die Bodenpartikel durch Eindampfen gewonnen werden.

Die fünf KUNSTRA-Fänger sind in der Staubmeßstation auf die Hauptwindrichtung SW ausgerichtet, wobei drei Meßpunkte östlich einer vegetationslosen Meßfläche zur Winderosion angelegt sind. Der vierte Meßpunkt ist das Zentrum der Meßfläche selbst und der letzte befindet sich am südwestlichen Rand der Staubmeßstation (vgl. Karte 1 in HÖKE u. BURGHARDT 1999 in diesem Band).



**Abb. 1:** Konstruktionszeichnung des KUNSTRA-Fängers

### 4. Ergebnisse

#### 4.1 Simulation einer natürlichen Bodenoberfläche

Erste Ergebnisse des KUNSTRA-Fängers über sieben Monate zeigen, daß der Skelett-Fänger im Monatsmittel mehr Material als der „Rasen“-Fänger sammelt (vgl. Abb. 2).

Anhand der Abb. 2 wird deutlich, daß die Fangraten beider KUNSTRA-Fänger in den ausgewählten Monaten geringer ausfallen als bei den bodennahen Bergerhoff-Sammlern. Die Fangunterschiede sind an den Meßpunkten 'Zentrum' und '82-3' besonders hoch. Diese

Meßpunkte liegen völlig vegetationsunbeeinflusst auf der Meßfläche bzw. am Meßflächenrand. Dadurch liegen an diesen Stationen höhere Windgeschwindigkeiten vor.

Auch gibt es einen Unterschied im Maximum der Fangraten, denn die höchsten Werte der KUNSTRA-Fänger werden zumeist am Meßpunkt '82-3' erreicht, wohingegen bei den bodennahen Bergerhoff-Sammlern diese im Zentrum der Meßfläche zu finden sind.

Als Ursachen für die geringeren Fangraten der bodennahen KUNSTRA-Fänger werden angenommen:

- Bodennahe Bergerhoff-Sammler sind 2 cm oberhalb der Bodenoberfläche eingebaut, d. h. schon durch diesen geringen Höhenunterschied von 2 cm ist ein Unterschied in den Fangraten möglich;
- Bei Starkregeneignissen (vorher trocken) wird durch Regentropfenerosion Material aus dem Skelett und von der Kunstrasen-Matte herausgeschleudert;
- Deponiertes Material kann unter entsprechenden Witterungsereignissen wieder abgeweht werden.

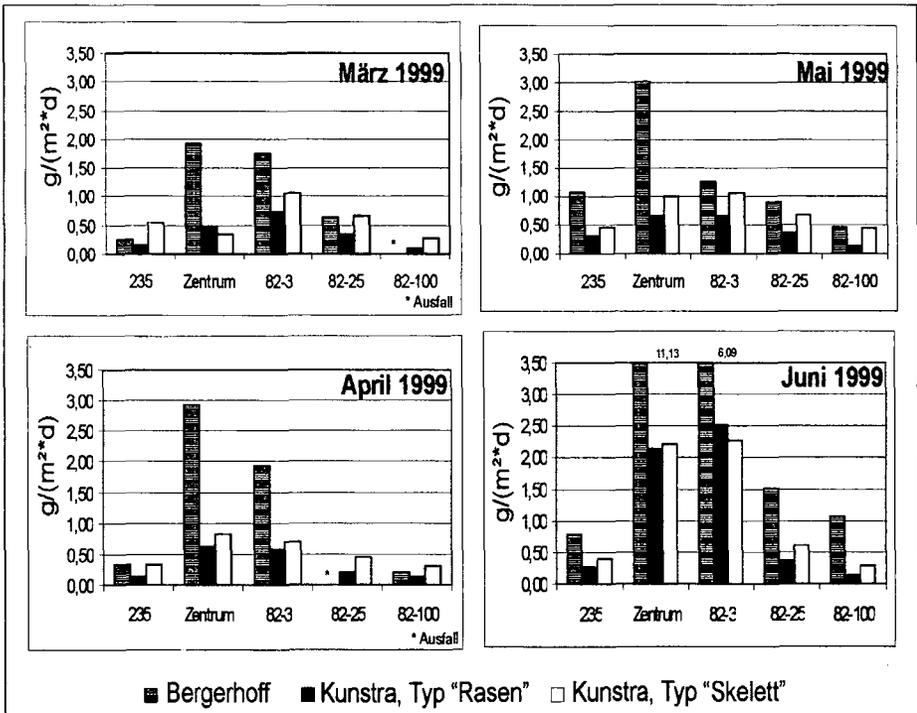


Abb. 2: Vergleich der Fangraten [g/(m²\*d)] für die Monate März bis Juni 1999

Durch den Einsatz von Quarzkies und einer Kunstrasen-Matte wird die Rauigkeit einer natürlichen Oberfläche besser simuliert als durch Bergerhoff-Gefäße. Die ersten Ergebnisse zeigen:

- Durch den Einsatz einer Oberfläche ist der Anteil an Fremdstoffen (z. B. Insekten) in den KUNSTRA-Fängern sehr gering bzw. zu vernachlässigen. Somit mußte keine Probe verworfen werden.
- Im Vergleich zu einem bodennahen Bergerhoff-Fänger weist der KUNSTRA-Fänger eine geschlossene Oberfläche auf, von dem bei gewissen Witterungsereignissen Material auch wieder abgeweht bzw. umgelagert wird.

#### **4.2 Sammlung von genügenden Material**

Die zweite Anforderung an den KUNSTRA-Fänger wird erfüllt. Die effektive Fangmenge an Material ist so hoch, daß genügend Probenmaterial für weitergehende Analysen (Schwermetalle, Korngrößenanalysen usw.) vorhanden ist.

### **5 Zusammenfassung und Ausblick**

Die ersten Ergebnisse zeigen, daß die bodennahen Bergerhoff-Sammler z.T. erheblich mehr Material erfassen als die KUNSTRA-Fänger. Welche der Erklärungsmöglichkeiten die Hauptursache kennzeichnet, ist z.Z. noch unklar.

### **6 Literatur**

**HÖKE, S. , BURGHARDT, W. (1998):** Particle-sizes and metal-contents of deposits emitted from urban soils and industrial processes in the Ruhr area. **In:** Proceedings of the 16. World Congress of Soil Science, Symposium-Nr. 28, Montpellier.

**HÖKE, S. , BURGHARDT, W. (1999):** Erfassung der Staubfreisetzung und -deposition von einer belasteten Brachfläche im Ruhrgebiet. **In:** Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. Jahrestagung 1999, in diesem Band.

**VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE [VDI] (1986):** Messung partikelförmiger Niederschläge. Bestimmung des Staubniederschlages mit Auffanggefäßen aus Glas (Bergerhoff-Verfahren) oder Kunststoff, VDI-Richtlinie 2119, Blatt 2, VDI-Verlag, Düsseldorf.

## Klassifizierung von Bodenfunktionen für Klassenzeichen der Bodenschätzung mittels digitaler Profildaten

Hartmann, K.-J. & Feldhaus, D.

### 1. Einleitung

Die Bodenschätzung dient für landwirtschaftlich genutzte Flächen als Planungsgrundlage in Maßstäben >1:10.000. Auf Basis des Klassenzeichens werden Bodenfunktionen beschrieben, ausgewertet und für Planungsverfahren als Entscheidungsgrundlage klassifiziert. Hierzu liegen unterschiedliche Bewertungsverfahren vor (UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG 1995; BORG ET AL. 1998). Die Bewertung erfolgt anhand der Klassenzeichen des Schätzungsrahmens der Bodenschätzung. Bei der Bildung der Bewertungsstufen findet eine grobe Wichtung von Bodeneigenschaften in Anlehnung an die Bodenart und Zustandsstufe der Bodenschätzung statt. Auswertungen konkreter Profilinformatoren (HARTMANN ET AL. 1999) zeigen, dass diese Vorgehensweise problematisch ist. Aus diesem Grunde sollten zur Beschreibung und Klassifizierung von Bodenfunktionen auf Grundlage der Klassenzeichen statistisch abgesicherte Auswertungen dienen. Zur Bewertung von Bodenfunktionen auf Basis der Bodenschätzung mit Hilfe von Profilinformatoren gibt es zwei Ansätze :

- (1) Ableitung von Informationen für die Klassenflächen der Bodenschätzung aus den Grablochbeschrieben. Dabei wird Bodenart und Humusgehalt in den aktuellen bodenkundlichen Sprachgebrauch (BENNE ET AL. 1990) übertragen und anschließend einer Bewertung nach KA 4 unterzogen.
- (2) Statistische Auswertung von Bodenprofilen mit Horizont- sowie bodenchemischen und -physikalischen Labordaten, die eindeutig Klassenflächen der Bodenschätzung zugeordnet sind. Anschließend erfolgt die Einordnung und Bewertung der Klassenflächen nach den ermittelten statistischen Parametern.

Arbeiten entsprechend des ersten Verfahrens liegen vor (u. a. HARTMANN ET AL. 1999). Das zweite Verfahren wird am Beispiel von Lössstandorten der Zustandsstufen 1 bis 5 vorgestellt. Anhand von Messwerten und von Kennwerten, die für Horizonte konkreter Profile nach KA4 (AG BODEN 1994) abgeleitet wurden, wird die Bodenfunktion *Regelung von Oberflächenabfluss und Grundwasserneubildung als Bestandteil des Bodens im Naturhaushalt, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen* beschrieben.

### 2. Methodisches Vorgehen

Das Geologische Landesamt Sachsen-Anhalt führt die Profildatenbank SABO\_P, mit Gelände und Analysendaten von bislang 2.900 Profilen (13.000 Horizonte). Über Abfragen wurden die Profile mit den Klassenzeichen (L1...5L6) selektiert und die für die weitere Verarbeitung erforderlichen Daten ausgelesen. Die verwendeten Daten sind Bodenart (bestimmt aus Korngrößenanalysen nach KA 4), Humusgehalt (als Ct) und bodenphysikalische Messwerte (FK, nFK und kf).

Die Ableitung von Kennwerten (FK, nFK und kf) für die obersten 10 dm erfolgte über Bodenart und Humusgehalte nach KA 4 bzw. BOHME & ZACHARIAS (1995). Die für Horizonte ermittelten Kennwerte wurden je zugehörigem Klassenzeichen mit statistischen Parametern gekennzeichnet. Diese Grundgesamtheit wurde mit den entsprechend zusammengefaßten und statistisch gekennzeichneten bodenphysikalischen

Messwerten verglichen. Zur Beschreibung der Bodenfunktion *Bestandteil des Naturhaushalts, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen* wurden die Ergebnisse nach KA4 in Bewertungsklassen eingeteilt und vorhandenen Bewertungsvorschlägen gegenübergestellt.

### Ergebnisse

Die Verteilung der Horizonte ist nahezu idealtypisch (Abb. 1). Die Dominanz der A- und M-Horizonte beim L1L6 spiegelt die geringe Horizontdifferenzierung der mächtigen humosen Oberbodenhorizonte von Tschernosemen wieder. Der steigende Anteil von C-Horizonten zum L3L6 weist auf die Zunahme von Profilsituationen mit geringmächtigeren Oberböden (Pararendzinen) hin. Die Zunahme der B-Horizonte zum L5L6 zeigt, dass hier Profile mit deutlicher bodengenetischer Differenzierung (Parabraun- und Fahlerden) zugeordnet wurden. Die abnehmenden Humusgehalte (Ct) bestätigen diese Ergebnisse.

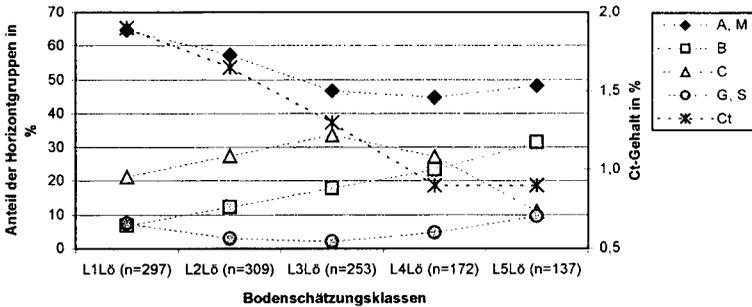


Abb. 1 : Anteile der Haupt-Horizontgruppen und mittlere Ct-Gehalten in den Bodenschätzungsklassen

Die dominierenden Bodenarten der untersuchten Bodenschätzungsklassen sind tonige Schluffe (Abb. 2). Der Rückgang des Anteils der Bodenart Ut4 und der steigende Anteil von Ut3 und Ut2 zeigen den abnehmenden Tongehalt von L1L6 nach L5L6. Dies ist einerseits auf unterschiedliche Ausgangssubstrate, andererseits auf die zunehmende Tonverlagerung im Zusammenhang mit der Bodenentwicklung zurückzuführen.

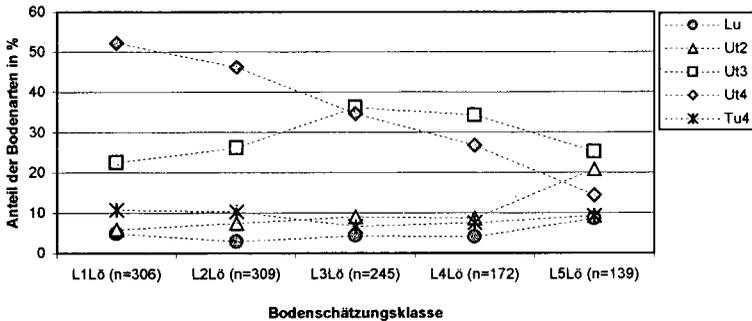


Abb. 2 : Anteil der Bodenarten in den untersuchten Bodenschätzungsklassen

Abb. 3 gibt am Beispiel der L1L6-Standorte die Ergebnisse der verschiedenen Verfahren zur Ableitung physikalischer Parameter und der Messwerte wieder. Bei der Interpretation der Unterschiede zwischen den statistischen Maßzahlen der gegenübergestellten Grundgesamtheiten ist zu berücksichtigen, dass die

Ableitung von Kenngrößen bereits auf Mittelwerten für Bodenarten beruht, und damit eine Stufe natürlicher Streuungen bodenphysikalischer Messungen entfällt. Für die Bodenschätzungsklassen L1Lö und L2Lö, für die eine ausreichende Zahl repräsentativer Messwerte verfügbar sind, kann eine hinreichende Übereinstimmung zwischen Messwerten und den Ergebnissen der anderen Bestimmungsverfahren festgestellt werden.

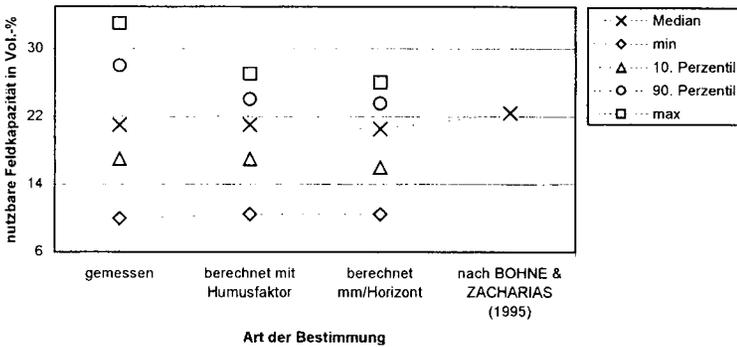


Abb. 3 : Nach verschiedenen Verfahren ermittelte nutzbare Feldkapazität von L1Lö Standorten

Tab. 1 zeigt für unterschiedliche bodenphysikalische Kenngrößen die hohe Übereinstimmung zwischen den Medianen der Messwerte und den nach verschiedenen Verfahren abgeleiteten Werten. Als Grundlage für die weitere Bewertung und Einordnung in Klassen dient aufgrund seiner Stabilität gegenüber Ausreißern der Median.

Tab. 1 : Mediane von FK, nFK und kf nach verschiedenen Verfahren für Lössstandorte der Bodenschätzung

Klassenzeichen	NFK in Vol.-%			FK in Vol.-%		kf-Wert in cm/d	
	M.	b.	B. & Z.	M.	b.	M.	b.
L1Lö	21	21	22	36	37	19	9
L2Lö	23	21	23	35	36	12	9
L3Lö	30	22	22	37	36	10	10
L4Lö	-	21	-	-	36	-	10
L5Lö	-	22	-	-	36	-	13

M. = Median Messwerte, b. = nach KA 4 berechnete Kennwerte, B. & Z. = BOHME & ZACHARIAS (1995)

BORG ET AL. (1998) beschreiben die Bodenfunktion zur *Regelung von Oberflächenabfluss und Grundwasserneubildung als Bestandteil des Bodens im Naturhaushalt* für die mittlere Bodenart der ersten Meters über den kf-Wert. In Abhängigkeit der Zustandsstufen wird die Bodenart nach der Lagerungsdichte differenziert. Die Klassifikation erfolgt in Anlehnung an die KA 4 in den Intervallen  $\leq 10$ , 11 – 20, 21 – 40, 41 – 100 und  $> 100$  cm/d. Das UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (1995) bildet auf Basis der nFK 5 Stufen ohne die Methodik zu dokumentieren. Zur Einordnung und Gegenüberstellung der hier vorgestellten Ergebnisse mit den verschiedener Bewertungsverfahren dienen die Stufen der KA 4 (Abb. 4). Dieser Vorgehensweise liegt der Gedanke zugrunde, dass zwischen den Stufen verschiedener Bewertungsverfahren für ähnlich definierte Bodenfunktionen keine Widersprüche auftreten dürften und eine Vergleichbarkeit mit bodenkundlich ermittelten Informationen bzw. Messwerten gegeben sein sollte. Abb. 4 zeigt, dass die Anwendung der verschiedenen Bewertungsverfahren z. T. zu unterschiedlichen Einstufungen führt. Eine Vergleichbarkeit zwischen den berechneten bzw. gemessenen Werten einerseits, und den Ableitungen für die Klassenzeichen andererseits ist nur eingeschränkt gegeben.

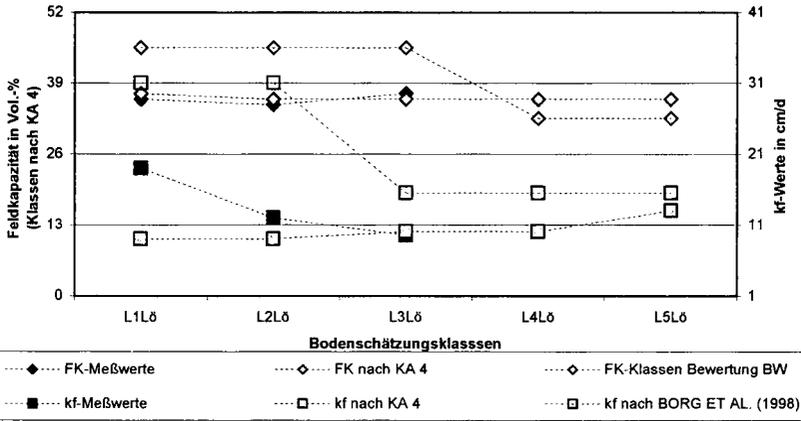


Abb. 4 : Bewertung der Bodenfunktion "Ausgleichskörper im Wasserhaushalt",  
Gegenüberstellung verschiedener Methoden

### Schlussfolgerung

Eine Beschreibung ähnlich definierter Bodenfunktionen nach unterschiedlichen methodischen Ansätzen führt zu Ergebnissen, deren Übereinstimmung gering ist. Bei Ableitungsverfahren auf Basis von Klassenzeichen der Bodenschätzung überwiegt der Einfluss der Bodenart gegenüber der Zustandsstufe. Während die Ergebnisse der Messungen mit den Ableitungen nach KA 4 harmonisieren (Tab. 1), ist dies bei den Verfahren, die das Klassenzeichen der Bodenschätzung bewerten aufgrund eines zu hohen Einflusses der Zustandsstufe, nicht der Fall. Dies bestätigen auch andere Untersuchungen (HARTMANN ET AL. 1999).

Für die Bewertung von Bodenfunktionen kann zur Herstellung des Flächenbezuges in grossen Maßstäben auf das Klassenzeichen der Bodenschätzung nicht verzichtet werden. Die Bewertung des Klassenzeichens sollte aber entweder auf Basis der Grablochbeschriebe oder der Auswertung konkreter Messwerte bzw. einer Ableitung mit Hilfe der Bodenart bodenkundlich aufgenommener und analysierter Profile erfolgen. Die Auswertung von Messwerten bzw. analysierten Profilen ist dabei erstrangig, da bei der aufwendigen, inhaltlichen Erschließung und Auswertung der Grablochbeschriebe Informationsverluste und Fehlinterpretationen nicht ausgeschlossen werden können.

### Zitate

- AD-HOC Arbeitsgruppe Boden (1994) : Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Aufl., Hannover
- BENNE, I., HEINEKE, H.-J., NETTELMANN, R. (1990) : Die DV-gestützte Auswertung der Bodenschätzung. Technische Berichte zum NIBIS, Hannover
- BOHME, K., ZACHARIAS, S. (1995) : Berechnung neuer Richtwerte des Kapillaren Wasseraufstieges und der Feldkapazität für verallgemeinerte Bodenarten auf Grundlage von Parametern des VAN GENUCHTEN-Modells, Bericht im Auftrag des DVWK-Fachausschusses 4.1
- BORG, H., PREETZ, H., FEHESE, K.-U., WOLTER, M., WALLBAUM, E. (1998) : Bodenschutz in der räumlichen Planung Berichte des Landesumweltamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 29, 13 ff., Halle (Saale)
- HARTMANN, K.-J., FINNERN, L., CORDSEN, E. (1999) : Bewertung der Bodenfunktionen auf Grundlage der Bodenschätzung – ein Vergleich, J. Plant Nutr. Soil Sci., 162, 179 - 181
- UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (1995) : Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit. Luft, Boden, Abfall, 31

# Boden- und Naturraumkarten in vier Dimensionen aus der forstlichen Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland

von

R. HARTWICH<sup>1</sup> und D. KOPP<sup>2</sup>

## 1. Einführung

Das Erkundungswerk der forstlichen Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland, das mit etwa 1,7 Mio ha im Maßstab 1 : 10 000 kartierter Fläche rund 90 % der Waldfläche erfasst hat, versteht sich als Teil einer zweigübergreifenden Naturraumerkundung. Von der Karte 1 : 10 000 in bewaldeten Naturräumen ausgehend wurde ein Kartenwerk aus weiteren drei Naturraumdimensionen für die Gesamtlandschaft unter Einbeziehung geologischer Karten und landwirtschaftlicher Standortskarten entwickelt (KOPP, JÄGER, SUCCOW u.a. 1982, KOPP und SUCCOW 1996). Die Karten aller vier Dimensionen berücksichtigen den Naturraum in allen seinen Komponenten und enthalten sowohl geowissenschaftliche Aussagen als auch Aussagen zur Vegetationswirksamkeit des Bodens. Dieser günstige Erkundungsstand führte seit 1993 zur Zusammenarbeit mit der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), mit dem Ziel, diese Ergebnisse für die deutschlandweite Bodenerkundung (z.B. BÜK 200) nutzbar zu machen. Das aus dieser Zusammenarbeit erwachsene Kartenwerk soll anschließend im Überblick vorgestellt werden. Die verwendeten Termini entsprechen überwiegend denen der forstlichen Standortserkundung Ostdeutschlands oder der Naturraumkunde. Auswertungen erfolgen seitens der BGR jedoch nach der Systematik der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft bzw. der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA4).

Tabelle 1 zeigt die naturräumlichen Dimensionen und die Maßstäbe für ihre Abbildung auf Karten. Bei der topischen und mikrochorischen und mit Einschränkung auch bei der mesochorischen Dimension werden die Areale unabhängig von ihrer räumlichen Einbindung zu Inhaltstypen klassifiziert. Zur makrochorischen Dimension hin haben die Areale zunehmend individuellen Charakter.

Tabelle 1: Arealdimension und Kartenmaßstab

Areal-Dimension	Begriffe für den Naturraum		Begriffe für den Boden		Kartierungsmaßstab
	Einzelareal	Inhaltstyp	Einzelareal	Inhaltstyp	
Makrochorisch	Makrochore Naturraumgebiet	-	Bodenmakrochore Bodengroßlandschaft	-	1 : 750 000
Mesochorisch	Mesochore Naturraumbezirk	Mesochorentyp	Bodenmesochore Bodenlandschaft	-	1 : 750 000
Mikrochorisch	Mikrochore Naturraummosaik	Mikrochorentyp Naturraummosaiktyp	Bodenmikrochore Bodengesellschaft Bodenmosaik	Bodenmikrochorentyp Bodenmosaiktyp	1 : 100 000 bis 1 : 25 000
Topisch	Top topischer Naturraum	(Toptyp) Naturraumform	topisches Bodenareal	(Pedototyp) Bodenform	1 : 10 000

## 2. Topische Dimensionen im Maßstab 1 : 10 000

Die Kartierung der topischen Dimension geht vom Top als Einzelstandort aus. Tope gleichen Inhaltes werden zur Standortform klassifiziert und, wenn man die Vegetation einbezieht, zur Naturraumform. Aus Tabelle 2 ist vertikal die Komponentengliederung ersichtlich und lateral die Gliederung in Stamm- und Zustandseigenschaften. Die Komponente Boden setzt sich in dieser Dimension aus der Stamm-Bodenform und der Humusform als Ausdruck der Zustandseigenschaften zusammen. In Karten werden die Grenzen und Kürzel für die Stamm-Boden- und Standortform im Rotdruck dargestellt und im Gründruck die Grenzen und Kürzel der Humusform. Durch Kolorit wird die aus der Standortform abgeleitete Ökotopgruppe sichtbar gemacht, wobei einerseits nach Stamm-Ökotopgruppen koloriert wird und andererseits nach Zustands-Ökotopgruppen. Aus dem Farbvergleich beider Koloritvarianten wird die Abweichung zwischen Zustands- und Stamm-Ökotopgruppe sichtbar. Die Aussage für die Stamm- und Zustands-Ökotopgruppe gilt zugleich als Aussage zur Stamm- und Zustands-Vegetationsform.

1 Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Dienstbereich Berlin, Wilhelmstrasse 25-30, 13593 Berlin  
 2 Dömitzer Strasse 20, 19303 Tews Woods

Tabelle 2: Naturraumform bzw. *Naturraummosaik* gegliedert nach Komponenten sowie Beeinflussbarkeit der Eigenschaften

Komponente ↓	Komponentenformen					
	Stamm-eigenschaften	Zustandseigenschaften				
Vegetation	Stamm-Vegetationsform bzw. <i>Stamm-Vegetationsmosaiktyp</i>	Zustands-Vegetationsform bzw. <i>Zustandsvegetationsmosaik</i>	Besonders durch Fremdstoffe beeinflusst			
Standort	Luft- und Bodenhülle	Stamm-Standortsform bzw. <i>Stamm-Standortsmosaik</i>	Zustands-Standortsform bzw. <i>Standortsmosaik</i>	Besondere Untergliederung		
				Großklimaeigenschaften	Immissionsform bzw. <i>Immissionsmosaik</i>	
				Mesoklimaeigensch. als relief- und bodenbedingte Abweichung	Zustands-Klimaform bzw. <i>Klimamosaik</i>	
				Stamm-Bodenform bzw. <i>Bodenmosaiktyp</i>	Humusform bzw. <i>Mosaik der Humusformen</i>	Sonder-Untergliederung
				Grund- oder Stauwasserform bzw. <i>Grund- oder Stauwassermosaiktyp</i>		
Relief	Reliefform bzw. <i>Reliefformosaiktyp</i>					

Tabelle 3: Gruppierung von Stamm-Standortsformen zu Ökotopgruppen unter dem Dach von Vegetationsformen. Beispiel: Feuchtestufen Mittelfrisch und Feucht im mäßig trockenen Tieflandsklima

Stamm-Feuchtestufe	Stamm-Nährkraftstufe					
	R	K	M	Z	A	
reliefbed. Feuchtestufe	Grund- und Stauwasserform	Hauptbodenform (Auswahl) nach der Klassifikation der forstlichen Standortserkundung				
M-Mittelfrisch	mittlere Stufe ohne, höchstens halbezeitig grundwasserbeeinflusst	Lehm-Fahlerde	Tieflehm-Fahlerde	Sand-Bänderbraunerde	Sand-Braunerde	
F-Feucht	mittlere Stufe oder relief-frisch halbezeit, stauwasserbeh., langfristig grundwasser-nah	Lehm-Graustaugley	Tieflehm-Graustaugley	Sand-Grundgleybraunerde	Sand-Grundgleypodsole	
Stamm-Vegetationsform im Hauptwaldstadium						
M-Mittelfrisch		Lungenkraut-Riesenschwingel-	Hainrispen-Buchenwald	Sauerklee-Blaubeer-	Blaubeer-Buchen-Kiefernwald	
F-Feucht		Rasenschmielen-Lungenkraut-Eschen-Buchenwald	Rasenschmielen-Riesenschwingel-Buchenwald	Sauerklee-Pfeifengras-Stieleichen-Buchenwald	Pfeifengras-Birken-Stieleichenwald	
Phytomasseproduktivität TM/dt*a						
M		87	80	70	60	50
F		106	100	93	85	72

Tabelle 3, als Auszug aus einem Ökogramm für das ganze Naturraumspektrum, zeigt für die Stammeigenschaften den Zusammenhang zwischen der geostrukturellen Klassifikationsebene, in deren Mittelpunkt die Bodenform steht, und der ökologischen Klassifikationsebene, die die Standorte nach Vegetationswirksamkeit gruppiert. Hauptbodenformen, die sich darin über mehrere Nährkraftstufen erstrecken, werden durch Feinbodenformen nach der Nährkraft unterteilt. Ein entsprechendes Ökogramm gibt es ebenfalls für den Zusammenhang zwischen Humusform und Zustands-Vegetationsform.

### 3. Mikrochorische Dimension im Maßstab 1 : 25 000 bis 1 : 100 000

In der mikrochorischen Dimension gilt die Ausgrenzung von Arealen nach relativer Gleichförmigkeit, ihre Klassifikation zu Inhaltstypen, ihre Komponentengliederung mit Trennung in Stamm- und Zustandseigenschaften sowie eine geostrukturelle Basisklassifikation und eine daraus abgeleitete Klassifikation in Ökoheerengruppen analog dem Vorgehen in der topischen Dimension. Als Beispiel für diese Analogie soll das mikrochorische Komponentenschema in Tabelle 2 dienen.

Der Klassifikation der Böden nach Inhaltstypen in der mikrochorischen Dimension, mit dem Bodenmosaik oder der Bodengesellschaft als Einheit, liegt für das ganze nordostdeutsche Tiefland eine ziemlich ausgereifte Fassung zu Grunde (zuletzt KOPP, DIECKMANN und KONOPATZKY 1995). Darin sind die Bodengesellschaften zunächst nach dem Hydromorphie- und Substratmosaik klassifiziert (Tab. 4) und dann nach der von der Reliefgeneration bestimmten Vergesellschaftung der Horizontfolgetypen. Bei Anhydromorphie ist das periglaziäre Relief mit braunerartigen Böden in periglaziärer Perstruktionserie verknüpft (Braunerde, Bänderbraunerde, (Braun-)Fahlerde). Das spätperiglaziäre oder früh extraperiglaziäre Relief ist mit eisenreichen Podsolen und das extraperiglaziäre mit Rankern (Regosolen) und eisenarmen Podsolen verbunden.

Definitionsmerkmal der Bodengesellschaft ist die Bodenformenausstattung und ihre Vernetzungsweise. In der Vernetzungsweise wird der genetische Hintergrund der Vergesellschaftung der Bodenformen sichtbar. Beispiele von Vernetzungsmustern wurden zahlreich veröffentlicht (zuletzt KOPP 1997); eine Gesamtdarstellung ist in Arbeit.

Tabelle 4: Hydromorphie-Substratrahmen des Hauptmosaiktyps

Primäres Hydromorphiemosaik		Substratmosaik							
		Sand	Sand-Geschiebelehm	Geschiebelehm-Sand	Geschiebelehm	Sand-Auenlehm	Auenlehm-Sand	Auenlehm	Auenlehm-Ton
		S	SL	LS	L	SA	AS	A	AT
(A)...	anhydromorph	X	X	X	X				
W...	wenig hydromorph <sup>a</sup>	X	X	X	X	X	X	X	
M...	mäßig hydromorph <sup>a</sup>	X	X	X	X	X	X	X	X
N...	stark hydromorph <sup>a</sup>	X	X	X	X	X	X	X	X
V...	vollhydromorph <sup>a</sup>	X	X	X	X	X	X	X	
B...	hydromorphiebreit <sup>a</sup>	X	X	X	X	X	X		
O	Moormosaik								
<sup>a</sup> Mit den Entwässerungsgraden:		gering	(um ½)		stark	(um 2)			
		mäßig	(um 1)		sehr stark	(um 2 ½)			
		zieml. stark	(um 1 ½)		extrem	(um 3)			

Karten der Boden- und Naturraummosaiken wurden an ausgewählten Mesochoren aus der Gesamtkartierung des Norddeutschen Tieflandes in zwei Varianten aufbereitet; in Brandenburg auf Grundlage der Naturraumkarte 1 : 100 000, in Mecklenburg-Vorpommern auf Grundlage der Naturraumkarte 1 : 25 000. In beiden Varianten besteht die Darstellung aus einer Kartenserie, die sich aus einer Grundkarte mit dem komplexen naturräumlichen Inhalt und 5 Folgekarten, in denen die Einzelkomponenten abgebildet sind, zusammensetzt. Die Grundkarte bildet die komplexen Naturraummosaiktypen oder Mikrochoren ab. Des komplexen Inhalts wegen sind die Mosaiktypen nur noch mit Arealnummer und den Rahmenmerkmalen des naturräumlichen Haupttyps darstellbar. Die Serie der Folgekarten besteht aus:

- 3 Karten für das Bodenmosaik und zwar:
  - Hydromorphie-Substratkombination (vgl. Tab. 4),
  - Bodengesellschaft nach Leitbodenformen in der originalen Klassifikation der forstlichen Standortserkundung (Kopp & Schwanecke 1994, vgl. Lieberoth, Kopp & Schwanecke 1991, Kopp, Dieckmann & Konopatzky 1995, Kopp 1997),
  - desgl. nach der Systematik in der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA4, AG Boden 1994),

- einer Karte mit Reliefmosaiktypen,
- einer Karte mit den aus der geostrukturellen Ebene abgeleiteten, in Ökochochengruppen eingebundene Vegetationsmosaiktypen.

#### **4. Meso- und makrochorische Dimension im Maßstab 1 : 750 000**

Wenn man Mikrochorenareale nach relativer Verwandtschaft zu größeren Arealen vereinigt, ergeben sich Mesochoren oder Naturraumbezirke. Vereinigt man Mesochoren zu größeren Arealen, ergeben sich Naturraumgebiete oder Makrochoren. Die Mesochoren sind noch nach Inhaltstypen grob klassifizierbar, besonders wenn man die Komponenten für sich betrachtet. Die Makrochoren dagegen haben nur noch individuellen Charakter.

Für die Mesochoren wurde eine der mikrochorischen Dimension entsprechende Kartenserie erarbeitet. Am Anfang steht wiederum die Grundkarte mit dem komplexen naturräumlichen Inhalt. Darin können nur die Arealnummer und der Name der Makro- und Mesochore dargestellt werden. Der weitere Inhalt ist aus 4 Folgekarten ersichtlich:

- 3 Karten für die Bodenmesochore mit
  - Hydromorphie- Substratkombination,
  - Bodenmesochore, benannt nach Leitbodenformen in der originalen Klassifikation der forstlichen Standortserkundung,
  - desgl. in der Klassifikation nach KA4,
- eine Karte mit Reliefmesochoren.

Eine weitere Karte mit Vegetationsmesochoren wäre noch zu erarbeiten.

Die Erläuterung der Meso- und Makrochoren ist zusammen mit Erläuterungen zur mikrochorischen und topischen Dimension in einem Textband vorgesehen. Die Inhalte der mikro- bis makrochorischen Kartenserien sind in einer bei der BGR geführten Datenbank abgelegt.

#### **5. Ausblick**

Die hier vorgelegte Methodenarbeit wird z.Z. in Sachsen-Anhalt auf das mitteldeutsche Berg- und Hügelland und das Altmoränengebiet ausgedehnt. Dabei werden für alle vier Dimensionen die umfangreichen landwirtschaftlichen Bodenkartierungen mit den Kartierergebnissen der forstlichen Standortserkundung zusammengeführt. Aus beiden Bearbeitungen werden sich Rückwirkungen auf die deutschlandweite Bodenerkundung ergeben, besonders hinsichtlich der naturräumlichen Einbindung der Bodenformen und Bodengesellschaften.

#### **Literatur**

AG-Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Aufl., Hannover

KOPP, D & W. SCHWANECKE (1994): Standortlich-naturräumliche Grundlagen ökologiegerechter Forstwirtschaft; Berlin.

KOPP, D; JÄGER, K.-D. & M. SUCCOW et al. (1982): Naturräumliche Grundlagen der Landnutzung; Berlin.

KOPP, D.; DIECKMANN, O. & A. KONOPATZKY (1995): Die Bodenmosaika des nordostdeutschen Tieflandes als Komponente zweigüberegreifender Naturraummosaika-Inventurstand und Klassifikation. – Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 76 II , 1097-1100.

KOPP, D. (1995): Zur Weiterentwicklung der Bodenklassifikation in Deutschland. – Mittl. Dt. Bodenkundl. Ges. 76 II, 1093-1096.

KOPP, D. & M. SCHWANECKE (1996): Die mittelmaßstäbige Naturraumkarte als Grundlage für eine ökologiegerechte Landnutzung. – In: BUCHWALD, K. & W. ENGELHARDT: Umweltschutz, Grundlagen und Praxis, Handbuch in 17 Bänden, Bd. 2. - Economica Verlag; Bonn.

KOPP, D. (1997): Bodenmosaika als Leitbodengesellschaften aus der mittelmaßstäbigen Naturraumkarte nach der Methode der forstlichen Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland als Beitrag zu Bodenübersichtskarte 1 : 200 000. – Bericht Bundesanst. Geowiss. u. Rohstoffe, Außenstelle Berlin [unveröff].

KOPP, D. (1999): Bodengesellschaften des nordostdeutschen Tieflandes als Komponente übergreifender Naturraummosaiktypen, Vernetzungsursachen und Klassifikation. – Poster zur DBG-Jahrestagung; Hannover.

LIEBEROTH, J.; KOPP, D. & W. SCHWANECKE (1991): Zur Klassifikation der Mineralböden in den fünf ostdeutschen Bundesländern. – Permanns Geogr. Mitt. 136, 153-163

## **Genauigkeit kleinmaßstäbiger bodenkundlicher Auswertungskarten als Funktion des Aggregierungsverfahrens bodenkundlicher Basisdaten**

Hennings, V.

### **1. Zielsetzung**

Im Rahmen von Projekten wie dem neuen Hydrologischen Atlas von Deutschland (HAD) oder für Fragen des Bodenschutzes auf europäischer Ebene sind in zunehmendem Maße bundesweite Übersichtsdarstellungen von Bodenpotentialen oder -gefährdungsgraden gefragt. Da die verfügbaren kleinmaßstäbigen Bodenkarten der Bundesrepublik nicht durch Generalisierung flächendeckender großmaßstäbiger Kartierbefunde auf induktivem Wege, sondern deduktiv als Ergebnis einer bodenkundlichen Interpretation vor allem geologischer Karten entstanden sind, stellt sich die Frage, mit welcher Aussagegenauigkeit Größen wie die Grundwasserneubildung oder das Filtervermögen für Schwermetalle aus ihnen abgeleitet werden können. Bei einer Kartengrundlage wie der Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 1.000.000 (BÜK 1000; HARTWICH et al. 1995) ist ferner damit zu rechnen, daß diese Aussagegenauigkeit regional variiert, da der Kenntnisstand großmaßstäbiger Kartierbefunde in den einzelnen Bundesländern sehr unterschiedlich ist (vgl. ZITZMANN 1994) und die BÜK 1000 Kartiereinheiten sehr unterschiedlicher Heterogenität vereinigt. Herausgeben und Nutzern einer Karte wie der BÜK 1000 stellen sich also folgende Fragen:

- (a) Welchen Informationsgehalt bieten bodenkundliche Auswertungskarten verschiedener Maßstäbe bei unveränderter Übernahme der bestehenden bodenkundlichen Grundlagenkarten?
- (b) Läßt sich die Aussagegenauigkeit solcher Auswertungskarten verbessern, wenn alternative bodenkundliche Grundlagenkarten geschaffen werden, deren Kartiereinheiten - unter Beibehaltung ihrer Grenzen - durch regionalspezifische Repräsentativprofile beschrieben werden?
- (c) Läßt sich die Aussagegenauigkeit solcher Auswertungskarten verbessern, wenn alternative bodenkundliche Grundlagenkarten geschaffen werden, deren Kartiereinheiten durch Aggregation mittelmaßstäbiger bodenkundlicher Areale gewonnen werden?
- (d) Welcher Fehleranteil entfällt auf die räumliche Variabilität der bodenkundlichen Verhältnisse, und welcher Fehleranteil ist durch den Modus der Kartenerstellung bedingt?

Einzelne Befunde zu (a) und (b) wurden für ein Beispielgebiet der norddeutschen Tiefebene bereits vorgestellt (HENNINGS 1998). Die vorliegende Untersuchung ergänzt die früheren Aussagen um Ergebnisse zu (c) und ein vorläufiges Fazit.

### **2. Rahmenbedingungen eines regionalen Fallbeispiels**

Für eine exemplarische Untersuchung wurde das Blatt "Vechna" der Bodenkarte von Niedersachsen 1 : 25.000 (BK 25) ausgewählt, für dessen Fläche eine digitale bodenkundliche Datengrundlage für die Maßstabsebenen 1 : 5.000, 1 : 25.000, 1 : 200.000 und 1 : 1 Mio. vorliegt. Das Spektrum der Böden reicht von Niedermooren und Gleyen aus Talsanden über Pseudogleye aus Sandlöß und Plaggenesche bis zu Podsolen aus glazifluvialen Sanden. Bemessungsgrundlage zur Beurteilung der Aussagegenauigkeit bodenkundlicher Auswertungskarten in verschiedenen Varianten ist die mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden. Als Fehlermaß fungiert die Wurzel aus der mittleren quadrierten Differenz (WMQD), ermittelt für jedes bodenkundliche Areal des Maßstabs 1 : 5.000 als Differenz zum zugehörigen Wert der beurteilten Maßstabsebene.

Blatt Vechna erscheint als Gegenstand einer exemplarischen Untersuchung besonders geeignet, weil das Inventar der Böden ein breites Spektrum unterschiedlicher Ausgangsgesteine und Grundwasserstände abdeckt und kleinräumig heterogene Verteilungsmuster die Vergesellschaftung der bodenkundlichen Areale bestimmen. Da die bodenkundlichen Bedingungen die Aussagegenauigkeit kleinmaßstäbiger Übersichtskarten in besonderem Maße limitieren, gestatten die Ergebnisse dem Nutzer der BÜK 1000 ein allgemeines Fazit.

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Detailbefunde zu Alternativen der Profilauswahl und Aggregation

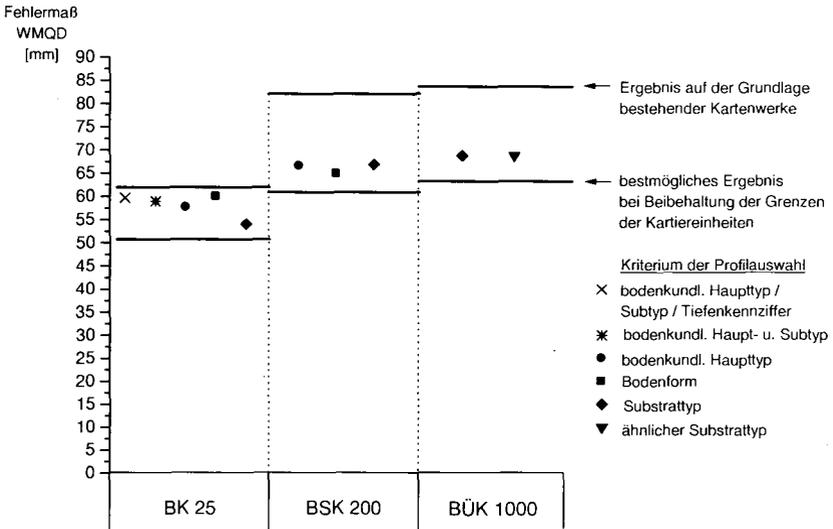


Abb. 1: Verbesserungsmöglichkeiten der Darstellung der Sickerwasserrate auf verschiedenen Maßstabsebenen bei Schaffung alternativer bodenkundlicher Grundlagenkarten durch Nutzung regional-spezifischer Repräsentativprofile

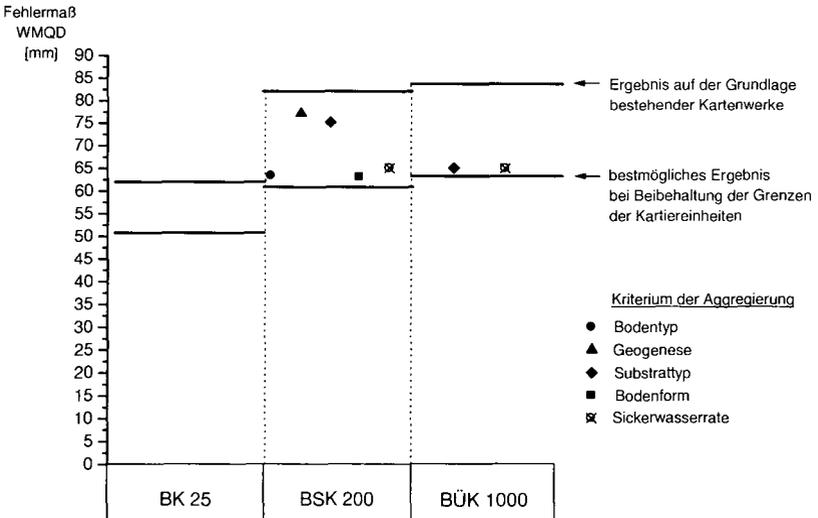


Abb. 2: Verbesserungsmöglichkeiten der Darstellung der Sickerwasserrate auf verschiedenen Maßstabsebenen bei Schaffung alternativer bodenkundlicher Grundlagenkarten durch Aggregation mittelmaßstäbiger Kartiereinheiten

Die Befunde aus Abb. 1 und 2 lassen sich wie folgt interpretieren:

- ◆ Die Aussagegenauigkeit einer Karte der Sickerwasserrate auf der Maßstabsebene 1 : 25.000 läßt sich durch alternative Profilauswahl aus bodenkundlichen Detailinformationen nur unwesentlich verbessern.
- ◆ Auswertungskarten auf der Grundlage von BSK 200 und BÜK 1000 sind in ihrer Aussagegenauigkeit annähernd gleichwertig und lassen sich durch alternative Profilauswahl oder Aggregation aus bodenkundlichen Grundlagenkarten der nächsttieferen Maßstabsebene noch deutlich verbessern.
- ◆ Gemäß Abb. 1 lassen sich Auswertungskarten der Maßstäbe 1 : 200.000 und 1 : 1Mio. durch Schaffung alternativer bodenkundlicher Grundlagenkarten allein durch Nutzung regionalspezifischer Repräsentativprofile so weit verbessern, daß das Resultat dem bestmöglichen Ergebnis bei Beibehaltung der Grenzen der bestehenden Kartenwerke und Berücksichtigung aller Profilvereinerungen in 1 : 5.000 entspricht.
- ◆ Das Kriterium der Profilauswahl ist dabei von untergeordneter Bedeutung.
- ◆ Das wesentlich aufwendigere Verfahren der Schaffung alternativer bodenkundlicher Grundlagenkarten der Maßstäbe 1 : 200.000 und 1 : 1Mio. durch Aggregation mittelmaßstäbiger Kartiereinheiten vermag gemäß Abb. 2 die Aussagegenauigkeit der entsprechenden Auswertungskarten gegenüber dem ersten Verfahren einer verbesserten Profilauswahl nur unwesentlich zu erhöhen.
- ◆ Kriterium der Aggregation sollte nicht nur eine Übereinstimmung in Geogenese oder Substrattyp sein.

### 3.2 Befunde allgemeiner Bedeutung

- ◆ Der Fehler einer Auswertungskarte der Maßstäbe 1 : 200.000 und 1 : 1 Mio. ist zu ca. 3/4 durch die räumliche Variabilität der bodenkundlichen Verhältnisse bedingt oder maßstabsimmanent und damit nicht eliminierbar. Das restliche Viertel ist durch den Modus der Kartenerstellung bedingt.
- ◆ Hinsichtlich der Verbesserungsmöglichkeiten durch Schaffung alternativer bodenkundlicher Grundlagenkarten ist ein alleiniger Ersatz der Repräsentativprofile durch gezielte Auswahl aus regionalspezifischen Befunden im Ergebnis einer völligen Neugestaltung des Grenzlinienverlaufs durch Aggregation mittelmaßstäbiger Kartiereinheiten gleichwertig.
- ◆ Für die BÜK 1000 als wichtigstes Element der Flächendatenbank des Fachinformationssystems Bodenkunde der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (FISBo BGR) bedeutet dies, daß eine Verbesserung der Inhalte dieses Kartenwerks mittelfristig allein durch eine regionalspezifische Überprüfung der Repräsentativprofile der Legendeneinheiten realisierbar erscheint.

### 4. Konsequenzen für zukünftige Aufgaben

Die Erkenntnis, daß der überwiegende Fehleranteil einer Auswertungskarte der Maßstäbe 1 : 200.000 und 1 : 1 Mio. durch die räumliche Variabilität der Böden bedingt ist und eine völlige Neugestaltung des Grenzlinienverlaufs von BSK 200 und BÜK 1000 durch Aggregation mittelmaßstäbiger Kartiereinheiten im Vergleich zum Ersatz der Repräsentativprofile aus regionalspezifischen Befunden nicht lohnenswert erscheint, bedeutet in letzter Konsequenz, daß der Grenzlinienverlauf einer Karte wie der BÜK 1000 in den Bodenregionen der niedersächsischen Talsandniederungen und Geestplatten zufällig sein darf, solange nur ein Gebiet von 100 km<sup>2</sup> Fläche durch ca. 10 Kartiereinheiten mit typischen Repräsentativprofilen beschrieben wird. Vor allem aber die Tatsache, daß die BÜK 1000 Kartiereinheiten sehr unterschiedlicher Heterogenität zusammenfaßt, verlangt nach einem Heterogenitätsmaß in der Legendenkennzeichnung, das dem Nutzer zumindest eine halbquantitative Information vermittelt. Für die Zukunft lassen sich daher einige generelle Konsequenzen formulieren:

- ◆ Das bisherige Konzept der Angabe von Leit- und Begleitböden mit geschätzten Flächenanteilen bietet nur wenig Zusatzinformation, wenn die Unterschiede im Bodentyp nicht mit Unterschieden in der jeweiligen Bodenfunktion korrespondieren.

- ◆ Sinnvoller wären einfache Streuungsmaße oder Vertrauensintervalle solcher Kennwerte wie der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums (nFKWe) oder des pflanzenverfügbaren Bodenwassers (Wpfl), die als Eingangsdaten einfacher deterministischer Modelle des Wasser- und Stofftransports fungieren.
- ◆ Die Vielzahl von detaillierten Kartierbefunden in den Ländern erlaubt schon heute die Formulierung allgemeiner Gesetzmäßigkeiten für häufig vertretene, besonders gut untersuchte Kartiereinheiten.
- ◆ Dabei kann auf vorbildhafte Konzepte und Erkenntnisse z.B. des 'National Sampling Map Unit Program' der Niederlande zurückgegriffen werden, wo z.B. geostatistische Analysen der Befunde in besonders gut untersuchten Kartiereinheiten und eine Ableitung von 'pooled variograms' erfolgen (vgl. BOUMA et al. 1998).

#### **Literatur**

- BOUMA, J., FINKE, P. A., HOOSBEEK, M. R. & BREEUWSMA, A. (1998): Soil and water quality at different scales: concepts, challenges, conclusions and recommendations. - In: FINKE, P. A., BOUMA, J. & HOOSBEEK, M. R. (Eds.): Soil and water quality at different scales. - Developments in Plant and Soil Sciences, **80**: 5-11, Kluwer Academic Publishers; Dordrecht.
- HARTWICH, R., BEHRENS, J., ECKELMANN, W., HAASE, G., RICHTER, A., ROESCHMANN, G. & SCHMIDT, R. (1995): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 1.000.000 (BÜK 1000). - Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe; Hannover.
- HENNINGS, V. (1998): Einfluß verschiedener Verfahren der Aggregierung auf die Güte bodenkundlicher Auswertungskarten. - Mitteiln. Dtsch. Bodenkdl. Ges., **88**: 417-420.
- ZITZMANN, A. (1994): Geowissenschaftliche Karten in der Bundesrepublik Deutschland. - Z. dt. geol. Ges., **145**: 38-87.

# **Erfassung der Staubfreisetzung und –deposition von einer belasteten Brachfläche im Ruhrgebiet**

von

S. Höke & W. Burghardt

## **1 Einleitung und Problemstellung**

In Altlastengutachten wird häufiger die Möglichkeit einer Staub- und Schadstoffauswehung angegeben, jedoch zumeist ohne daß dieses näher konkretisiert wird. Eine Literaturstudie zu diesem Thema zeigt, daß die Winderodierbarkeit der meisten jungen gewerblich-industriellen Böden und Substrate hoch eingeschätzt werden kann. Welche Größenordnungen eine Staub- und Schadstoffabwehung von belasteten Gewerbe- und Industrieflächen unter unseren Klimabedingungen erreichen kann, läßt sich allein aus der Literatur nicht ableiten (HÖKE et al. 1999). Aufgrund dessen hat das Umweltministerium von Nordrhein-Westfalen Untersuchungen in Auftrag gegeben, deren Ziel es ist:

1. geeignete Meßmethoden zur Quantifizierung der Staub- und Schadstofffreisetzungen solcher Flächen sowie der Deposition zu erarbeiten.
2. Aussagen über die Qualität und Quantität der Staubfreisetzung einer belasteten Industriebrache zu treffen.

Dazu werden vorrangig drei mögliche Gefährdungspfade betrachtet:

- die Erhöhung von PM<sub>10</sub> (Partikel < 10 µm) in der Atemluft. Diese Partikel gelten als lungen-gängig und können schon während kurzer Einwirkung die Gesundheit gefährden.
- die Erhöhung von kanzerogenen und nicht-kanzerogenen Schadstoffen in der Atemluft.
- die Belastung angrenzender Böden – verursacht durch die Deposition schadstoffhaltiger Partikel.

## **2 Methoden**

Auf der eingeebneten Fläche eines ehemaligen Chemiewerkes wurde 1998 eine Staubmeßstation errichtet (s. Map 1). Das Gebiet liegt seit 1972 brach und ist überwiegend mit Hochstauden und Gehölzen bedeckt. Ein Teilbereich des Gesamtareals, eine kreisförmige Fläche (Ø 100 m), wurde daher oberflächenbearbeitet um einen „worst case“ zu erzeugen. Die runde Meßfläche bietet den Vorteil, daß gleich aus welcher Richtung der Wind weht, die Länge der Erosionsstrecke zwischen dem Zentrum und dem potentiellen Hintergrundmeßpunkt immer 50 m beträgt. Die Oberflächenbearbeitung wird bisher etwa alle zwei Monate wiederholt um eine hohe Erodierbarkeit zu erhalten.

Zur Ermittlung der auftretenden  $PM_{10}$ -Konzentrationen werden an zwei Stationen High-Volume Sammler (DHA80) mit  $PM_{10}$ -Köpfen betrieben, dessen Staubmengen- und -inhaltsstoffdifferenzen betrachtet werden. Normalerweise messen die  $PM_{10}$ -Sammler 24 h-Werte. Im Fall von erosiven Wetterbedingungen (z.B. Windgeschwindigkeit > 5 m/s und Oberflächenwassergehalt < 3 Gew.-%) löst eine Computeransteuerung einen Filterwechsel aus.

Zur Partikelflußratenmessung werden BSNE- (FRYREAR 1986) und BOSTRA- (SCHÄFFER et al. 1990) Fallen mit jeweils 3 Fanghöhen sowie SUSTRA- (JANSEN & TETZLAFF 1990) Fänger eingesetzt.

Die Deposition wird mittels der Bergerhoff-Methode (VDI 2119, Teil 2, 1996) in bis zu 3 Meßhöhen, sowie bodennah mittels Löbner-Liesegang-Fängern (VDI 2119, Teil 3, 1972) und neu entwickelten Kunstrasen-Skelettfängern (HANNOSCHÖCK et al. 1999) gemessen.

Die Standorte zur Partikelfluß- und Depositionsratenmessung sind so eingerichtet, daß mindestens ein Meßstandort während einer Staubbefreiung von der Erosionsmeßfläche Hintergrundgehalte liefert. Alle bodennahen Staubmeßgeräte sind rundum 2 m mit Geotextil umbaut, um den Einfluß der Regentropfenerosion zu mindern. Neben den Staubmassen werden für ausgewählte Zeiträume Schadmetallgehalte und Korngrößenzusammensetzungen bestimmt. Zur Erfassung der Witterungsbedingungen und der Bodenoberflächenabtrocnung werden eine Mikroklimastation (Windgeschwindigkeit und -richtung, Niederschlag, Strahlung, Luft- und Bodentemperatur, rel. Luftfeuchtigkeit) und ein Infrarotreflexions-Photometer betrieben.

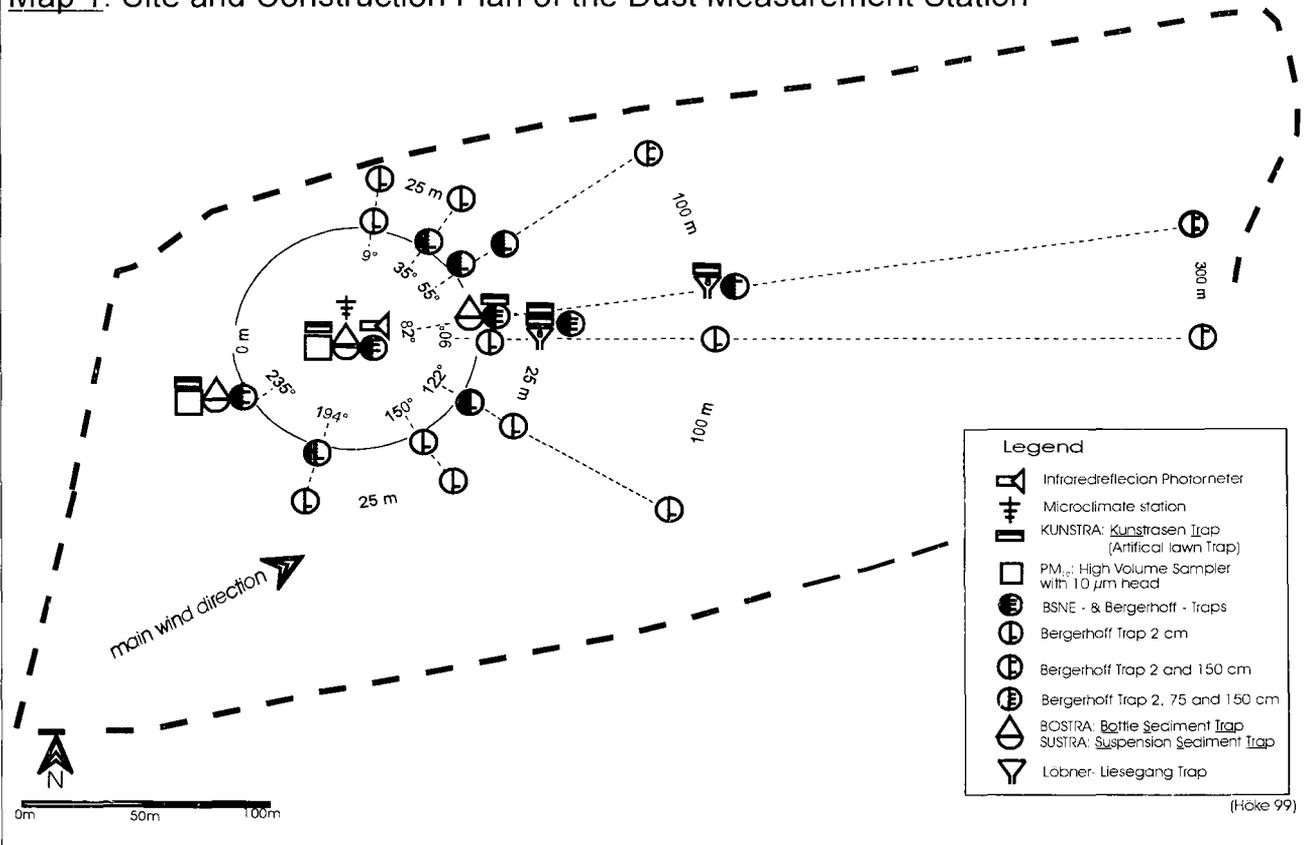
### **3 Eigenschaften der Erosionsfläche**

Da eine Substratkartierung der Erosionsfläche aufgrund der sehr kleinräumig wechselnden Mischungsverhältnisse aus Aschen, Schlacken, Schlämmen, Bauschutt und natürlichem Bodenmaterial nicht möglich war, wurden Mischproben aus den oberen 2 cm in einem 10 m Raster entnommen. In der Feinbodenzusammensetzung dominieren schluffige und lehmige Sande. Der Skelettgehalt variiert zwischen 16 und 57 Gew.-%. Die Humusgehalte wurden vor der Flächenbearbeitung auf 1-2 Gew.-% geschätzt. Ein genaue Bestimmung ist u.a. aufgrund der Asche- und Rußanteile sehr aufwendig.

Die Oberfläche ist stellenweise carbonathaltig. Die Oberflächenrauigkeit der Erosionsfläche zeigt für den Meßzeitraum Juni 98 bis Juni 99 Höhendifferenzen von ungefähr 10 cm, bedingt durch die Bearbeitung und zahlreiche Ziegelsteine. Ab Juli 99 wird mit einer deutlich glatteren Oberfläche (Schaufelplanum) gearbeitet.

Die Schadstoffgehalte in der Fläche sind hoch, variieren aber für alle untersuchten Elemente sehr stark. So liegen z.B. die königswasserlöslichen Bleigealte im Mittel in den oberen 2 cm bei 3200 mg/kg. Der Minimalwert der Untersuchungsquadrate beträgt 350 mg/kg, der Maximalwert mindestens 11500 mg/kg Blei. Mit Ausnahme von Cadmium finden sich für die meisten untersuchten Metalle (Pb, Ba, Cu, Cr, Zn, Fe) die höchsten Konzentrationen im nördlichen Randbereich der Erosionsfläche.

Map 1: Site and Construction Plan of the Dust Measurement Station



#### 4 Erste Ergebnisse

Im Meßzeitraum von Juni 98 bis März 99 verhinderten die feuchten Witterungsverhältnisse die Ausbildung winderosiver Bedingungen. Es traten nur Zeiträume von wenigen Minuten auf, zu- meist Böen als Vorläufer von Niederschlagsfronten, in welchen kleinräumig eine Staubbefreiung erfolgt sein könnte. An einigen solcher Tage zeigten die beiden  $PM_{10}$ -Sammler deutliche Differenzen, sowohl im Hinblick auf die Massen als auch hinsichtlich der Inhaltsstoffe. Es traten aber auch Tage mit Differenzen zwischen den Geräten auf, an denen als Erklärung eine Staubbefreiung von der Fläche aufgrund der Witterungsbedingungen unwahrscheinlich erscheint.

Im Vergleich der Meßstandorte Zentrum, der potentiellen Luvlage ( $235^\circ$ ) und der gegenüberliegenden Seite ( $55^\circ$  und  $82^\circ$ ) zeigen die Flußratenmesser SUSTRA und BSNE zeigen klare Differenzen sowohl hinsichtlich der Massen als auch der Inhaltsstoffe. Die BSNE-Fallen weisen, wie auch die Staubdepositionsmessungen, vertikale Gradienten in den Staubmassen und -inhaltsstoffen auf. Die Fangergebnisse der BSNE und der SUSTRA-Fallen korrelieren dabei recht gut miteinander. Die Fangergebnisse der BOSTRA-Fallen dagegen bewegen sich bisher im Fehlerbereich der Wägungen. Der Meßzeitraum betrug immer einen Monat. Erste Vergleiche der Fangergebnisse der unterschiedlichen Depositionsmeßmethoden sind in HANNOSCHÖCK et al. (in diesem Band) dargestellt. Die bisher vorliegenden Meßdaten zeigen überwiegend Hintergrundgehalte. Über Inhaltsstoffbestimmungen lassen sich aber auch deutliche „lokal“ geprägte bodennahe Stoffumlagerungsprozesse nachweisen, die wahrscheinlich z.T. durch Regentropfenerosion während hohen Windgeschwindigkeiten erklärt werden.

#### 5 Literatur

- FRYREAR, D.W. (1986):** A field dust sampler. In: J. Soil Water Cons., 41:117-120.
- HANNOSCHÖCK, E.; S. HÖKE; W. BURGHARDT (1999):** Erprobung eines neu entwickelten Kunstrasen-Skelettfängers (KUNSTRA) zur Ermittlung des Staubeintrages in den Boden.
- HÖKE, S.; A. POHLE, D. SAUER, W. BURGHARDT (1999):** Einflußfaktoren der Schadstoffausbreitung durch Staubbefreiung von Gewerbe- und Industrieböden. In: Bodenschutz – Erhaltung, Nutzung und Wiederherstellung von Böden, H.1'99, 4.Jahrgang, 6-11.
- JANSEN, W; G. TETZLAFF (1990):** Entwicklung und Eichung einer registrierenden Suspensionsfalle. In: Z. f. Kulturtechnik und Landesentwicklung 32: 167-179.
- SCHÄFER ET AL (1990): FROM: SPAAN, W.P.; C.J. STIGER (1991):** Measuring wind erosion with simple devices. In: Mitt. d. Dtsch. Bodenkundlichen Gesell., 65, 51-56.
- VDI 2119, Teil 2 (1996):** Bestimmung des Staubbefreiungsschlages mit Auffanggefäßen aus Glas (Bergerhoff-Verfahren) oder Kunststoff.
- VDI 2119, Teil 3 (1972):** Bestimmung des partikelförmigen Niederschlags mit dem Hibernia- und Löbner-Liesegang-Gerät.

## **Initialstadien der Bodenentwicklung auf Standorten der Mitteldeutschen Bergbaufolgelandschaften**

Jahn R., Gebhardt J., Stolle M., Machulla G., Tanneberg, H.

### **1. Einleitung**

In der ca 500 km<sup>2</sup> umfassenden Bergbaufolgelandschaft Mitteldeutschlands wurde an verschiedenen Standorten untersucht, inwieweit die Etablierung einer Vegetationsdecke durch Ansaat einheimischer Wildpflanzen eines standortspezifischen Artenspektrums Bodenbildungsprozesse fördert und Erosion nachhaltig verringert. Unter der Maßgabe möglichst geringer Eingriffe in das vorhandene Substrat sollten die Wechselwirkungen zwischen Pflanzenentwicklung, Nährstoffhaushalt, Bodenbildung und Bodenbelebung in Abhängigkeit zum Meliorationsverfahren und im Vergleich zu natürlichen Sukzessionen ermittelt werden. Als Meliorationsverfahren wurden Ansaaten mit und ohne Abdeckungen mit organischen Materialien (vorzugsweise Heu-Mulch) als primärer Erosionsschutz, bei sauren Standorten in Kombination mit verschiedenen Stufen der Kalkversorgung, geprüft.

Als Ausgangssubstrate wurden pleistozäne und tertiäre Sedimente gewählt, welche in den Jahren 1968 bis 1996 durch Planieren ausgeformt wurden (Angaben zu Standorten, und Versuchsvarianten siehe Abb. 1 unten). Die Untersuchungen wurden durch das BMBF, LMBV und das Land Sachsen-Anhalt gefördert.

### **2. Ergebnisse und Diskussion**

Die Substrate sind hinsichtlich der Textur innerhalb der Standorte und Varianten relativ homogen und in der Tiefenfunktion (0-3 dm) kaum differenziert. Eine Ausnahme bildet der B-Standort, an dem die Variante B8 deutlich sandiger und kohleärmer ist als die übrigen B-Varianten. In letzteren sind auch gegenüber den Oberböden höhere Kohlegehalte im Unterboden vorhanden. Nach der Substratsystematik (KA 4) handelt es sich am Standort A um Kipp-Kalkkieslehmsande, am Standort B um Kipp-Kohlereinsande, -Kohlelehmsande und -Kohlesandlehme, am Standort C um Kipp-Kiesreinsande bis -Kieslehmsande sowie am Standort D um Kipp-Kieslehmsande. An Böden herrschen (Norm) Regosole vor, nur auf älteren Sukzessionsflächen sind Lockersyrosem-Regosole bis (Norm) Regosole ausgebildet.

In Abb. 1 sind die einzelnen Analysenergebnisse variantenweise der Größe nach sortiert dargestellt, um einen Eindruck über die Variabilität der einzelnen Varianten und zwischen den Standorten zu vermitteln. Charakteristische Unterschiede zwischen den Standorten sind bei den Ton-Gehalten ( $C < A < D < B$ ), der Kohlegehalte ( $A, C, D < B$ ) und den pH-Werten ( $D_{\text{umgekalkt}} \sim 2,5, C \sim 4,5, B \sim 5,5, A \sim 7$ ) ausgebildet. Die physikalische Durchwurzelbarkeit wird generell als gut eingestuft. Die verfügbaren Nährstoffgehalte an N, P und K variieren über alle Standorte und Varianten hinweg über große Spannen und sind nach landwirtschaftlicher Klassifizierung als gering einzustufen (K vereinzelt auch mittel). Ca und Mg bewegen sich demgegenüber meist im mittleren Bereich. K war

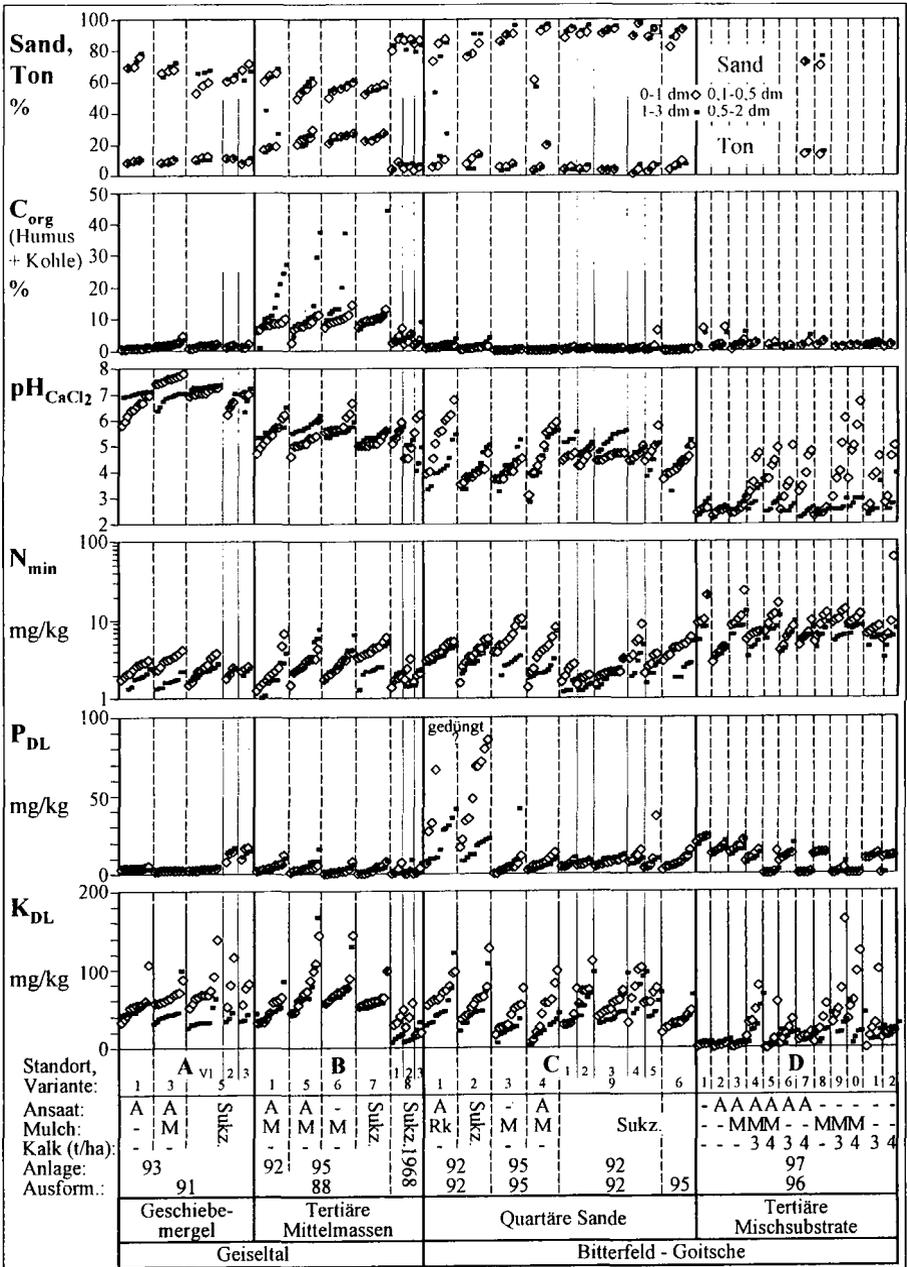


Abb. 1: Streuung der Gehalte an Sand, Ton, C<sub>org</sub>, pH-Werte, Gehalte an N<sub>min</sub>, P<sub>DL</sub> und K<sub>DL</sub> an den verschiedenen Standorten und Varianten der Statusuntersuchungen (A, B, C: Herbst 1995; D, Herbst 1997)

bei den Statusuntersuchungen in der Tiefenfunktion stärker differenziert als  $N_{min}$ , während P, Ca und Mg keine Differenzierung aufweist. Wiederholungsmessungen in 1998 zeigten auf dem sauren D-Standort z. T. eine erhebliche Nachversauerung der gekalkten Varianten in den obersten cm, während die pH-Werte der ungekalkten Varianten stabil blieben.

Die (quantitative) oberirdische Biomasseentwicklung ist mit ca. 1,8 kg TS/m<sup>2</sup> in der 30jährigen Sukzessionsvariante am höchsten, wobei der größte Anteil auf den Birkenbestand entfällt (Abb. 2). Die jüngeren Varianten weisen Bestände an Gräsern und Kräutern bis ca. 0,5 kg TS/m<sup>2</sup>, wobei die Ansaaten mergeliger (A) oder gemergelter Varianten (B 131 und B 132) am wüchsigsten sind. Zum Teil entfällt ein hoher Anteil der oberirdischen Biomasse auf Moose (z.B. C 9: 0,7; B 8: 1,2 kg TS/m<sup>2</sup>). Ansaaten mit und ohne Mulch heben sich im hier ermittelten Stadium der Vegetationsentwicklung deutlich gegenüber den noch sehr vegetationsarmen natürlichen Sukzessionen und reiner Mulch-Varianten ab. Auch ohne Ansaaten ist bei Aufbringung einer Mulchdecke eine geringere Erosion zu beobachten. Auf allen gemulchten Varianten setzte die Ansiedlung von Gehölzen ein.

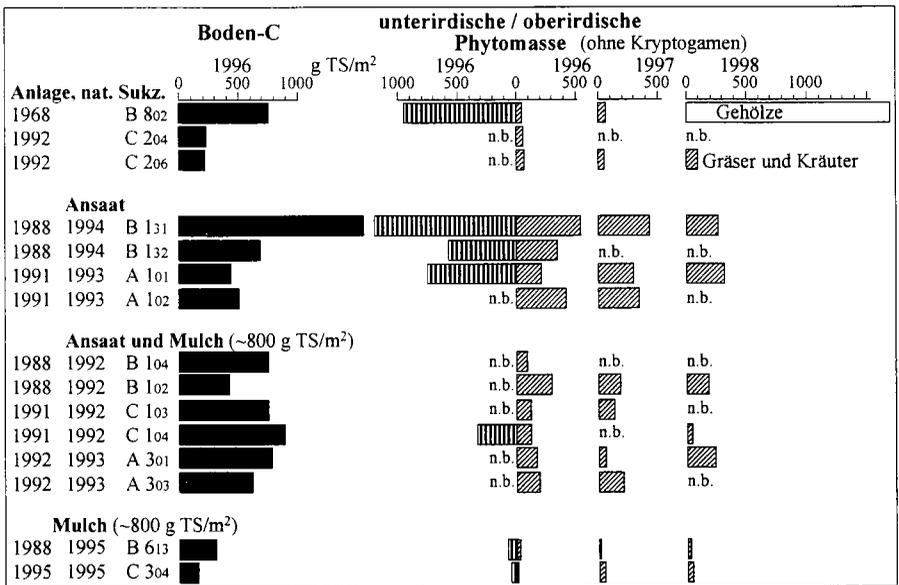


Abb. 2: Pedogene C-Gehalte (bis 3 dm Tiefe) unterirdische und oberirdische Biomasse

Die pedogenen C-Gehalte wurden über das C/N-Verhältnis abgeschätzt ( $C/N_{per} \sim 15$ ,  $C/N_{Kohle} \sim 100$ ), wobei sich selbst bei stark kohlehaltigen Substraten plausible Tiefenfunktionen ergeben. Die hiermit ermittelte C-Menge korrespondiert weitaus enger mit der Wurzelmasse als mit der oberirdischen Biomasse, so daß bei diesem Stadium der Bodenentwicklung offensichtlich der unterirdischen Streu eine sehr hohe Bedeutung zukommt. Gleichwohl scheint der Humifizierungsgrad des pedogenen C gering zu sein, da sich hierfür nur eine relativ geringe Kationenaustauschkapazität berechnen läßt.

Die Wiederholungsuntersuchungen in 1997 zeigten z. T. deutliche Differenzierungen in der Tiefenfunktion, vor allem zwischen Streu/Mulch-Auflagen, 0-1 cm und 1-5 cm Tiefe. Am deutlichsten ist dies an den  $C_{mik}$ -Gehalten ersichtlich (Abb. 3). Selbst bei sehr jungen Varianten bewegen sich die  $C_{mik}$ -Gehalte in 0-1 dm bei 0,1 mg/g, in 0-1 cm bis zu 1 mg/g und in Auflagen bis zu 10 mg/g.

Insbesondere auf den Mulch-Varianten setzt hiermit eine rasche Bodenbelegung in den obersten cm ein. In ähnlicher Weise, aber mit geringeren Spannen, ist eine Differenzierung der Tiefenfunktion (weitgehend durch oberflächliche Anreicherungen) der Nährstoffgehalte zu beobachten.

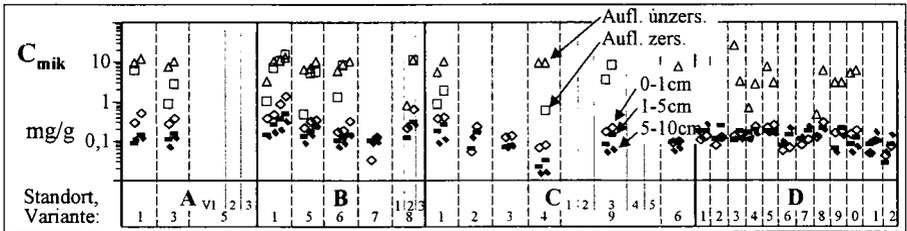


Abb. 3: Höhe und Differenzierung der  $C_{mik}$ -Gehalte mit der Bodentiefe (Wiederholungsuntersuchung Herbst 1997)

### 3. Schlußfolgerungen

- Die untersuchten Rohböden weisen eine erhebliche Variabilität der Nährstoffversorgung auf
  - $N_{min}$  gering (A, B, C) bis mittel (D),  $NO_3-N : NH_4-N \sim 1 : 5$ , tendenziell auf natürlichen Sukzessionen geringer
  - $P_{DL}$  ist generell gering
  - $N_{min}$  und  $P_{DL}$  sind unabhängig vom pedogenen C-Gehalt
  - $Ca_{NH_4-Laktat}$  (A>B>D>C) ist meist nicht limitierend
  - $K_{DL}$  ist meist gering (bis mittel)
  - Auf D: Al-Toxizität
- Substrat- und Bodenansprache ist unspezifisch zur Charakterisierung der Nährstoffverhältnisse. Die Nährstoffgehalte variieren über wesentlich größere Spannen als die zur Substratansprache verwendeten Parameter (Textur, Kalk- und Kohlegehalte).
- Die Mikrobielle Biomasse ist unabhängig von den Varianten, Alter der Flächen, und pedogenem C-Gehalt erstaunlich hoch.
- Bei Streu/Mulch-Auflagen läßt sich eine rasche Bodenbelegung und Differenzierung der Nährstoffgehalte in der Tiefenfunktion im obersten dm feststellen.
- Die Akkumulation an pedogenem C steht in weitaus engerer Beziehung zur Wurzelmasse als zur oberirdischen Biomasse. Das Verhältnis zwischen oberirdischer und unterirdischer Biomasse weist große Unterschiede auf.
  - Unter natürlicher Sukzession akkumuliert weniger pedogener-C ( $0,2 \text{ kg/m}^2/5 \text{ Jahre}$ ) als bei Ansaaten mit Mulch ( $0,5 \text{ kg/m}^2/5 \text{ Jahre}$ ). Die Zuwachsraten sind geringer oder maximal vergleichbar mit den Zuwachsraten bei landwirtschaftlicher Nutzung.
  - Für die pedogenen C-Verbindungen lassen sich nur geringe Austauschkapazitäten berechnen, was auf einen noch geringen Humifizierungsgrad hinweist.

## Zur typgerechten Nutzung der Schwarzerden

von

W. KAINZ

Diese Arbeit ist ein Beitrag für den Erhalt der Schwarzerden im Ganzen und ihrer Bodenfunktionen im Besonderen.

### Die Bedeutung der Schwarzerden

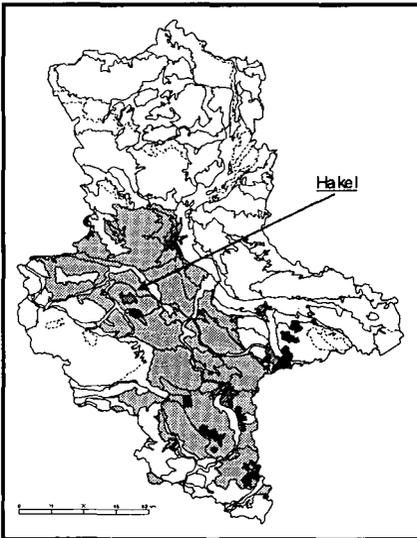


Abb. 1 Das Verbreitungsgebiet der Schwarzerden in Sachsen-Anhalt und die Lage des Hakeis

In Sachsen-Anhalt befindet sich das größte Verbreitungsgebiet der Schwarzerden in der Bundesrepublik Deutschland (Abb. 1). Sie nehmen 21,3 % der Landesfläche ein [STRING & WELLER 1997] und weisen Bodenwertzahlen zwischen 83 und 100 Punkten auf. Die besondere Bedeutung der Schwarzerden liegt in ihrer Konzentration und ihrem hohen Flächenanteil in den entsprechenden Landschaften, in ihrer hohen Fruchtbarkeit als Grundlage für ihre überwiegend ackerbauliche Nutzung und in ihrer Gefährdung.

Schwarzerden sind überwiegend Normtschernoseme und Braunerde-Tschernoseme. Sie sind vornehmlich in Löß entwickelt. Selten kommen Kalktschernoseme vor. In den Randbereichen des Verbreitungsgebietes der Schwarzerden und innerhalb desselben, in höheren Lagen mit höheren Niederschlägen und Waldbestockung, gehen die

Schwarzerden in tondurchschlämmte Böden über (Parabraunerde-Tschernoseme bis Fahlerden).

Schwarzerden sind Steppenböden [MANIA, 1995], deren Bildung im Alleröd bis Boreal (Spätglazial und in der ersten Warmphase des Holozäns) erfolgte [ALTERMANN & MANIA 1968]. Sie werden seit der Jungsteinzeit (ca. 8000 bis 5000 v. u. Z.) ackerbaulich genutzt [GRÜNBERG 1996].

### **Potentielle Gefahren für den Erhalt der Schwarzerden**

Das trockene, kontinentalgetönte Klima ist ein wichtiger natürlicher Faktor der Bodenerhaltung, weil es die natürlichen Stoffumlagerungen im Boden verzögert. Trotzdem ist der Niederschlag größer als die Verdunstung und führt im Zusammenspiel mit der Vegetation zu Veränderungen.

Der weit überwiegende Anteil der Schwarzerden in Sachsen-Anhalt ist im humosen Oberboden entkalkt. Dadurch sind diese Böden hier potentiell empfindlich gegen Versauerung, Tondurchschlammung (Lessivierung) und Humusabbau. Die Wirkung dieser Prozesse wird durch die landwirtschaftliche Nutzung ausgeglichen.

Die Schwarzerden sind, wie alle Böden aus Löß, potentiell erosionsgefährdet durch Wind und Wasser bzw. durch bearbeitungsbedingte Bodenumlagerungen in Hanglagen. Die Erosionsgefährdung kann durch Landschaftsbau und standortsangepasste Bodenbearbeitung minimiert werden.

Neben den natürlichen bodenverändernden Prozessen sind die Schwarzerden im Konkurrenzfeld der Urbanisierung und industriellen Beeinflussung durch Abgrabung und Versiegelung (Bergbau und Bebauung) sowie durch Bodenkontamination gefährdet.

### **Gesetze für den Bodenschutz und ihre Wirkung in der Praxis**

Der Boden ist neben dem Wasser und der Luft eine wesentliche Grundlage des menschlichen Lebens. Er ist ein schützenswertes Gut. Zu seinem Erhalt sind gesetzliche Regelwerke geschaffen worden, die den Bodenschutz gewährleisten und die unterschiedlichen wirtschaftlichen Interessen abwägen sollen. Beim Vergleich der gesetzlichen Regelwerke ergeben sich jedoch Widersprüche, die in der Praxis den Bodenschutz nicht fördern.

So steht im Bundes-Bodenschutzgesetz v. 06.02.1998, §1:

*„Zweck dieses Gesetzes ist es, nachhaltig die Funktionen des Bodens zu sichern ...“*

Im Naturschutzgesetz LSA v. 11. 02. 1992, §13, Abs. 1 heißt es hierzu:

*„Hat ein Eingriff erhebliche Beeinträchtigungen der Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts oder des Landschaftsbildes zur Folge, die nicht ... ausgeglichen werden können, so hat der Verursacher die ... zerstörten Funktionen oder Werte ... an anderer Stelle des von dem Eingriff betroffenen Raumes in ähnlicher Art und Weise wieder herzustellen (Ersatzmaßnahmen).“*

Dabei wird in der Praxis landwirtschaftlich genutzter Boden immer geringer bewertet als Boden unter „potentieller natürlicher Vegetation“. Dementsprechend werden als Ersatz- und Ausgleichs-

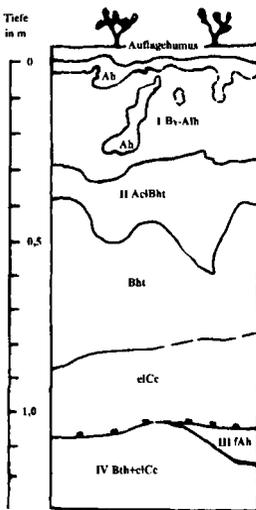
maßnahmen Flächenstilllegung mit angestrebter Trockenrasenentwicklung oder Aufforstung empfohlen, geplant und durchgeführt.

Diese Vorgehensweise vernachlässigt insbesondere bei den Schwarzerden ihren Charakter als Reliktboden. Die heutige „potentielle natürliche Vegetation“ steht aufgrund veränderter klimatischer Bedingungen seit der Zeit der Schwarzerdebildung nicht mehr im Gleichgewicht mit dem Boden. Sie verändert ihn hin zu einer anderen Bodenklasse mit gänzlich abweichenden Eigenschaften. Diese Tatsache ist am Beispiel der Böden des Hakels (Abb. 1) zu belegen.

### Veränderungen der Schwarzerden unter „potentieller natürlicher Vegetation“

Im Havel überwiegen humose Braunerde-Fahlerden flächenmäßig. Der Höhenrücken liegt in den schwarzerdebetonten Bodenlandschaften der Löss-Börden und reicht von 160 bis 200 m über NN. In diesen Höhenlagen kommen auf den benachbarten Löß-Plateaus Schwarzerden vor. Das Klima entspricht mit 8,6 °C durchschnittlicher Jahrestemperatur und 506 mm durchschnittlichem Jahresniederschlag dem Mitteldeutschen Trockengebiet.

Der Wald besteht aus Traubeneichen-Winterlinden-Beständen mit Hainbuche im Unterstand und beigemischten Rotbuchen in den höheren Lagen. Damit entspricht er nach der Holzartenwahl weitgehend der „potentiellen natürlichen Vegetation“. Die Humusform ist nach Morphologie und Ct/Nt-Verhältnis ein mullartiger Moder.



Die Bodenbildung verlief wie folgt, von oben nach unten:

**Seit wenigstens 1000 Jahren** (historische Quellen): Waldbestockung, Entkalkung, Lessivierung, weitere stärkere Versauerung über das Stadium der Lessivierung hinaus und Waldhumusakkumulation

**Im frühen Holozän** (nach regionalen Vergleichen): Lösssedimentation und Steppenhumusakkumulation im Gleichgewicht (Tschernosem- bzw. Pararendzinabildung)

**Im Spätglazial:** Lössakkumulation, Lessivierung mit Bildung einer Fahlerde und solifluidale sowie krypturbate Überprägung (Fließerdebildung, Taschen und Keile)

**Vor ca. 22000 Jahren** (<sup>14</sup>C-Datierung, NLFb, M. A. Geyh): Humusakkumulation und nachfolgende Lessivierung in primär carbonathaltigem Sandlöß über Kalksteinschutt und Geschiebemergel

Die Bodenprofile weisen zwei morphologisch verschiedene Humushorizonte auf, von denen der ältere, untere, primär ein A<sub>xh</sub>-Horizont der Schwarzerden war. Unter den Vegetationsverhältnissen des „naturnahen“ Waldes zeigen sich in diesem Horizont Ab-

**Tab. 1: Parameter der Horizont-Substratgruppen der humosen Braunerde-Fahlerden und Vergleich der Bv-Alh (rAxh)-Horizonte mit Axh-Horizonten der Schwarzerden**

Horizont	Anzahl	Substrat	Lage	Mächtigkeit in dm	G U	M U	FU	T	Bodenart	Humus	CaCO <sub>3</sub>	PH KCl	T Wert	V Wert	Ct/Nt
Ah	8	ö	LH	0,8	50	27	9	11	U12	5,7	0	3,8	15	12,5	15,6
Bv-Alh	8	ö	LH	2,6	47	27	11	13	U13	2	0	3,7	8,3	12,5	15,6
Ae1Bht	6	ö	LM	1,5	43	20	9	26	Tu4	1	0	3,7	15,8	15,5	12,5
Bht	8	ö	LM	2,1	41	17	7	31	Tu4	0,7	0	5,5	18	45,3	10,5
e1Cc	3	ö	LM	2,3	51	21	7	10	U12	0,3	19,1	7,7	8	100	n. b.
Bth+e1Cc	6	un(*k)	LB	1,8	25	26	11	20	Lu	0,6	41,5	7,8	11,1	100	n. b.
<b>Axh-Horizonte von Normtschernosemen aus Löss in Sachsen-Anhalt</b>															
<small>(ALTERMANN &amp; SCHRÖDER, 1984, * LIEBEROTH, 1982)</small>															
Axh	23	ö	LH	3,1	46	21	9	19	U14	2,2	0,53	7	18,8	81,7	10,7*

und Umbauprozesse der Humusstoffgruppen, Ton-Humus-Auswaschung und weitere Versauerung. Die Veränderung der Vegetationsverhältnisse hat also Änderungen der funktionalen Eigenschaften des Bodens, wie z.B. die Veränderung seiner natürlichen Fruchtbarkeit, zur Folge (Tab. 1).

### Vorschläge für die Behandlung der Schwarzerden in Verwaltungsverfahren

Für die Praxis des Bodenschutzes der Schwarzerden ergeben sich hieraus folgende Vorschläge:

1. Erarbeitung von Richtlinien für den Umgang mit Schwarzerden in Verwaltungsverfahren:
  - Höhere Bewertung der landwirtschaftlich genutzten Schwarzerden entsprechend ihres hohen natur- und kulturhistorischen Wertes in UVS und UVP
  - In Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen Erosionsschutz statt Aufforstung
  - Nachweis der Nutzung des humosen Bodenaushubs bei Baumaßnahmen
2. Bildung eines Fonds für Erosionsschutz in den Bereichen der unteren Landesbehörden. Finanzierung dieses Fonds mit den Kosten der sonst lokal geplanten Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahmen. Durchführung von Ausgleichs- bzw. Ersatzmaßnahmen nach den Vorgaben des Landschaftsrahmenplanes.

### Literatur

ALTERMANN, M. & MANIA, D. (1968): Zur Datierung von Böden im mitteldeutschen Trockengebiet mit Hilfe quartärgeologischer und urgeschichtlicher Befunde. – Albrecht-Thaer-Archiv, 12, H. 7: 539-557. – Berlin (Akademie-Verlag).

GRÜNBERG, J. M. (1996): Die geschichtliche Entwicklung Sachsen-Anhalts. – Landesamt für archäologische Denkmalpflege Sachsen-Anhalt – Landesmuseum für Vorgeschichte, Halle.

MANIA, D. (1995): Zur Paläoökologie des Saalegebietes und Harzvorlandes im Spät- und Postglazial. – In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 77, Exkursionsführer zur Jahrestagung 1995 in Halle: 35-42; Oldenburg.

STRING, P. & WELLER, M. (1997): Boden-Dauerbeobachtung im Land Sachsen-Anhalt – Bodenkundliche Aspekte. – In: Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Heft 23: 13-32; Halle.

Eine spätglaziale Braunerde aus der Ueckermünder Heide.  
Geoarchäologische Untersuchungen in einem Dünengebiet bei Hintersee, Kreis Uecker-  
Randow, Mecklenburg-Vorpommern

von Kaiser, K. & Kühn, P.\*

Dieser Beitrag stellt geoarchäologische Untersuchungsergebnisse vor, die im Rahmen einer archäologischen Ausgrabung auf dem spätpaläolithischen Fundplatz Hintersee 24 in der Ueckermünder Heide gewonnen wurden (Abb. 1). Ziel der Arbeiten war eine geo-/pedostratigraphische Einbindung fundführender Oberflächen des Weichselspätglazials.

Die erzielten paläopedologischen Resultate sind ein Beitrag zu der in den 90er Jahren wieder auflebenden Diskussion über die zeitliche Stellung der Genese von Oberflächenböden im Jungmoränengebiet (z.B. SCHRÖDER & SCHNEIDER 1996, BUSSEMER 1998, SCHMIDT & BORK 1999). Die historische Kontroverse zur Frage spätglazialer oder/und holozäner Prägung der Oberflächenböden Nordostdeutschlands (z.B. JÄGER & KOPP 1969, EWALD 1987, REUTER 1990) war bis Anfang der 90er Jahre von nur wenigen publizierten Geländebefunden und in starkem Maße von Hypothesen geprägt. Erst in jüngerer Zeit sind in größerer Zahl eindeutige, sorgfältig dokumentierte und vielfältig datierte Befunde verfügbar (z.B. SCHLAAK 1997, BUSSEMER 1998).

Es besteht weitgehend die Einsicht, daß die Böden und Substrate unter den Bedingungen wechselnder Klimaverhältnisse seit dem Spätglazial geformt wurden, d.h. daß resultierende Veränderungen der Vegetation, Verwitterung und Geomorphodynamik zu einer polygenetischen Prägung der Böden führten. Daraus leitet sich die Notwendigkeit ab, die bodengenetische Wirksamkeit einzelner Klimaphasen seit dem Spätglazial zu untersuchen, um damit die Gesamtbodenentwicklung in eine Abfolge von Bodenbildungsphasen aufzulösen. Eine Aufgabe, die hauptsächlich mit Hilfe pedostratigraphischer Studien und damit verbundenen eindeutigen Datierungen zu lösen ist.

## 2. Gelände- und Laborbefunde

Der Fundplatz Hintersee 24 (TK 25 2351, H 5942600, R 5452350) liegt in der spätleistozänen Beckensandlandschaft der Ueckermünder Heide und ist von ausgedehnten Dünenfeldern umgeben. Archäologische Ausgrabungen im Sommer 1998 galten der Dokumentation eines von Sandabbau und Viehtritt gefährdeten spätpaläolithischen Siedlungsplatzes (BOGEN 1999).

Das Bodenprofil „Stelle 1“ besteht im Liegenden aus schräggeschichteten glazifluvialen (= pleni-glazialen) Fein- und Mittelsanden, in denen ein gelbbrauner, ca. 10 cm mächtiger, artefakt- und kiesführender Verbraunungshorizont (fBv) entwickelt ist (Abb. 2). Bohrungen zeigen eine nahezu kreisförmige Verbreitung des fBv von ca. 30 m Durchmesser. Die im fBv enthaltenen Artefakte lassen sich nach typologischen Merkmalen der Ahrensburger Kultur und damit der jüngeren Dryas zuordnen. Sie stellen bezüglich der Bodenentwicklung einen *terminus post quem* dar.

Im Hangenden befindet sich äolischer, parallelgeschichteter, feinsandiger Mittelsand mit anthropogen gestörten Resten eines artefaktfreien Verbraunungshorizontes (Bv-rAp) als Oberflächenboden.



Abb. 1: Lage.

\* Universität Greifswald, Geographisches Institut, Jahnstrasse 16, 17487 Greifswald  
e-mail: knutkais@uni-greifswald.de, pkuehn@uni-greifswald.de

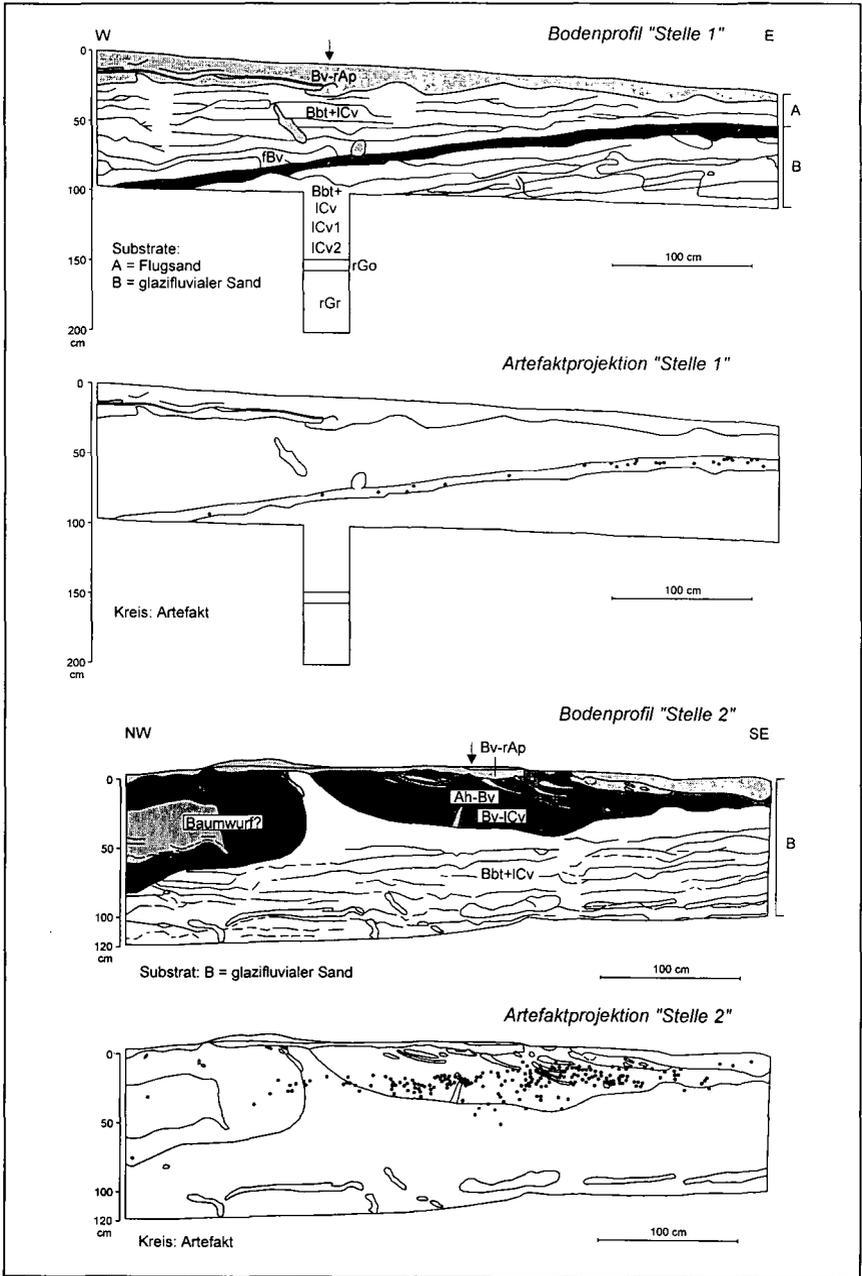


Abb. 2: Fundplatz Hintersee 24. Bodenprofile und Artefaktprojektionen.

Die Ablagerung des Flugsandes erfolgte in einem jüngeren Abschnitt der Jüngerer Dryas. Mit einem Schluffgehalt von 3,3 % bzw. einer T-U-Summe von 6,5 % weist der fBv gegenüber dem Liegenden mit 0,2 % bzw 2,1 % und dem Hangenden mit 0,5 % bzw 2,6 % einen ausgeprägten granulometrischen Kontrast auf (vgl. Tab. 1).

Im Bodenprofil „Stelle 2“ streicht der fBv von „Stelle 1“ oberflächennah aus und geht in einen Ah-Bv über, da dieser hier artefaktführend ist. Somit ist dieses Profil einschichtig. Unter den Artefakten befinden sich mehrere Stielspitzen bzw. -fragmente vom Ahrensburger Typ.

Tiefe	Horizont „Stelle 1“	T	fU	mU	gU	fS	mS	gS	S	U	T	Bodenart	pH (CaCl2)	Ct	GV
20	Bv-rAp	2,7	0,2	0,2	0,5	53,1	42,9	0,4	96,5	0,9	2,7	fSms	4,0	0,6	1,3
80	Bbt+ICv	2,1	0,1	0,1	0,4	44,3	52,2	0,9	97,4	0,5	2,1	mSfs	4,5	0,1	0,3
87	II fBv	3,2	0,5	0,9	1,9	44,4	48,7	0,5	93,5	3,3	3,2	mSfs	5,1	0,1	0,7
100	II Bbt+ICv	1,9	0,0	0,1	0,1	39,8	57,2	0,9	97,9	0,2	1,9	mSfs	6,0	0,0	0,3
110	II ICv 1	2,0	0,0	0,1	0,1	27,9	66,9	3,0	97,8	0,2	2,0	mSfs	5,6	0,0	0,3
183	II ICv 2	1,8	0,1	0,1	0,1	54,5	43,1	0,3	97,9	0,3	1,8	fSms	5,6	0,0	0,2
193	III rGo	1,5	0,0	0,1	0,1	18,0	77,6	2,7	98,3	0,2	1,5	mS	5,4	0,1	0,3
250+	IV rGr	1,9	0,1	0,1	0,1	8,8	83,0	6,0	97,8	0,3	1,9	mS	5,4	0,4	0,2
Tiefe	Horizont „Stelle 2“	T	fU	mU	gU	fS	mS	gS	S	U	T	Bodenart	pH (CaCl2)	Ct	GV
15	Bv-rAp	2,6	0,1	0,4	1,0	36,2	58,8	1,0	96,0	1,4	2,6	mSfs	4,5	0,3	1,0
40	Ah-Bv	2,1	0,0	0,4	1,4	48,9	46,6	0,6	96,1	1,8	2,1	mSfs	4,8	0,2	0,8
60	Bv-ICv	1,9	0,1	0,1	0,1	69,7	27,9	0,2	97,8	0,3	1,9	fSms	5,3	0,0	0,3
125+	Bbt+ICv	1,8	0,1	0,1	0,1	44,8	52,4	0,7	97,9	0,3	1,8	mSfs	5,5	0,1	0,3

Tab. 1: Labordaten der Bodenprofile „Stelle 1“ und „Stelle 2“.

### 3. Mikromorphologie

Bislang wurden vier Dünnschliffe von „Stelle 1“ analysiert. Die Klassifizierung von Verwitterungsmerkmalen für Feldspäte (STOOPS et al. 1979) zeigt, daß im Bbt+ICv. IIfBv und IIBbt+ICv Korrosionserscheinungen festgestellt werden können. Am häufigsten und deutlichsten sind diese jedoch im fBv ausgeprägt (C2/Class 2-3). Vor allem im IIfBv finden sich korrodierte Mikrokline, die Verwitterungsintensitäten anscheinend deutlicher nachzeichnen als die übrigen Feldspäte (ALTEMÜLLER 1997). Die geringste Anzahl korrodiierter Feldspäte ist im IIBbt+ICv vorhanden. Neben nicht orientierter Feinsubstanz, als *in situ*-Bildung im IIfBv, ist auch vom Hangenden Feinsubstanz (Ton und Schluff) in den IIfBv verlagert worden (heterogen zusammengesetzte Toncutanbrücken).

### 4. Diskussion

In Abb. 3 wird eine Modell zur Profiligenese am Fundplatz vorgestellt. Die am fBv in „Stelle 1“ durchgeführten mikromorphologischen Untersuchungen sprechen neben anderen Merkmalen für eine *in situ*-Verwitterung. Die archäologisch-bodenkundlichen Befunde ergeben eine offensichtliche Übereinstimmung mit dem von SCHLAAK (1998) und BUSSEMER (1999) aus Brandenburg beschriebenen allerödzeitlichen „Finow-Boden“. Damit ist einerseits das Verbreitungsgebiet dieser Bodenbildung ausgehend vom *locus typicus* bei Eberswalde um ca. 100 km nach Norden ausgedehnt worden. Andererseits wurde erstmalig in Mecklenburg-Vorpommern eine begrabene terrestrische Bodenbildung des Weichselspätglazials näher untersucht. Das sich bislang abzeichnende Verbreitungsgebiet des „Finow-Bodens“ kann nach SCHLAAK (mdl.) mit Nordsachsen, dem nördlichen Sachsen-Anhalt, Ost-Brandenburg und dem südlichen Vorpommern umrissen werden. Damit könnte für das Alleröd-Interstadial eine bodengeographische Differenzierung der Sandstandorte Mitteleuropas vorgelegen haben: Eine „Provinz“ des Finow-Bodens (Bv) lag zwischen einem westlichen und einem östlichen



Böden auf Fußflächen des argentinischen Andenosthanges –  
Eigenschaften, Verbreitung und Bewässerungseignung  
M. Kehl<sup>1</sup>, E.C. Valpreda<sup>2</sup>, J. Kopsch<sup>1</sup>, K.Krellenberg<sup>1</sup>

## **Einführung**

In den im semiariden Trockengürtel Südamerikas liegenden Oasen der Provinz Mendoza dehnt sich der Anbau von Wein- und Obstkulturen auf den Fußflächen der Andenostabdachung in Gebirgsrichtung aus.

Die aus quartären Fonglomeraten aufgebauten Fußflächen werden von einem System aus Schwemm-Schuttkegeln und –fächern gebildet, deren Abtragungsbereiche auf einer Höhe von 1400 bis 1800 m über Meeresspiegel (ü. MS) am Gebirgsfuß ansetzen, mit einem durchschnittlichen Gefälle von 2-5° nach E abdachen und bei etwa 1000 m ü. MS in die schwächer geneigten Akkumulationsbereiche übergehen.

Da die für die Abschätzung der Nutzungseignung und für eine nachhaltige landwirtschaftliche Inwertsetzung erforderlichen Kenntnisse über den Aufbau, die Verbreitung und die Bewässerungseignung der Böden auf den Abtragungsfußflächen fehlen, wurden im Rahmen einer bilateralen Kooperation erste Geländeuntersuchungen im September 98 in der Oase Centro-Oeste durchgeführt.

## **Methoden**

Da morphodynamischen Modellen der Schuttfächerbildung gemäß eine Abnahme der Korngröße von großen Blöcken im Abtragungsbereich am Hangfuß der Anden zu feinkörnigen Sanden und Schluffen im distalen Aufschüttungsbereich zu erwarten ist (Strahler & Strahler 1997), sind entlang 9 gefälleparalleler Transssekte Bodenansprachen nach KA 4 (AG Boden 1994) an Aufschlüssen und Pürckhauer-Bohrkernen durchgeführt worden. Aus den im Gelände abzugrenzenden Horizonten entnommene Mischproben wurden hinsichtlich der Körnung sowie einer Reihe bodenchemischer Eigenschaften mit Standardmethoden (Schlichting et al. 1995, van Reeuwijk 1995) charakterisiert.

## **Eigenschaften der Böden**

Die Böden gliedern sich im wesentlichen durch eine deutliche Substratschichtung, die aus einer Auflage von fluviatil und äolisch umgelagerten lehmigen bis stark lehmigen Sanden - im nordwestlichen Bereich auch Schluffen - über durch Carbonat verfestigten Schotterkörpern aus groben Steinen besteht.

<sup>1</sup> ISPA, Hochschule Vechta, 49377 Vechta (mkehl@ispa.uni-vechta.de)

<sup>2</sup> CIFOT, Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, Argentinien



Akkumulationsfußfläche erreicht (EL<sub>1,5</sub> bis 2400 µS/cm), die dort auf Salzeintrag durch Bewässerung zurückzuführen sind.

Insgesamt haben sich die Böden nur schwach entwickelt und sind nach "Soil Taxonomy" als Torriorthents, Torrifluvents und Torripsamments anzusprechen. In höheren Lagen über 1500 m ü. MS können Haplustols ausgewiesen werden (siehe auch INTA 1990).

Die Untersuchungen lassen keinen gefälleparallelen Trend der Korngrößen- und Bodenausprägung auf den Abtragungsbereichen der Fußflächen erkennen.

### Bewertung der Bewässerungseignung

Die Bewertung der Bewässerungseignung erfolgte durch Berechnung des Storie-Index nach Petermann & Blume (1979). Der Storie-Index errechnet sich durch Multiplikation von vier Teilindizes, die a) den Wasser- und Nährstoffhaushalt, b) die Durchwurzelbarkeit und Durchlässigkeit des Unterbodens, c) die Salinität und Alkalinität des Bodens und d) die Hangneigung, das Mikrorelief und die Nähe zu salzigem Grundwasser berücksichtigen.

Zur Charakterisierung des Wasserspeichervermögens wurde die nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (nFKWe) nach KA 4 (AG Boden 1994) aus den im Gelände bestimmten Bodenarten und Lagerungsdichten, sowie den im Labor ermittelten Humusgehalten abgeleitet. Dazu wurde die maximale Durchwurzelungstiefe auf 100 cm festgelegt.

Die hohe räumliche Heterogenität der Substratmächtigkeit und der Skelettgehalte spiegeln sich in einer großen Spannweite der Storie-Indizes und der nFKWe wider (s. Tab. 1 und 2).

Tab. 1: Bewertung und Häufigkeit der Storie-Indizes

Index I	Bewertung	fi*
81-100	ohne Einschränkung gut nutzbar	0
61-80	nutzbar mit geringen Einschränkungen	7
41-60	nutzbar mit Einschränkungen	25
21-40	noch nutzbar mit starken Einschränkungen	46
11-20	gegenwärtig nicht nutzbar	11
0 - 10	nicht nutzbar	3

Tab. 2: Wasserspeichervermögen

nFKWe	Bewertung	fi *
> 200	sehr hoch	17
151-200	hoch	18
100-150	mittel	19
51-100	gering	25
0-50	sehr gering	13

\* Häufigkeit der in die jeweilige Klasse fallenden Profilaufnahmen

Die vom Departamento General de Irrigación (1996) als für Bewässerungszwecke untauglich eingestuft Böden werden nach Berechnungen des Storie-Index im wesentlichen noch als "mit starken Einschränkungen" oder als "mit Einschränkungen nutzbar" ausgewiesen. Diese vergleichsweise günstige Bewertung erklärt sich zum Teil aus der bei der Berechnung des Storie-Index zu berücksichtigenden Versalzungsgefährdung, die aufgrund sehr hoher Wasserleitfähigkeiten und geringer Salzgehalte der Böden sowie hoher Grundwasserflurabstände von mehr als 8 m als sehr gering einzuschätzen ist.

Die mittleren bis hohen nFKWe-Werten einiger tiefgründiger Böden/Substrate weisen auf günstige Wasserspeichereigenschaften hin, die eine wassersparende Bewässerung begünstigen. Auf flachgründigen Böden mit geringen bis sehr geringen nFKWe ist dagegen mit Verlusten durch Versickerung in den stark durchlässigen Schotterkörper zu rechnen.

### **Ausblick**

Die hohe Heterogenität der Boden- und Substratverbreitung und die hieraus abzuleitenden ebenfalls sehr variablen Einschätzungen der Bewässerungseignung verdeutlichen, daß eine kleinräumige Untersuchung der Böden erforderlich ist, um homogene Flächeneinheiten für die Bodenbewertung und für Managementfragen ausgrenzen zu können.

Nach weiteren Geländearbeiten entlang hangparalleler Transsekte soll versucht werden,

- 1) eine modellhafte Beschreibung der Boden- und Substratverbreitung auf den Abtragungsfußflächen zu erarbeiten und
- 2) eine flächenhafte Ausgrenzung von Boden- und Substrateinheiten in Verbindung mit der Auswertung von Luftbildern zu erreichen.

Mit diesem Ansatz soll eine Bewertungsgrundlage für eine ressourcenschonende Boden- und Wassernutzung in der Oase Centro-Oeste erarbeitet werden, die auch auf andere Oasen der Provinz Mendoza übertragbar ist.

### **Literatur:**

- AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. – 4. Aufl.
- Departamento General de Irrigación (1996): Descripción Preliminar de la Subcuenca Río Tunuyán Superior. – Mendoza, 86 S.
- INTA (1990): Atlas de Suelos de la República Argentina. - Bd.1, 731 S.
- Petermann, T. & H.-P. Blume (1979): Yermosol-Solonchak-Bodenshaft des Fezzan. II. Soziologie und Bewässerungseignung. – Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Ges. 29, 811-820.
- Reeuwijk, L.P. van (1995, ed.): Procedures for Soil Analysis. – ISRIC, Wageningen, 105 S.
- Schlichting, E., H.-P. Blume & K. Stahr (1995): Bodenkundliches Praktikum. – 2. Aufl., Blackwell, Oxford u.a., 295 S.
- Strahler, A. & A. Strahler (1997): Physical Geography. – Wiley, New York, 637 S.

## **Bodengesellschaften Bänderparabraunerde/Grauer Tschernosem im Verzahnungsbereich von Flugsanden und Hochflutsedimenten im nördlichen Oberrheingraben**

Keß, R. & Dambeck, R. & Thiemeyer, H. & Sabel, K.-J.

### **Einleitung**

Im Rahmen des Schwerpunktprogrammes "Global Change - Wandel der Geo-Biosphäre während der letzten 15000 Jahre" der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) wurde das räumliche Sediment- und Bodenverteilungsmuster im Verzahnungsbereich von Flugsanden und Hochflutlehmen bei Eich (Rheinheissische Rheinebene; TK 25 Blatt 6216 Gernsheim) untersucht. Ein Ziel der Untersuchungen war die Erforschung von Ursachen der Vergesellschaftung von Bänderparabraunerden und Grauem Tschernosem vor dem Hintergrund des spät- und postglazialen Landschaftswandels.

### **Methoden**

Das Mosaik der verschiedenartigen Bodentypen wurde mit mehreren Reliefcatenen erfaßt (circa 400 2m-Pürckhauer-Bohrungen). An Referenzstandorten wurden Bodenkenwerte (Korngröße, pH, CaCO<sub>3</sub>, Corg) ermittelt. Im Hinblick auf die stratigraphische Stellung der unterschiedlichen Sedimente wurden Flugsande und Hochflutlehme mit der OSL/IRSL-Methode (Arbeitsgruppe Wagner, Forschungsstelle Archäometrie, MPI Heidelberg) datiert.

### **Ergebnisse**

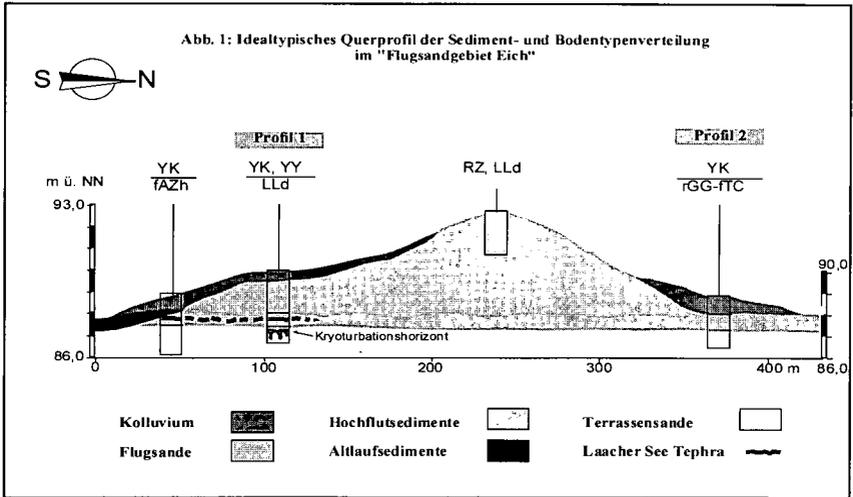
Das Flugsandgebiet bei Eich ist gekennzeichnet durch die räumliche Vergesellschaftung verschiedener Sedimente und Böden. In idealtypischer Abfolge überlagern Flugsande die mit Hochflutlehmen bedeckten Sande und Kiese der Niederterrasse. Es ist ein weitgehend sedimentabhängiges Verteilungsmuster der unterschiedlichen Bodentypen zu konstatieren, welches von einer starken Differenzierung der jeweiligen Bodengesellschaften geprägt ist. Insbesondere die nahezu flächenhaft vorkommenden Kolluvien tragen zum kleinräumigen Wechsel der Typvarietäten bei. Die in die Hochflutlehme örtlich eingeschalteten Lagen spätallerödezeitlicher Laacher See-Tephra sowie der in den Terrassensanden lokal ausgebildete Kryoturbaionshorizont sind als Neufunde von regionalstratigraphischer Bedeutung (Abb. 1).

Als Hauptbodentyp gering bis mäßig erodierter Flugsandstandorte sind Bänderparabraunerden (LLd) anzusehen. Ihre vergleichsweise große Mächtigkeit in Profil 1 (Abb. 2) ist auf die flache Topographie am Standort zurückzuführen. Dagegen dominieren an exponierteren Positionen, an den rezent durch Winderosion gefährdeten Dünenarealen Pararendzinen (RZ). Wie an der charakteristischen Bänderbildung im II fBv+Bbt-Horizont (St2) erkennbar ist, hat die Pedogenese die Dünen sands (II ICc-Horizont, mSfs-mSs) nahezu vollständig erfasst. Die Entkalkung der Flugsande reicht häufig bis an die Obergrenze der - wahrscheinlich spätglazialen - liegenden Hochflutlehme heran (III bzw. V Goc-Horizonte; vgl. vorläufige OSL-/IRSL-Alter; HDS-654: 9,4+1,3 ka und HDS-655: 11,9+2,12 ka). Aus ascendierenden Grundwässern ausgefälltes Carbonat hat zur ausgeprägten Bildung von "Rheinweiß" geführt, wodurch die III- bzw. V Goc-Horizonte CaCO<sub>3</sub>-Gehalte bis zu 60 Gew.-% aufweisen. Zum Zeitpunkt der Profilaufnahme (Dezember 1997) war kein Grundwassereinfluß vorhanden. Die reliktschen Vergleungsmerkmale sind somit als Hinweise auf die mit langjähriger Trinkwasserentnahme verbundenen Grundwasserabsenkung zu werten.

Prof. Dr. H. Thiemeyer: Johann Wolfgang Goethe-Universität, Institut für Physische Geographie,  
Professur für Bodenkunde; Pf 11 19 32, 60064 Frankfurt am Main.

Prof. Dr. K.-J. Sabel: Hessisches Landesamt für Bodenforschung, Leberberg 9, 65193 Wiesbaden.

Humusreiche Auenpararendzinen (AZh) beschränken sich auf Zonen im ehemaligen Verlandungsbereich des südlich an das Flugsandgebiet angrenzenden Altlaufes des nördlichen Oberrheines (Abb. 1). Leitbodentyp der Hochflutlehmflächen ohne Flugsandbedeckung sind Graue Kalk-Tschernoseme mit reliktsch vergleytem Untergrund (rGG-TC). Die im Profil 2 (Abb. 3) vorliegende Überdeckung mit mehreren Kolluvien (Ziegelreste und Holzkohleflitter bis in 1,3 m u. GOF) dokumentiert den starken anthropogenen Einfluß auf die Bodenverhältnisse im untersuchten Raum. Während die sandige Textur des M-Horizontes auf Beimengung von umgelagertem Flugsandmaterial schließen läßt, deutet die schluffigere Bodenart im II M-Horizont auf eine Beteiligung erodierter Hochflutsedimente am Substrat hin. Die dunkel-graubraune Färbung des II M-Horizontes (10YR<sub>3/2</sub>) ist als Indiz dafür zu werten, dass es sich bei diesem Kolluvium um korrelates Material aus Oberböden erodierter Tschernoseme handelt. Verglichen mit der Ausprägung der Tschernoseme im Umgebungsbereich der Grabung sind der III fAcxh-Horizont sowie der nach unten anschließende III fAcxh-rGoc-Übergangshorizont noch in überdurchschnittlicher Mächtigkeit (zusammengenommen 45-50 cm) erhalten. Hinweise für eine sekundäre Aufkalkung des Profiles liefert ein prägnanter "Rheinweiß"-Horizont und zahlreiche Pseudomycelien, die bis in den bioturbat geprägten III fAcxh-Horizont erkennbar sind.

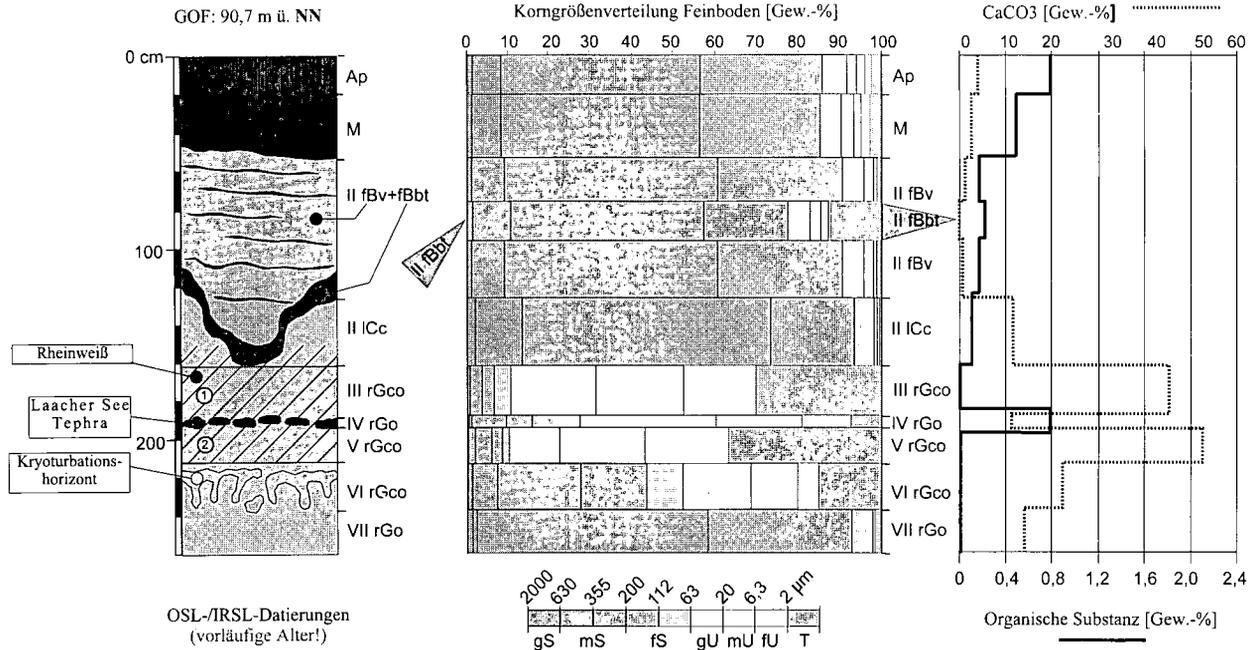


### Zusammenfassung

- Im "Flugsandgebiet Eich" wurde ein weitgehend sedimentabhängiges Bodenverteilungsmuster ermittelt. Bänderparabraunerden sind als Hauptbodentypen schwach bis mäßig erodierter Flugsandareale anzusehen, während Reliktgley-Graue Kalk-Tschernoseme den Leitbodentyp nicht flugsandbedeckter Hochflutlehmflächen darstellen.
- Großflächige Verbreitung von Kolluvien bzw. Kolluviosolen dokumentiert den starken anthropogenen Einfluß auf die Böden. Als Hinweise für Bodenerosion sind kleinräumig (z. B. Dünenkämme) vorkommende Pararendzinen zu interpretieren.
- Vorläufige OSL-/IRSL-Alter schluffiger Hochflutlehme lassen bislang keine absolute Zeitmarke zu. Die in die Hochflutsedimente örtlich eingeschaltete spätallerödzeitliche Laacher See-Tephra (ca. 13000 cal. BP) läßt ein spätglaziales Alter dieser fluvialen Ablagerungen vermuten. Dies gilt auch vor dem Hintergrund verbreitet vorkommender und teilweise mächtiger Flugsandüberdeckung der Hochflutlehme. Die Datierung der Dünensande steht noch aus. Ein jungdraszeitliches Alter gilt als wahrscheinlich.
- Im Verzahnungsbereich Flugsand/Hochflutlehm sind Reliktgley-Graue Tschernoseme auf Standorte beschränkt, wo Kolluvien Hochflutlehme bedecken (Profil 2). An Lokalitäten mit Flugsandüberlagerung der fluvialen Ausgangssubstrate, zeigen diese nur Merkmale reliktsch vergleyung (Profil 1). Tschernosembildungen waren dort in den Hochflutsedimenten nicht zu beobachten.

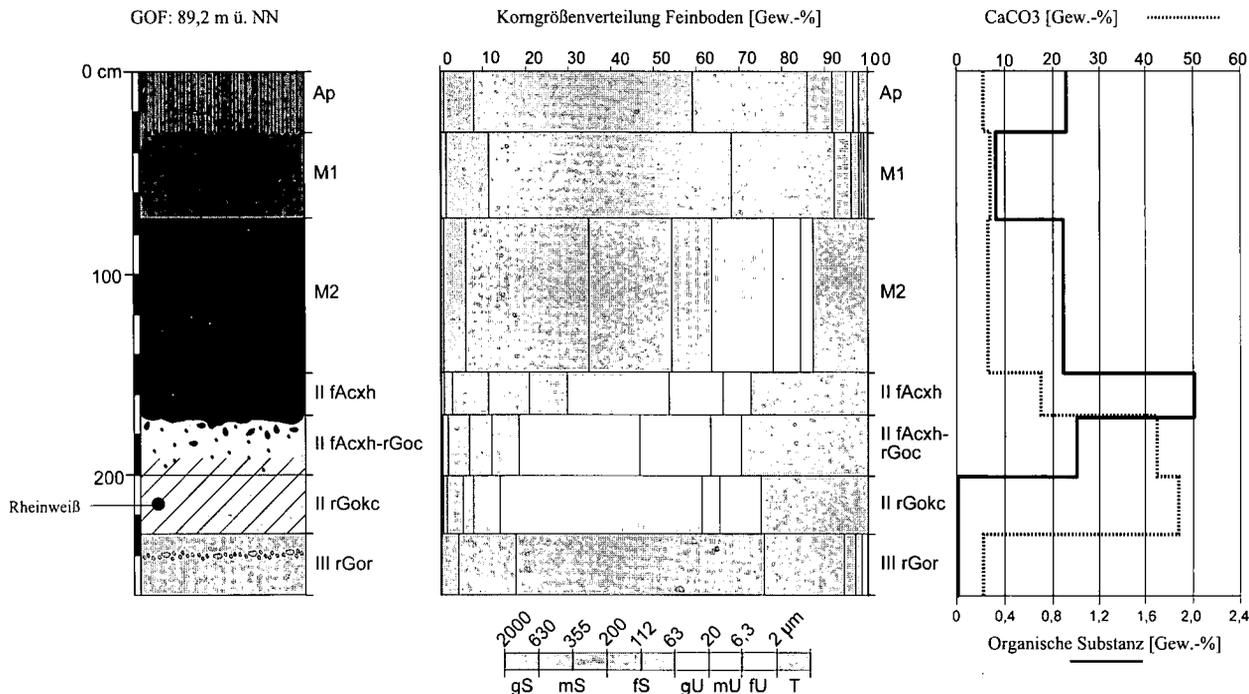
Vertiefende Literatur ist bei den Autoren zu erfragen.

**Abb. 2: Profil 1: Kolluvisol aus umgelagertem Flugsand über erodierter Bänderparabraunerde aus Flugsand über Hochflutlehmen mit "Rheinweiß"-Horizont und Laacher See-Tephra über Terrassensanden mit Kryoturbationshorizont**



(Lokalität: 300 m NW Hofgut "Sandhof"; R: 3453725; H: 5512545)

**Abb. 3: Profil 2: Kolluvisol aus umgelagertem Flugsand und Hochflutsedimenten  
über fossilem erodiertem Reliktgly-Kalk-Tschernosem aus Hochflutlehm mit "Rheinweiß"-Horizont  
über Terrassensanden**



(Lokalität: Am "Alten Wormser Weg"; R: 3453890; H: 5512310)

## **Probleme bei der Anwendung der neuen Boden- und Substratsystematik der DBG bei der Altunterlagenauswertung in den neuen Bundesländern**

von

**D. Kühn<sup>1</sup>, J. Hannemann<sup>1</sup>, A. Bauriegel<sup>1</sup>**

### **1. Einleitung**

Für die neuen Bundesländer gibt es teilweise recht umfangreiche Altunterlagen, die Bodenformen sowohl für die Einstufung von Profilen (Punktdaten) als auch für die Kennzeichnung von Legenden (Flächendaten) verwenden. Diese Bodenformen setzen sich wie die Bodenformen der KA 4 aus einer bodensystematischen und einer substratsystematischen Einheit zusammen. Die Kennzeichnung war i.d.R. abstrakter als heute und erfolgte nach dem Standard der TGL 24 300. Alle zugänglichen Profilbeschreibungen aus den unterschiedlichsten Kartiervorhaben der DDR weisen Horizont- und Substratbeschreibungen auf und sind z.T. mit zugehörigen Laborergebnissen verknüpft.

Wesentliche Quellen mit Bodenformen-Einstufung von Profilaufnahmen sind:

- PRODAT (Profildatei des Datenspeichers Boden - eine Grundlage i.w. erhoben in Verbindung mit der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung 1 : 100 000),
- Profildaten in Verbindung mit der Nachschätzung der Bodenschätzung,
- Profildaten aus Spezialkartierungen (Meliorations-, Moorkartierungen),
- Profildaten aus der Forstlichen Standortserkundung.

Die Interpretation ebenfalls nutzbarer Grablochbeschriebe der Bodenschätzung soll hier nicht weiter erläutert werden.

Für die heutige Nachnutzung entstehen Probleme bei der systematischen Zuordnung zur Systematik der KA 4 bzw. zur neuen Boden- und Substratsystematik der DBG (ARBEITSKREIS BODENSYSTEMATIK 1999). Auch deshalb ist ohne Einbeziehung weiterer Informationen die Übersetzung von Bodenformen oft fehlerhaft. Übersetzungsversuche gibt es bislang nur für die bodensystematischen Einheiten (ALTERMANN & KÜHN 1994; HARTMANN & KAINZ 1997; ARBEITSKREIS BODENSYSTEMATIK 1998).

### **2. Ausgangsüberlegungen**

Der Teil der praktischen Bodenkunde, der sich mit der Bodenansprache bzw. -kennzeichnung beschäftigt, ist vorwiegend eine beschreibende Wissenschaft. Ähnlich anderen Naturwissenschaften werden Kenntnisse gesammelt, Phänomene beschrieben, typisiert und systematisiert. Bei der Typisierung werden von einer Vielzahl von beobachteten Objekten (hier Böden) charakteristische Merkmale herausgestellt. Bei der Systematisierung werden Hierarchien gebildet, die der unterschiedlich differenzierten Ansprache aber auch der Verständigung zwischen den Fachleuten und mit Nutzern dienen. Die Anwendung von Typisierungen unabhängig vom jeweiligen Niveau bedeutet stets einen Informationsverlust durch Abstraktion gegenüber dem einzelnen Individuum, z.B. einem Bodenaufschluß. Hat sich eine meist größere Gruppe von Wissenschaftlern auf eine Systematik geeinigt und wendet diese konsequent an, kann man von einem Prozeß der Normung sprechen. Dabei muß dies nicht immer in einer DIN- oder ISO-Norm gipfeln, wie dies die bisherigen Kartieranleitungen der Staatliche Geologischen Dienste belegen.

Auf dem Gebiet der Bodenkunde ist das Problem der Kennzeichnung von Flächen in Karten ein besonderes, weil die natürliche Varianz je nach Naturraum recht unterschiedlich sein kann. In der Regel ist es Kartierungen teilweise schon im großmaßstäbigen Bereich nicht mehr möglich, lagetreue Abbildungen der Bodenverhältnisse zu liefern. Hier helfen unter Umständen höhere systematische Kennzeichnungsniveaus, die eine gewisse Varianz in der Fläche abdecken (s. HANNEMANN, BAURIEGEL & KÜHN 1999 in diesem Band).

---

<sup>1</sup> Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg,  
Stahnsdorfer Damm 77, 14532 Kleinmachnow  
Email: [kuehnd@lgrb.de](mailto:kuehnd@lgrb.de) bzw. [lgrb@lgrb.de](mailto:lgrb@lgrb.de)

Besonders problematisch ist die Einführung einer neuen Systematik wie der Substratsystematik, weil sie eine neue Betrachtung der bisherigen pedogenetischen Systematik erfordert. Einerseits ergänzt sie diese um wesentliche Merkmale mit einem anderen neuen System (relativ hohe Einstiegsschwelle bei der Einführung). Andererseits ermöglicht sie die Vereinfachung einer um Substratmerkmale zusätzlich komplizierten Bodensystematik (s. ALTERMANN & KÜHN 1999 in diesem Band). Neu ist, daß nunmehr nicht nur Horizont- sondern auch Substratabfolgen typisiert und systematisiert werden. Damit werden bei konsequenter Anwendung in den Kartenwerken und den damit verbundenen Datenbanken wesentlich präzisere Auswertungen ermöglicht. Dies ist um so mehr der Fall, wenn nicht nur (Flächen-)Bodenformen sondern auch die idealisierten Abfolgen von Horizonten und Substraten mit ihren typischen Merkmalsausprägungen den Flächen bzw. den sie kennzeichnenden Flächenbodenformen hinterlegt werden. Erst dadurch werden die Methodenbanken (s. HENNINGS [Koord.] et al. 1998) optimal einsetzbar.

Welche Interpretationsmöglichkeiten eine auf dem Typenniveau der TGL 24300 eingestufte Bodenform zuläßt, sofern man diese nicht durch Horizontangaben und weitere Unterlagen ergänzen kann, illustriert das folgende Beispiel:

**s/l L = Sandtiefland-Braungley**

<u>s/l Substratsystematische Einheiten:</u>		<u>L Bodensystematische Einheiten:</u>	
<i>Subtyp</i>	<i>Typ</i>	<i>Klasse</i>	<i>Varietäten</i>
pk <sub>y</sub> -ss(Sp)/pfl-ll/gm-csl	p-s(Sp)/p-l(Mg)	s/l	BB-GGp
pk <sub>y</sub> -(k2)ls(Sp)//pfl-sl(Mg)//llfg-ss(vs)	p-(k)ls(Sp)//p-l(Mg)	(v)s/l	GG-BBp
pk <sub>y</sub> -ss(Sp)/pfl-ls(Lg)//gm-sl(Lg)	p-s(Sp)/g-l(Lg)	s/l	LF-GGp
pk <sub>y</sub> -ls(Sp)/pfl-ll/gm-csl	p-s(Sp)/g-cl	s/cl	GG-LFp
pk <sub>y</sub> -us(Sp)/pfl-ll/fg-l-lu(b)	p-s(Sp)/p-l(b)	s/l	LL-GGp
fo-ss/fo-sl(Sf)	f-s-f-l(Sf)	s/l	GG-LLp
...	...	...	...

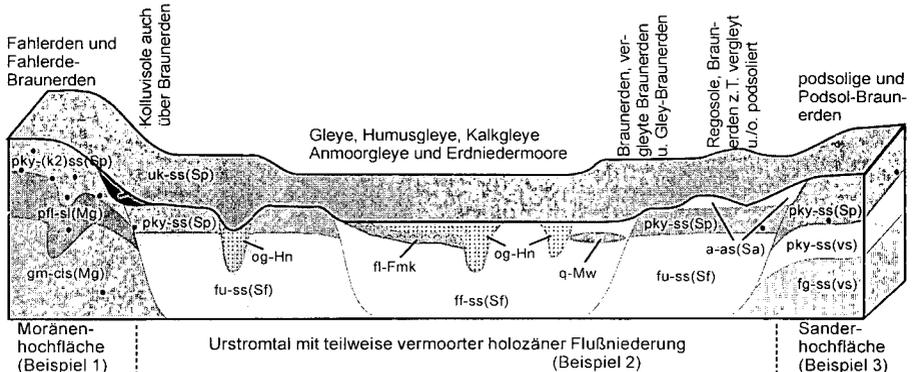
] auch Einheiten mit rGG möglich

Deutlich wird, daß je nach Zweck der Verwendung, ob großmaßstäbige, mittelmaßstäbige oder kleinmaßstäbige Karte oder zu kennzeichnende Fläche (Heterogenitätsgrad) die Interpretationsvielfalt recht unterschiedlich sein kann. Dabei handelt es sich bei den oben abgeleiteten boden- und substratsystematischen Einheiten um wesentliche Beispiele.

### 3. Voraussetzungen und Neubewertungen

Für die richtige Beurteilung und Einstufung eines Bodenprofils ist die Nutzung der Beschreibung sowie die Kenntnis der allgemeinen Standortsituation erforderlich. Wie auch bei anderen Interpretationen von Altdaten treten immer dann Probleme auf, wenn einige der heute üblichen Parameter nicht erfaßt wurden, die für eine Einstufung in eine systematische Einheit notwendig sind. Dieser Mangel wird um so größer, je niedriger das beabsichtigte Kennzeichnungsniveau sein soll.

**Abb. 1: Boden- und Substratverteilung in einem Urstromtalabschnitt mit benachbarten Hochflächen**



Im folgenden werden 3 Interpretationsbeispiele verschiedener Böden vorgestellt. Die Abb. 1 soll einen Einstieg in die Standortbedingungen insbesondere zu den geologischen Schichtungsverhältnissen liefern. Die im Gelände gesammelten Kenntnisse sind in dieser Abbildung idealisiert dargestellt, um die unten stehenden Interpretationen zu veranschaulichen. In der Regel wechseln die Verhältnisse engräumiger, als sie die Abbildung maßstabsbedingt darstellen kann. Wesentliche Daten, die zur Interpretation unbedingt erforderlich sind, werden wegen der hier fehlenden Bild- und Gesamtdarstellung mit den Beispielen aufgeführt. Die Interpretationen zur Einstufung in Bodenformen nach KA 4 lassen sich mit den Kenntnissen aus der Abb. 1 begründen, sofern die unten aufgeführten Angaben unzureichend sind.

Die in den Beispielen verwendeten Bezeichnungen und Kurzzeichen berücksichtigen geltende Regeln zu ihrer Vereinfachung (KA 4: ARBEITSKREIS BODENSYSTEMATIK 1998).

**Beispiel 1: Salmtiefehm-Fahlerde [m/IF]**

<u>Horizontdaten TGL</u>			<u>Horizont-Substrat-Kombination</u>		<u>Systematische Einheiten</u> KA 4 / Bd. 86 DBG
<u>Hor.</u>	<u>Tiefe</u>	<u>Körnung</u>			
rAp	25	l'S	rAp	pky-(k2)ls(Sp)	<i>Bodenvarietät + Substratsubtyp<sup>2</sup></i> Fahlerde-Ackerbraunerde aus schwach kiesführendem Kryoturbatlehmsand (aus Geschiebedecksand) über Fließsandlehm über tiefem Grundmoränenkalklehm sand <b>L.F-BBp:pky-(k2)ls(Sp)/pfl-sl//gm-clS</b>
Bsv	45	l'S	Bv	pky-(k2)ls(Sp)	
El	55	l'S	Ael	pky-(k2)ls(Sp)	
Bt	95	sL	Bt	pfl-sl(Mg)	<i>Bodensubtyp + Substrattyp<sup>2</sup></i> Fahlerde-Braunerde aus kiesführendem Sand (aus Geschiebedecksand) über Lehm (aus Geschiebemergel) <b>L.F-BB:p-(k)s(Sp)/p-l(Mg)</b>
C	150	l'S	elCv	gm-clS(Mg)	
					<i>Bodentyp + Substratklasse<sup>2</sup></i> Braunerde aus skelettführendem Sand über Lehm <b>BB:(v)s/l</b>

**Beispiel 2: Sand-Schwarzgley [sZ]**

<u>Horizontdaten TGL</u>			<u>Horizont-Substrat-Kombination</u>		<u>Systematische Einheiten</u> KA 4 / Bd. 86 DBG
<u>Hor.</u>	<u>Tiefe</u>	<u>Körnung</u>			
Aw	25	S	Ah	ff-ess(Sf)	<i>Bodenvarietät + Substratsubtyp<sup>2</sup></i> Humuskalkgley aus flachem Flußalkreinsand über Wiesenmergel über Flußreinsand <b>G.GHe:ff-ess(Sf)\q-Mw/ff-ss(Sf)</b>
Ah	40	ohne	Ah	q-Mw	
Go	55	ohne	Go	q-Mw	
Go	70	ohne	Go	ff-ss(Sf)	<i>Bodensubtyp + Substrattyp<sup>2</sup></i> Kalkgley aus Wiesenmergel über Fluviusand (aus Auensand) <b>G.Gc:q-Mw/f-s(Sf)</b>
Gr	100	S	Gr	ff-ss(Sf)	
(Aw → Wurzelfilzhorizont)					<i>Bodentyp + Substratklasse<sup>2</sup></i> Gley aus Wiesenmergel über Sand <b>G.G:Mw/s</b>

**Beispiel 3: Bändersand-Rosterde [bsB]**

<u>Horizontdaten TGL</u>			<u>Horizont-Substrat-Kombination</u>		<u>Systematische Einheiten</u> KA 4 / Bd. 86 DBG
<u>Hor.</u>	<u>Tiefe</u>	<u>Körnung</u>			
Ap	25	l'S	Ap	pky-(k2)ls(Sp)	<i>Bodenvarietät + Substratsubtyp<sup>2</sup></i> lessivierte Ackerbraunerde aus schwach kiesführendem Kryoturbatlehm sand (aus Geschiebedecksand) über Kryoturbatreinsand über sehr tiefem Schmelzwasserreinsand <b>IBB:pky-(k2)ls(Sp)/pky-ss//lfg-ss(sdr)</b>
Bv	50	l'S	Bv	pky-(k2)ls(Sp)	
Bb	160	S	Bbt+ilCv	pky-ss(sdr)	<i>Bodenvarietät + Substrattyp<sup>2</sup></i> lessivierte Braunerde aus kiesführendem Sand (aus Geschiebedecksand) über Sand (aus Sandersand) <b>IBB:p-(k)s(Sp)/p-s(sdr)</b>
C	180	S	ilCv	fg-ss(sdr)	
(Bb → B-Horizont mit Bändern)					<i>Bodentyp + Substratklasse<sup>2</sup></i> Braunerde aus skelettführendem Sand über Sand <b>BB:(v)s/s</b>

**4. Schlußfolgerungen**

1. Altdaten von Bodenprofilen sind wichtige Informationsquellen über die Qualität und Struktur der Bodendecke. Die heutigen Bedingungen ermöglichen es nicht, die Altdaten durch neue Untersuchungen vom Umfang her zu ersetzen.
2. Eine schematische Übersetzung der Bodenformen-Kennzeichnungen führt zu einer relativ hohen Fehlerquote.
3. Die Substratklassifikation des Standards der TGL 24300/07 entspricht annähernd dem Klassenniveau der heutigen Substratsystematik der DBG (ARBEITSKREIS BODENSYSTEMATIK 1998);

<sup>2</sup> Die Verknüpfungen von boden- und substratsystematischem Niveau sind nicht zwingend bzw. noch nicht geregelt.

- Um ein differenzierteres substratsystematisches Niveau für die Kartierung abzuleiten, sind neben den Horizontangaben umfangreiche Erfahrungen zum vertikalen Substrataufbau und den Bodenausgangsgesteinen typischer Bodenprofile im betreffenden Gebiet erforderlich.
- Differenzierte Bodenformen nach der gültigen Boden- und Substratsystematik sollten ferner anhand beschriebener Horizontmerkmale und weiterer Begleitunterlagen abgeleitet werden, um Einstufungen auf systematisch niedrigerem Niveau mit guter Qualität zu erhalten.

Wesentliche zu nutzende Angaben aus den Altdaten sind:

pedogene Hinweise: Horizontsymbole mit Angaben zur Mächtigkeit, pH-Werte, Kalkgehalte bzw. Schätzklassen, Humusgehalte bzw. Schätzklassen, Hydromorphiemerkmale,

Substrathinweise: Körnungs-/Bodenarten einschl. Grobbodenarten u. -anteile, geologisches Ausgangsmaterial,

Reliefhinweise: Neigung, Position im Relief (Angaben von Meso- bis Nanorelief).

- Übersetzungsprogramme müssen Entscheidungsmöglichkeiten vorsehen, in die die Kenntnisse aus dem Gelände und von den Horizontmerkmalen der Altdaten einfließen können.
- Die Datenbestände mit Kennzeichnungen unterschiedlicher Systematiken oder Klassifikationen müssen trotz neuerer Einstufung in gültige Systematiken getrennt archiviert werden.
- Diese verschiedenen Datenbestände müssen über aktuelle Einstufungen verknüpf- u. auswertbar sein, um sie beispielsweise zur Charakterisierung von Flächen bzw. Flächenbodenformen (s. HANNEMANN, BAURIEGEL & KÜHN 1999; in diesem Band) heranziehen zu können.
- Nutzungsziele der Profilaltdaten sind:
  - die Ausgabe von Lagepunktarten mit Bodenformeneinträgen als Hilfsmittel bei der Manuskriptkartenerstellung,
  - Nutzung der Analyseergebnisse für die Ableitung von repräsentativen Werten, die als Horizontdaten den Flächenbodenformen (Idealprofile) zugeordnet werden und somit Grundlage von Auswertungsmethoden sind,
  - Qualifizierung von Modellen zum Aufbau und der Struktur der Bodendecke innerhalb charakteristischer Landschaftsräume (s. Abb. 1).
- Die Erfahrungen aus Profilauswertungen müssen in entsprechender Weise auf die Interpretation von Kartenunterlagen übertragen werden, denn eine alleinige Nutzung von Bodenübersichtskarten wie der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) oder der Forstlichen Naturraumsaiztypenkartierung liefert sehr vage Interpretationsergebnisse.
- Geboten ist die Nutzung von Ausgangsunterlagen, die den unter 10 genannten Altkartierungen zugrunde lagen, in Verbindung mit vorhandenen alten und neuen Profilbeschreibungen eines betreffenden Gebietes.

#### **Fazit:**

Unter Berücksichtigung der genannten Informationsquellen und der eigenen Geländeerfahrungen lassen sich Einstufungen nach der neuen Boden- und Substratsystematik der DBG sicher vornehmen. Sie sind dadurch für die Verbesserung der Datengrundlagen zur Ableitung von Flächenbodenformen (Idealprofile mit Horizontparametern) und Kennzeichnung von Kartier- und Legendeneinheiten nutzbar. Trotz der Nutzung von bestimmten Horizontparametern, die für Auswertungsmethoden benötigt werden, wird wegen des hohen Aufwandes von einer vollständigen KA4-gerechten Transformation der Altdaten abgesehen, sondern im Bedarfsfall auf die Originaldaten zurückgegriffen.

## **5. Literatur**

Ad-hoc-ARBEITSGRUPPE BODEN der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe der Bundesrepublik Deutschland (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 4. Auflage: Hannover (als KA 4 zitiert).

ARBEITSKREIS BODENSYSTEMATIK (1999): Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands.- Mitt. DBG, Bd. 86, Oldenburg.

ALTERMANN, M. & KÜHN, D. (1994): Vergleich der bodensystematischen Einheiten der ehemaligen DDR mit denen der Bundesrepublik Deutschland.- Z. angew. Geol., 40: 1 – 11.

ALTERMANN, M. & KÜHN, D. (1993): Das Fachinformationssystem Bodenkunde der BGR (FISBo) – III. Zuordnung bodensystematischer Einheiten der ehemaligen DDR zu denen der Bundesrepublik Deutschland.- Mitt. DBG, Bd. 72, S. 829 – 832.

Fachbereichsstandard TGL 24300/07 (1987): Aufnahme landwirtschaftlich genutzter Standorte - Substratarten und Substrattypen, Berlin.

HANNEMANN, J.; BAURIEGEL, A. & KÜHN, D. (1999): Bildung von Flächenbodenformen für die Verwendung in Karten und geographischen Informationssystemen. – Mitt. DBG, in diesem Band.

HARTMANN, K.-J. & KAINZ, W. (1997): Konzept zur Übertragung bodenkundlicher Daten aus dem Sprachgebrauch der früheren DDR in die aktuelle deutsche Nomenklatur.- Z. angew. Geol., Jg. 43, H. 2, S. 112 – 117.

HENNINGS, V. (Koord.) et al. (1998): Methodendokumentation Bodenkunde – Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden.- Geol. Jahrbuch, Reihe F, Heft 31.

## Geochemische Charakterisierung von bodenbildenden Substraten in Auen der unteren Mittelelbe

Krüger, F.\*\*\*; Friese, K.\*\*; Gröngröft, A.\*\*\*; Rupp, H.\*; Schwartz, R.\*\*\*; Miehllich, G.\*\*\*

### Einleitung

Im Rahmen des BMBF-geförderten deutsch-russischen Kooperationsprojektes „Hochwassergebundener Schadstoffeintrag in kulturwirtschaftlich genutzte Böden von Oka und Elbe“ (Fkz. 02 WT 9617/0) wird eine geochemische Charakterisierung von Binnenland- und Vorlandböden durchgeführt. Das deutsche Untersuchungsgebiet liegt an der unteren Mittleren Elbe (Abb. 1). Mit dem Hochwasser gelangen in Abhängigkeit von Topographie und morphologischer Exposition Nähr- und Schadstoffe in die überschwemmten Bereiche, so daß die Böden an der Mittel- und Unterelbe im Deichvorland teilweise hochgradig mit anorganischen und organischen Schadstoffen belastet sind (Krüger et al. 1997; Meyer u. Miehllich 1983; Meißner et al. 1994; Witter 1995, Witter et al. 1998). Während im Deichvorland der partikuläre Stoffeintrag anhält und zur Belastung beiträgt, ist der Binnendeichbereich von dieser Zulieferung abgeschnitten. Es ist daher fraglich, ob in Flußauen eine Substratsystematik mit Fluvisanden, -Lehmen, -Schluffen und -Tonen noch ausreicht, insbesondere wenn bodenkundliche

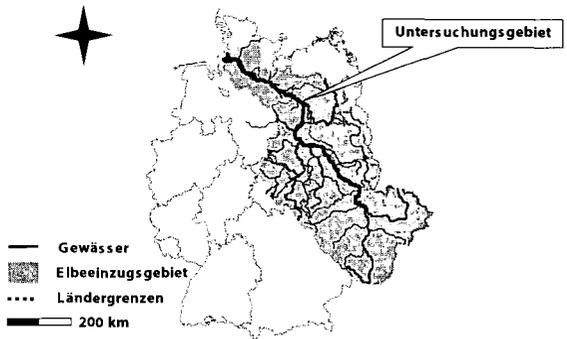


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes im Elbeinzugsgebiet

Informationen für bewirtschaftende Landnutzer zur Verfügung gestellt werden sollen.

\* UFZ Leipzig-Halle, Sektion Bodenforschung, Dorfstraße 55, 39615 Falkenberg

\*\* UFZ Leipzig-Halle, Sektion Gewässerforschung, Brückstraße 3a, 39104 Magdeburg

\*\*\* Universität Hamburg, Institut für Bodenkunde, Allende Platz 2, 20146 Hamburg

## Methodisches

Die hier präsentierten Daten sind im Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg analysiert worden. Bei den Metallgehalten handelt es sich um Totalkonzentrationen, ermittelt mit Röntgenfluoreszenzanalyse. Zur Charakterisierung der bodenbildenden Substrate wurden die Metalle Cr, Cu, Ni, Pb und Zn herangezogen. Die Clusterung erfolgte durch Ward-Methode mit euklidischer Distanz.

## Ergebnisse

Der Vergleich von Binnenland- und Deichvorlandböden macht die anthropogene Beeinflussung des Vorlandes deutlich. Während bei den Oberböden des Binnendeichsberiches hohe Korrelationen der Schwermetalle mit der < 20µm-Fraktion bestehen, ist im Deichvorland die organische Substanz Träger der Belastung (Tab. 1) (Abb. 2).

Tab. 1: Vergleich der Schwermetallbelastung von Oberböden von Vorland- und Binnendeichsböden

Oberböden		20µm	C	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb
der unteren	Mittelbe	[%]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
binnendeichs	Median	42	3,3	79	36	33	141	48
	Min.	10	2	23	13	10	48	25
	Max.	53	5,9	87	43	36	165	52
	Korrel. 20*		0,14	0,97	0,83	0,95	0,91	0,77
	Korrel. C**	0,14		0,05	0,06	-0,03	0,27	0,57
außendeichs	Median	60	6,3	162	243	58	837	234
	Min.	20	1,9	30	44	14	208	52
	Max.	86	11	326	466	104	2287	430
	Korrel. 20*		0,53	0,73	0,71	0,77	0,69	0,82
	Korrel. C**	0,53		0,88	0,86	0,87	0,83	0,72

\*Korrelationskoeffizient zum 20µm-Anteil, \*\*Korrelationskoeffizient zum Kohlenstoffgehalt

Aber die Belastung des rezenten Überflutungsbereiches erstreckt sich nicht nur auf die Oberböden (Tab. 2). Auch tiefergelegene Profilbereiche weisen über das gesamte Korngrößenspektrum angeereicherte Schadstoffgehalte auf (Abb. 2). Während binnendeichs hohe Korrelationen zum <20µm-Anteil feststellbar sind, weshalb es erlaubt ist, körnungsabhängige Hintergrundgehalte zu berechnen (Tab. 3), trifft dies außendeichs nur für Cr (Abb. 2) und Ni zu. Cu, Zn und Pb korrelieren außendeichs auch in den Unterböden stärker mit der organischen Substanz. Bei geringer Mobilität der Schwermetalle ist daraus zu schließen, daß Pb, Zn und Cu-Belastungen älter als Cr- und Ni-Belastungen sind. Insgesamt wird deutlich, daß in den rezenten Überflutungsbereichen das bodenbildende Substrat eine anthropogen bedingte, geochemisch charakterisierbare Veränderung erfahren hat.

Tab. 2: Vergleich der Schwermetallbelastung von Unterböden von Vorland- und Binnendeichsböden

Oberböden		20µm	C	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb
der unteren Mittelreihe		[%]	[%]	[µg/g]	[µg/g]	[µg/g]	[µg/g]	[µg/g]
binnendeichs	Median	78.6	0.65	83	26	42	111	25
	Min.	26.9	0.21	31	12	13	40	12
	Max.	94.3	2.46	102	69	56	177	38
	Korrel. 20*		0.45	0.94	0.66	0.91	0.85	0.71
	Korrel. C**	0.45		0.48	0.62	0.40	0.64	0.74
außendeichs	Median	28.1	0.53	44	20	22	92	31
	Min.	0	0	6	2	5	15	5
	Max.	87.4	3.97	111	165	48	529	286
	Korrel. 20*		0.45	0.94	0.53	0.95	0.61	0.57
	Korrel. C**	0.45		0.65	0.90	0.59	0.83	0.79

\*Korrelationskoeffizient zum 20µm-Anteil, \*\*Korrelationskoeffizient zum Kohlenstoffgehalt

Tab. 3: Körnungsabhängige (X=<20µm-Anteil) Hintergrundkonzentrationen

Element	Gleichung	Bestimmtheitsmaß R <sup>2</sup>
Cr	Y=0,98 X + 8,26	0,89
Cu	Y=0,34 X + 3,23	0,43
Ni	Y=0,51 X + 2,32	0,82
Zn	Y=1,35 X + 11,9	0,72
Pb	Y=0,19 X + 11,5	0,5

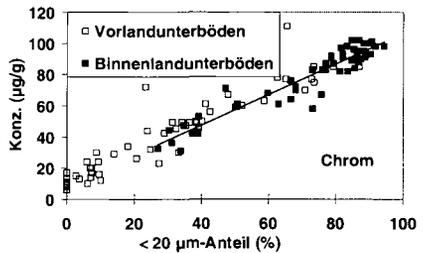
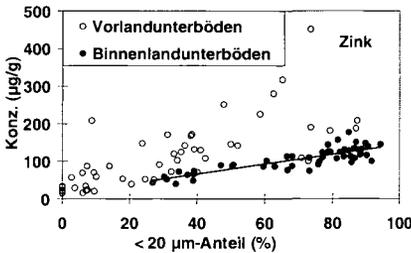
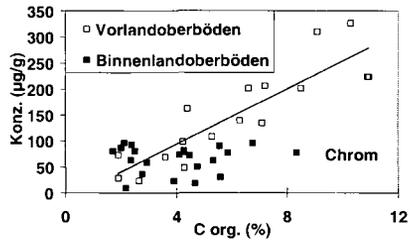
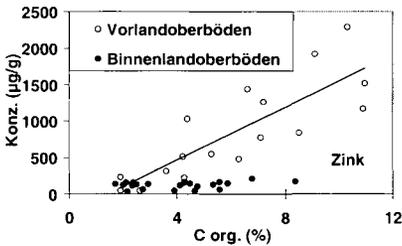


Abb. 2: Zink- und Chromkonzentrationen von Ober- und Unterböden in ihrer Beziehung zum organischen Kohlenstoff und zum <20µm-Anteil

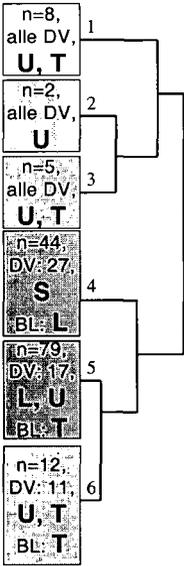
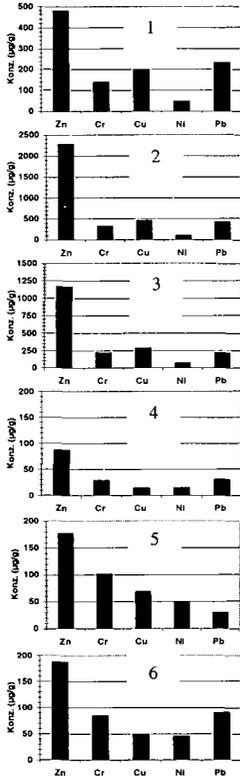


Abb. 3: Clusterbildung und Elementmuster, n= Anzahl der Horizonte, DV=Deichvorlandhorizonte, BL= Binnenlandhorizonte, S, L, U, T = Bodenartenhauptgruppen, 1, 2, 3, 4, 5, 6 = Cluster



Die Clusteranalyse faßt bei gleicher Metallkonzentration unterschiedliche Bodenartenhauptgruppen aus dem Deichvorland (DV) und dem Binnenland (BL) zusammen. Auf höchster Ebene werden jüngste Schluffe und Tone des Deichvorlandes abgetrennt (Abb. 3). Ansonsten werden Vordeichssande (S) mit Binnendeichslehmen (L) sowie Vordeichslehme (L) und -Schluffe (U) mit Binnendeichs-tonen (T) gruppiert. Die Substratsystematik sollte berücksichtigen, daß sich die jüngsten Sedimente hochgradig von den übrigen Substraten der Auen unterscheiden. Die höchsten Belastungen finden sich in morphologischen Senken des Deichvorlandes in Kombination mit einem feinkörnigen Sediment und einer Humusanreicherung ab ca. 8%, was sich in der Substratsystematik niederschlagen sollte.

## Literatur

- Krüger F, Büttner O, Friese K, Meissner R, Rupp H, Schwartz R (1997) Lokalisation der Schwermetallbelastung durch Simulation des Überflutungsregimes einer ausgewählten Aue bei Wittenberge. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 85: 949-952
- Meissner R, Guhr H, Rupp H, Seeger J, Spott D (1994) Schwermetallbelastung von Böden und Elbsedimenten in ausgewählten Gebieten Ostdeutschlands. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 35: 1-9
- Meyer H, Miehlich G (1983) Einfluß periodischer Hochwässer auf Genese, Verbreitung und Standorteigenschaften der Böden in der Pevenstorfer Elbaue. *Abh. naturwiss. Ver. Hamburg*, 25: 41-73
- Witter B (1995) Untersuchung organischer Schadstoffe in Auen der mittleren und unteren Elbe unter Anwendung der Supercritical Fluid Extraction. *Diss. Uni. Hamburg, GKSS 95/E/66*
- Witter B, Francke W, Franke S, Knauth H-D, Miehlich G (1998) Distribution and Mobility of Organic Micropollutants in River Elbe Floodplains. *Chemosphere*, Vol. 37: 63-78

## Eigenschaften einer Industriebrache -

unter dem Aspekt der Möglichkeit des Austrages belasteter bodenbürtiger Stäube

- Staubablagerungen der Eisenhüttenindustrie -

Kuylaars, K.; Kuylaars, M.; Burghardt, W.

### 1. Einleitung

Unter natürlichen Bedingungen entstehen Stäube durch chemische und physikalische Verwitterungsprozesse. In urban-industriellen Verdichtungsräumen sind es dagegen überwiegend technisch-chemische und mechanische Prozesse, die Staubpartikel freisetzen. Die Deposite dieser anthropogenen Stäube können - in besonderem Maße in der unmittelbaren Umgebung starker Emittenten - wie natürliche äolische Sedimente, das Ausgangssubstrat der Bodenbildung darstellen oder das anstehende (technogene) Substrat in seinen Eigenschaften verändern. Außerdem können die Deposite, falls eine Resuspension möglich ist, eine Staubquelle darstellen, die in Abhängigkeit von der Kontamination

- eine Gefährdung der Atemluft durch teilweise lungengängige Partikel und die darin enthaltenen Schadstoffe und
- eine Gefährdung von benachbarten unbelasteten Böden durch den Eintrag von Schadstoffen mit sich bringt.

Um die Eigenschaften und Verteilungen solcher emittentennaher Deposite zu charakterisieren und die Möglichkeit der (bodenbürtigen) Resuspension von Stäuben sowie die potentielle Gefährdung durch Industriebrachen/Altlasten zu beurteilen, wurden auf einer Industriebrache der ehemals sehr emissionsstarken Hüttenindustrie im Ruhrgebiet deponierte Stäube untersucht.

### 2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfaßte dabei die zu einem benachbarten Eisenhüttenwerk gehörige Fläche einer über mehrere Jahrzehnte bis 1993 in Betrieb gewesenen Ferromanganbrech- und siebanlage und Masselgießerei.

Im Produktionsbereich Masselgießerei wurde flüssiges Roheisen in Kokillen (Formen) des Gießbandes zu Masseln gegossen, abgekühlt und anschließend in Güterwagen gekippt. Die beim Betrieb der Anlage frei werdenden gasförmigen und besonders staubförmigen Emissionen wurden aufgrund der fehlenden Einhausung an die Umgebung abgegeben.

Die stärkste Staubquelle der Untersuchungsfläche stellt der Produktionsbereich der Ferromanganbrech- und siebanlagen dar. Das Ferromangan wurde in die offenen Gießbeete gegossen. Mangan, weitere Schwermetalle und Alkalien können verdampfen und sich als Staub niederschlagen. Zur Reduzierung der Staubemissionen beim mechanischen Brechen wurde eine Absaug- und Naßfilteranlage installiert. Dennoch sind im gesamten Anlagenbereich zentimeterdicke Ablagerungen und Verkrustungen festzustellen.

### 3. Methodik

Bodenproben wurden aus den obersten Schichten im Zentimeterbereich entnommen. Dabei wurden Standorte bzw. Strukturen berücksichtigt, die günstige Bedingungen für die Ablagerung von Depositen aufwiesen.

Für Aussagen über die Verwehbarkeit wurden Partikelgrößenzusammensetzungen und Reindichten ermittelt, da sie bei technogenen Substraten von denen von Quarz abweichen. Im Königswasseraufschluß wurden Metallgehalte bestimmt.

## 4. Ergebnisse

### 4.1 Partikelgrößenzusammensetzung

Die Ergebnisse der Korngrößenanalyse aller als Deposite entnommenen Proben (n = 51) wurden anhand einer Clusteranalyse gruppiert. Einen Überblick über das Partikelgrößenspektrum geben die in der Abbildung dargestellten Staubprobengruppen, die das Ergebnis dieser Gruppierung darstellt (Abbildung 1).

Das Partikelgrößenspektrum der als Deposite entnommenen Proben erstreckt sich im wesentlichen über die Fraktionen Grobchluff bis Mittelsand, wobei meist ein oder zwei Fraktionen ein deutliches Häufigkeitsmaximum aufweisen. Die relativ hohen Anteile der Sandfraktionen verdeutlichen, daß es sich nicht um reine Staubproben handelt. Die Proben enthalten in unterschiedlichem Maße auch Einnmischungen größeren Materials (Unterlage- und Umlagerungssubstrate). Die Gehalte der feinen Fraktionen Ton und Feinschluff sind meist sehr gering. Da damit die untersuchten Proben im wesentlichen aus Partikeln größer als 20 µm bestehen, sind die darin enthaltenen Deposite dem Grobstaub zuzuordnen. Aufgrund der Grobchluffgehalte kann man von der Anwesenheit löblicher Deposite ausgehen, die typisch sind für emittentennahe Standorte.

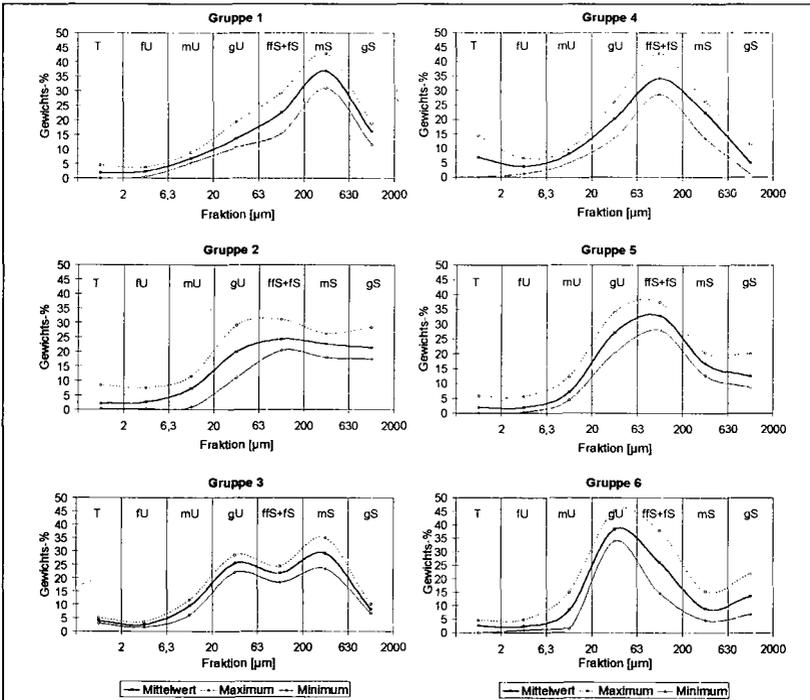


Abbildung 1: Partikelgrößenzusammensetzung der durch die Clusteranalyse ermittelten Gruppen 1-6 (n = 51)

### 4.2 Schwermetall- und Arsengehalte und deren Beziehung zur Partikelgrößenverteilung

Mit Hilfe der Korrelationsanalyse nach PEARSON können für die untersuchten Materialien drei Leitelemente gefunden werden, die auf unterschiedliche Quellen bzw. Stoffgruppen hinweisen und Aussagen über die gleichzeitige Deposition bestimmter (Schwer-)Metalle zulassen:

- **Eisen-Gruppe** : Fe, Cd, Pb, Cu, Zn, As (Hüttenwerksemissionen)
- **Mangan-Gruppe**: Mn, Cr, Ni (Emissionen der Ferromangananlage)
- **Aluminium-Gruppe**: Al, Na, K, Mg, Ca, Ba (Kohlestaubaschen/Flugaschen, die zu 2/3 aus Alumosilikaten, Oxiden und neutralen Salzen der Alkali- und Erdalkalimetalle besteht).

Lineare Korrelationen zwischen den Elementen lassen auf gemeinsame Quellen schließen. (Dies zeigt auch die Betrachtung eines Gradienten in Hauptwindrichtung und der Vergleich mit Produktionsrückständen.) So stehen Mangan und die mit diesem Metall korrelierenden Elemente als Indikatoren für den durch mechanische Brech- und Siebvorgänge emittierten Staub. Im Gegensatz dazu steht Eisen für die hüttenwerksbedingten Emissionen bzw. Aluminium für die Bestandteile der Aschefraktion.

Darüber hinaus korrelieren immer nur Schwermetalle *einer* Elementgruppe mit *einer* Partikelgrößenfraktion. Die Schwermetalle, die mit  $r \geq 0,5$  und einem Signifikanzniveau von mindestens 99 % mit einer bestimmten Partikelfraktion korrelieren, gehören durchgängig ausschließlich einer durch die Korrelationsanalyse der Metalle untereinander gebildeten Elementgruppe an:

- **Eisen-Gruppe:** Feinsand, Feinschluff und Ton
- **Mangan-Gruppe:** Feinstsand, Grobschluff
- **(Aluminium-Gruppe:** Mittelschluff (die stärksten Beziehungen der Elemente der Al-Gruppe treten für alle Elemente *nur* mit mU auf, allerdings nur signifikant mit  $r$  zwischen 0,35 und 0,4).)

## 5. Bewertung der Untersuchungsergebnisse

### 5.1 Bewertung der Ergebnisse im Hinblick auf die Toxizität der untersuchten Stäube

Geht man von den königswasserlöslichen Metallgehalten aus, muß der Großteil der untersuchten Depositionen als belastet oder sogar toxisch wirksam im Sinne der Überschreitung des Toxizitätswertes BW III (für Sport- und Bolzplätze) nach EIKMANN & KLOKE (1993) bezeichnet werden (Zn, Pb, Cd, Ba, As). Eine gesundheitliche Gefährdung für den Menschen bei inhalativer Aufnahme ist somit nicht ausgeschlossen. Entsprechendes gilt für den Gefährdungspfad Direktkontakt, wenn man den Nutzungstyp Kinderspielfläche aus der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung -- (BBodSchV) zugrunde legt.

Diese Toxizitätsbetrachtung ist hier allerdings losgelöst von den Partikelfraktionen, an die diese Metalle gebunden sind.

Tabelle 1: Prozentualer Anteil der Proben, die den Orientierungs-, Prüf- bzw. Grenzwert überschreiten [%] (in Klammern die absolute Anzahl (n=49))					
Autor	EIKMANN & KLOKE (1993)			BBodSchV	AbfklärV <sup>1</sup>
Art des Wertes	Orientierungswert			Prüfwert	Grenzwert
Nutzungs-/ Schutzbezug	Multifunktionale Nutzung	Sport- und Bolzplätze		Kinderspielfläche	landw. u. gärt. genutzte Böden
Bezeichnung	BW I	BW II	BW III	-	-
Cu	89 (47)	85 (45)	4 (2)	-	88,7 (47)
Zn	91 (48)	74 (39)	23 (12)	-	90,6 (48)
Ni	85 (45)	38 (20)	0 (0)	75 (35)	84,9 (45)
Cr	91 (48)	72 (38)	7 (4)	55 (27)	81,1 (43)
Cd	74 (39)	40 (21)	11 (6)	41 (20)	73,6 (39)
Pb	74 (39)	47 (25)	15 (8)	49 (24)	73,6 (39)
As	91 (48)	85 (45)	17 (9)	98 (48)	-
Ba	89 (47)	89 (47)	28 (15)	-	-

<sup>1</sup> Grundlage sind die Grenzwerte für „leichte Böden“ (Tongehalt < 5 % oder pH-Wert bei mehr als 5 und weniger als 6)

### 5.2 Bewertung der Ergebnisse im Hinblick auf die Möglichkeit des Austrages belasteter bodenbürtiger Stäube

Aus den analysierten Parametern lassen sich einige Hinweise im Hinblick auf eine mögliche Resuspension ableiten:

Die Partikelgrößenzusammensetzung läßt auf eine recht gute Verwehbarkeit schließen, denn der Anteil der leicht beweglichen Partikel (Feinstsand/Feinsand) ist recht hoch und die hohen Sandanteile begünstigen zudem die Freisetzung des insbesondere in Form des Grobschluffes und der Feinstsandfraktion vorliegenden suspendierbaren Materials. Darüber hinaus sind die für eine Aggregation und hohe Aggregatstabilität, die den Boden vor Abtrag schützt, verantwortlichen Ton- und feinen Schlufffraktionen nur in sehr geringen Anteilen vertreten.

Gegen eine Resuspension sprechen das hohe Wasserhaltevermögen und die guten Begrünungsbedingungen der Schluffe. Zusätzlich auftretende Verkittungsprozesse (durch Oxidation des Eisens und Mangans) binden die Staubkörner teilweise so fest aneinander ein, daß diese vor Resuspension geschützt sind.

Durch die örtlichen klimatischen Gegebenheiten sind die aerodynamischen Voraussetzungen für die Erosion und damit die Resuspension schon deponierten Materials nicht sehr häufig gegeben.

Bei einem Winderosionsereignis wird der Staub aufgrund der großen Partikelgröße und niedriger effektiver Quellhöhe nur in geringen Höhen transportiert und zusätzlich rasch an Hindernissen (die auf vielen Industriebrachen in Form von Gebäuden oder Pflanzen zahlreich vertreten sind) wieder abgefangen werden.

## **6. Schlußfolgerung**

Den Hauptbestandteil der Deposite bilden Grobstäube. Sie haben nur geringe humantoxikologische Relevanz, da sie nicht lungengängig sind.

Auch die Möglichkeit der Kontamination benachbarter Flächen wird durch die Größe der Staubpartikel, auftretende Verkittungsprozesse, die Etablierung von Vegetation auf dem Gelände und die niedrige effektive Quellhöhe sowie die klimatischen Gegebenheiten eingeschränkt.

Die Resuspension der Stäube und damit die Gefahren durch die Ferromanganbrech- und siebanlage und Masselgieberei können somit als gering eingestuft werden.

## **7. Literatur**

ABFKLÄRV (1992): Abfallklärschlammverordnung vom 15.04.1992. Bundesgesetzblatt Teil I, S. 912-934.

BBODSCHV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 16.07.1999. Bundesgesetzblatt, Teil I, S. 1554-1582

EIKMANN, T. und A. KLOKE (1993): Nutzungs- und schutzbezogene Orientierungswerte für (Schad-)stoffe in Böden. In: ROSENKRANZ, D., G. EINSELE, und H.-M. HARREß (Hrsg.): Bodenschutz. Ergänzendes Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. 1. Band: Grundlagen, Informationen und Bodenbelastung. Schmid, Berlin, Loseblattsammlung.

## **Pedogenese naturnaher Mangrovenböden in Baja California Sur, Mexiko.**

**NOORMANN, M., A. STRANGMANN & L. GIANI**

### **Einleitung**

Mangrovenböden sind semiterrestrische und semisubhydrische Böden im Übergangsbereich vom Meer zum Land der Tropen und Subtropen und stellen somit Äquivalentböden der Salzmarschböden gemäßiger Klimate dar.

Humusakkumulation und Moorbildung sind typisch für Mangrovenböden (DAY et al., 1987), dementsprechend wird dieses Charakteristikum bereits in ihrer Klassifikation berücksichtigt, wonach Mangroven in „reef“, „sand“, „mud“- und „peat“-Typen unterteilt werden (WALSH, 1974).

Mooreinfluß kann eine Entwicklung zu 'Potential Acid Sulphate Soils' (PASS) bedingen, wie Untersuchungen an humusreichen Salzmarschen der deutschen Nordseeküste gezeigt haben (GIANI et al., 1995).

Über die Pedogenese von Mangrovenböden, ihrer Tendenz zur Moorbildung und ihrer Bedeutung im globalen Kohlenstoffkreislauf liegen bisher kaum Untersuchungen vor. In Untersuchungen einer naturnahen Mangrove in Baja California Sur, Mexiko (GIANI et al., 1996) wurden eine hohe Variabilität innerhalb der Bodentextur und dem Vorkommen von organischer Substanz sowie PASS-Merkmale vorgefunden.

Die hier vorgestellte Untersuchung soll einen weiteren Beitrag zum grundsätzlichen Verständnis über die Pedogenese von Mangrovenböden leisten. Insbesondere den Entwicklungsbedingungen von PASS, wie auch der Fragestellung nach der Entstehung eines Mosakis verschiedenster Böden auf kleinstem Raum soll nachgegangen werden.

### **Material & Methoden**

Zu Beginn dieses Jahres wurden Böden der naturnahen Mangrove Balandra nahe La Paz, Baja California Sur, Mexiko, aufgenommen und im weiteren hinsichtlich ihrer bodenphysikalischen und -chemischen Charakteristika untersucht.

Bearbeitet wurde ein Transekt, entlang dessen drei Profilaufnahmen erfolgten. Die Profile 4 und 3 werden täglich im Verlauf der Tide überflutet. In dem Bereich um das lagunennahe und damit feuchtere Profil 4 wächst die Mangrovenart *Languncularia racemosa* Gaertn., aber auch *Rhizophora mangle* (L.) ist vereinzelt zu finden. Das sich am Rand des Überflutungsbereich befindende, und damit höher gelegene Profil 3 wird von *Avicenia germinans* (L.) dominiert. Die Mangrove geht landeinwärts in die sog. 'Saltmarsh' über, die wesentlich höher liegt und in der verschiedene *Salicornia*arten wachsen. Hier ist der Profilstandort 8 zu finden.

Die bodenphysikalischen und -chemischen Untersuchungen wurden weitgehend entsprechend

SCHLICHTING, BLUME & STAHR (1995) durchgeführt. Zur Identifizierung von PASS im Feld wurde die pH-Messung nach Peroxid-Behandlung, modifiziert nach VAN BEERS (1962) angewendet.

### Ergebnisse

Die Ergebnisse zeigen deutlich, daß im untersuchten Transekt sowohl Moorböden als auch extrem humusarme Standorte zu finden sind (Tab. 1). Mit zunehmender Entfernung zur Lagunne nimmt dabei der Humusgehalt stark ab, wobei sich gleichzeitig der Tongehalt verringert (Tab. 2).

Tab. 1: Bodenchemische Kenndaten der Profile 4, 3 und 8.

Profil	cm	Hor.	pH [H <sub>2</sub> O]	pH-Peroxid [H <sub>2</sub> O]	CaCO <sub>3</sub> [%]	C [%]	Humus [%]	N [%]	C/N	Salinität [g/l] <sup>1)</sup>
4	0-27	nH1	7,2	3,0	<1	17,7	35,4	9,6	36,9	49,0
	27-40	nH2	7,5	2,6	<1	18,3	36,7	8,5	43,0	48,1
	>40	Ghr	7,4	1,8	<1	8,7	17,4	<0,1	>3472,2	48,9
3	0-5	Gh	6,5	4,2	<1	10,8	21,2	6,8	31,2	52,7
	5-30	nH	7,2	3,7	<1	22,1	44,3	15,5	28,7	61,5
	30-55	Gor	7,2	2,8	<1	6,8	13,6	5,4	25,1	39,5
	>55	C	7,4	6,8	66,0	7,5	0 <sup>2)</sup>	<0,1	nb. <sup>3)</sup>	51,7
8	0-7	A	8,1	6,9	8,8	1,9	0,2	<0,1	>45,6	61,0
	7-21	Go1	8,2	7,5	1,3	0,6	0,8	<0,1	>153,8	24,7
	21-35	Go2	n.b. <sup>3)</sup>	n.b. <sup>3)</sup>	n.b. <sup>3)</sup>	n.b. <sup>3)</sup>	n.b. <sup>3)</sup>	n.b. <sup>3)</sup>	n.b. <sup>3)</sup>	n.b. <sup>3)</sup>
	35-55	Go3	8,2	7,2	4,5	0,8	0 <sup>2)</sup>	<0,1	>63,4	24,8
	55-85	Go4	8,1	6,7	<1	0,3	0,3	<0,1	n.b. <sup>3)</sup>	n.b. <sup>3)</sup>
	>85	Gr	7,8	6,6	44,9	5,1	0 <sup>2)</sup>	<0,1	n.b. <sup>3)</sup>	n.b. <sup>3)</sup>

<sup>1)</sup> gemessen in GBL (Mg<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>, Ca<sup>+</sup>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>-</sup>)

<sup>2)</sup> bedingt durch die hohen Carbonatgehalte wäre der berechnete Humusgehalt in diesen Horizonten negativ

<sup>3)</sup> nicht bestimmt

Tab. 2: Bodenphysikalische Kenndaten der Profile 4, 3 und 8.

Profil	cm	Hor.	Korngrößen [%]			Dichte <sup>1)</sup>	Boden- dichte	PV [%]	SV [%]	H <sub>2</sub> O [Vol.%]
			S	U	T					
4	0-27	nH1	19,6	37,2	43,2	2,0	0,2	88,1	11,9	78,1
	27-40	nH2	70,7	16,7	12,6	2,0	0,2	90,4	9,6	80,5
	>40	Ghr	89,6	8,7	1,7	2,2	0,2	92,6	7,4	85,0
3	0-5	Gh	42,7	33,3	24,0	2,6	0,3	89,2	10,8	78,0
	5-30	nH	46,5	28,7	24,8	1,8	0,2	87,6	12,4	88,5
	30-55	Gor	79,2	13,5	7,3	2,2	0,4	80,9	19,1	80,5
	>55	C	89,9	5,2	4,9	2,6	1,1	56,9	43,1	59,0
8	0-7	A	67,4	32,6	0,0	2,5	0,6	77,4	22,6	31,1
	7-21	Go1	49,0	47,3	3,7	2,6	0,9	68,3	31,7	36,2
	21-35	Go2	n.b. <sup>2)</sup>	n.b. <sup>2)</sup>	n.b. <sup>2)</sup>	n.b. <sup>2)</sup>	n.b. <sup>2)</sup>	n.b. <sup>2)</sup>	n.b. <sup>2)</sup>	n.b. <sup>2)</sup>
	35-55	Go3	44,7	51,0	4,3	2,8	1,1	56,5	43,5	36,5
	55-85	Go4	37,8	51,6	10,6	2,6	1,0	62,8	37,2	56,8
	>85	Gr	60,5	29,1	10,4	2,7	n.b. <sup>2)</sup>	n.b. <sup>2)</sup>	n.b. <sup>2)</sup>	n.b. <sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> Dichte der Festsubstanz

<sup>2)</sup> nicht bestimmt

Unabhängig davon sind die aktuellen pH-Werte im Neutralbereich. Die weiten C/N-Verhältnisse zeigen die in Relation zum organische Kohlenstoff sehr geringen Stickstoffgehalte. Mit zunehmender Entfernung zur Lagune nimmt die Salinität im Oberboden zu.

Im Gegensatz zu den relativ konstanten aktuellen pH-Werten, treten nach der Peroxid-Behandlung in einigen Böden und Horizonten eine extreme Absenkung der pH-Werte auf (Abb. 1). Bei großer Variabilität der Humusgehalte sind die höchsten Gehalte mit den niedrigen  $pH_{(Peroxid)}$ -Werten verknüpft (Abb. 2). Da landeinwärts der Humusgehalt absinkt, sinkt gleichzeitig der Effekt des pH-Abfalls nach der Peroxid-Behandlung.

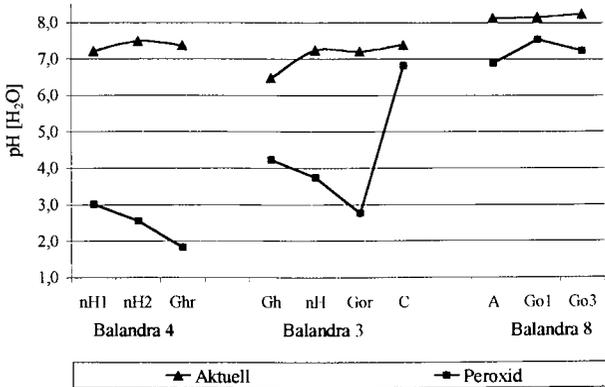


Abb. 1: Vergleich der aktuellen pH-Werte zu denen nach der Peroxid-Behandlung. Die pH-Werte nach der Peroxid-Behandlung sind als Maß für die potentielle Acidität des jeweiligen Bodens zu verstehen.

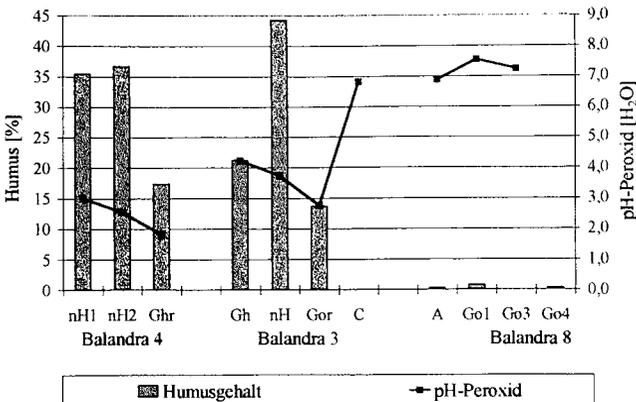


Abb. 2: Abhängigkeit zwischen hohen Humusgehalten und den pH-Werten nach der Peroxid-Behandlung.

## Diskussion

Die untersuchten Böden zeigen im täglichen Tideeinfluß eine starke Humusakkumulation bis hin zu ausgeprägter Moorbildung. Mit zunehmender Entfernung zur Lagune nimmt die Moormächtigkeit ab, das höchst gelegene Profil zeigt nicht einmal anmoorige Verhältnisse auf.

Die vorhandenen Moorböden sind nur wenig humifiziert. Dieses wird für Mangrovenmoore als durchaus charakteristisch beschrieben (WALSH, 1974). Aufgrund der großen Mengen an kaum zersetztem Pflanzenmaterial sind sie mit den typischen Niedermooren der gemäßigten Breiten nicht vergleichbar.

Nach DRIESSEN & DUDAL (1991) ist eine Moorbildung immer dann zu erwarten, wenn organisches Material, das durch eine adaptierte (Klimax-) Vegetation gebildet wurde, nur gehemmt biochemisch abgebaut wird. Diese Hemmung kann bspw. durch eine andauernd hohe Wassersättigung hervorgerufen werden, wie sie durch die tägliche Überflutung der Mangrovenböden in Balandra gegeben ist, oder auch durch Nährstoffmangel, der für die untersuchten Böden aufgrund der weiten C/N-Verhältnisse ebenfalls zu erwarten ist. Jedoch sind beide Erklärungsansätze für das Moorbildung in der Bucht von Balandra nicht ausreichend, da es bei gleichem Hydroregime und Nährstoffstatus in einigen Fällen zur Moorbildung kommt, in anderen hingegen nicht.

Eine abschließende Betrachtung der in den Mangrovenböden Balandras stattfindenden initialen Bodenentwicklungsprozesse kann zum jetzigen Zeitpunkt aufgrund noch ausstehender Ergebnisse nicht erfolgen. Offensichtlich ist, daß sich eine Interpretation der Bodenentwicklung wegen der stark variierenden Humusgehalte problematisch gestalten wird, da sich viele Prozesse nur bei einheitlichem Stoffbestand gut abbilden.

In Balandra gibt es PASS, die aufgrund ihrer aktuell hohen pH-Werte nach der Peroxid-Behandlung identifizierbar sind. Die positive Korrelation zum Humusgehalt macht deutlich, daß sich die Bedingungen zu PASS-Entwicklung mit zunehmendem Mooreinfluß erhöhen und gleichzeitig mit abnehmenden Carbonatgehalten, und damit sinkender Säureneutralisationskapazität, einher gehen.

## Literatur

- BEERS, W. F. J. VAN (1962). Acid Sulphate Soils. ILRI bull. 3, Wageningen.
- DAY, J. W. JR. et. al (1987). Intertidal Wetlands: Saltmarshes and Mangrove swamps.
- DRIESSEN, P. M. et. al (Eds.) (1991). The major soils of the world. K. Wöhrmann, B. V. Zutphen, The Netherlands.
- GIANI, L. et. al (1995). Identifikation, eigenschaften und Verbreitung von 'Potentiell Sulfatsauren Böden' der südlichen Nordsee-küste. Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Ges. 76, 1041-1045.
- GIANI, L. et. al (1996). Characteristics and methanogenesis of the Balandra lagoon mangrove soils, Baja California Sur, Mexico. Geoderma 72, 149-160.
- SCHLICHTING, BLUME & STAHR (1995). Bodenkundliches Praktikum. Blackwells Wiss. Verl.
- WALSH, G.E. (1974). A review. In: R.J. REIMOLD & W.H. QUEEN (Eds.). Ecology of Halophytes. Academic Press, New York, 51-174.

# Statement zur Lessivé-Problematik in Mitteleuropa

von

**REUTER, G.**

## 1. Veranlassung

In Mitteleuropa sind Böden mit Merkmalen der Tonverlagerung weit verbreitet. Seit der Beschreibung ihrer Genese als „lessivage“ in Frankreich und Belgien (DUDAL 1953) und den ersten Erkenntnissen darüber in Deutschland (ALTEMÜLLER 1956, KUBIENA 1956, REUTER 1957) gibt es unterschiedliche Erklärungsversuche zur pedogenetischen Deutung der Entwicklungsphasen, insbesondere ihrer Einordnung in die holozäne Klimasequenz des hier betrachteten Gebietes.

Die in Deutschland verbindliche Klassifizierung mit ihrer Nomenklatur (AG Bodenkunde 1996) ist unbefriedigend, da die pedogenetischen Prozesse nicht präzise zum Ausdruck kommen, wie es das von der DBG festgelegte Prinzip erfordert.

Hauptursache der teilweise kontrovers diskutierten pedogenetischen Problematik ist das in Mitteleuropa weit verbreitete (heute) gleichzeitige Vorkommen von Braunerde- und Lessivierungs-Merkmalen, als Typinterferenz innerhalb eines Profils wie auch die entsprechende Typ-Vergesellschaftung im Gelände:

Mückenhausen (1957) hat -unter Berücksichtigung der Untersuchungen von Kubiena, Altemüller u.a. auf Lößstandorten- der Vorstellung von der “degradierten Braunerde” folgend, die Bezeichnung “Parabraunerde” eingeführt, um von den podsolierten Braunerden zu unterscheiden. Es wurde damit die genetische Vorstellung von einer “lessivierten Braunerde” verknüpft, die sich bis heute erhalten hat (s. AG Bodenkunde 1996).

Ein gegensätzliches pedogenetisches Konzept wurde an Böden mit Lessivé-Merkmalen auf Moränenstandorten entwickelt (REUTER 1962, 1990); Die sekundäre Bildung von Braunerde-Horizonten in früher lessivierten Böden (= disharmonische Typinterferenz). Die Ergebnisse der zur Stützung dieser These durchgeführten profil- und mikromorphologischen sowie chemischen und physikalischen Untersuchungen an Böden verschiedener Ausgangssubstrate in unterschiedlichen Klimagebieten werden im Folgenden zusammen-gefaßt. Zu publizierten Beispielen für rezente Tonverlagerung wie auch zur These der spätglazialen bzw. frühholozänen Lessivierung wird in Kap. 7 Stellung genommen.

---

Universität Rostock, Institut für Bodenkunde, D-18059.

E-mail: [gerhard.reuter@agrarfak.uni-rostock.de](mailto:gerhard.reuter@agrarfak.uni-rostock.de)

Homepage: <http://www.agr.uni-rostock.de/bodenk/staff/reuter.html>

## 2. Genetisch-morphologische Horizontkennzeichnung (vereinfacht nach REUTER 1958)

As, An = Humoser Oberboden (sauer bzw. neutral)  
Be, Bl = „erdige“ bzw. „lehmige“ Verbraunung  
El, Ep = Eluviation durch Lessivierung bzw. Podsolierung  
It, Ih, If = Illuviation von Ton bzw. Humus bzw. Eisenoxid  
M = Muttergestein, r = reliktsch

### 3. Typ Braunerde A-Be-M

Vorkommen: In Mitteleuropa kommt die Braunerde als interferenzfreier Typ in relativ jungen Positionen (z.B. Hanglagen) sowie in (kühleren) Höhenlagen (> 900 m NN) vor. In Nordeuropa ist sie dagegen weit verbreitet. Das Muttergestein muß silikathaltig, kann karbonathaltig sein. Die Möglichkeit der rezenten Bildung steht in den genannten Gebieten außer Frage.

Mikromorphologie: Im Be-Horizont sind Ton und Schluff koaguliert. Es zeigt sich keine Tendenz zur Peptisation und Tonverlagerung.

Entwicklungstendenz: Nach starker Versauerung kann es zur Podsolierung kommen.

### 4. Typ Braunlehm (Terra fusca) An-Bl-M

Vorkommen: Die Entwicklung dieses Typs ist mit Sicherheit an warm-humides Klima gebunden (z.B. SO-Europa). In Mitteleuropa kommt der Braunlehm nur reliktsch bzw. fossil vor.

Mikromorphologie: Der Bl-Horizont enthält hochdispersen Ton und Schluff (= Voraussetzung zur Tonverlagerung !). Charakteristisch sind hohe Gehalte an hydrophilen Si-Verbindungen (REUTER 1964a)

Entwicklungstendenz: In perkolierbaren Substraten ist der Braunlehm die Vorstufe zur (harmonischen) Lessivierung, Dies erweist sich aus der Vergesellschaftung mit lessivierten Formen und typischen Lessivés in SO-Europa (REUTER 1964a).

### 5. Typ Lessivé An-El-It-M

Vorkommen: Als interferenzfreier Typ ist der Lessivé in warm-humiden Gebieten weit verbreitet, z.B. in SO-Europa und in den humiden Tropen. Eine Vergesellschaftung ist dort mit dem Braunlehm (s. 4.), nicht aber mit der Braunerde festgestellt.

In Mitteleuropa erscheint der Lessivé (ohne Braunerde-Merkmale) relativ selten, z.B. in erosionsdisponierten Hanglagen. Die auf bronzezeitlichen Hügelgräbern beschriebenen Tonverlagerungen (v. ZEJSCHWITZ 1986, SEMMEL 1977) sind ebenfalls Ausnahmen, die sich durch Reaktivierung von bereits früher gebildetem Lessivé-Material erklären lassen. Das gilt auch für die von SCHRÖDER & ZAKOSEK (1978) durchgeführten Modellversuche. Weiterhin kann lokal eine Tonverlagerung durch Pottasche eingetreten sein (SLAGER & van de WETERING 1977).

Mikromorphologie: Der Tonilluvialhorizont It ist reich an optisch aktivem Ton und Schluff (sog. Fließplasma) und zeigt hohe Gehalte an hydrophilen Si-Verbindungen. Diese sind bekanntermaßen charakteristisch für warm-humide Klimate und können als wirksames Agens der Tonverlagerung angesehen werden (s. 4.).

## 6. Lessivé-Braunlehm-Interferenzen An-BI-El-It-M

Vorkommen: Diese harmonische Entwicklungsinterferenz tritt im warm-humiden SO-Europa in Vergesellschaftung mit rezenten Lessivés auf. In Mitteleuropa ist sie als reliktsche Erscheinung kaum zu finden, da der BI nach dem Atlantikum zum Be umgewandelt wurde („Vererdung“ nach KUBIENA).

## 7. Lessivé-Braunerde-Interferenzen As-Be-rEl-rIt-M

Vorkommen: In Mitteleuropa ist diese Typinterferenz weitaus vorherrschend, wobei der Ausprägungsgrad des Be-Horizontes sehr unterschiedlich sein kann. Dagegen fehlt sie in den Gebieten mit rezenter Lessivierung (s. 5. und 6.).

Pedogenetische Deutung:

**Wurde / wird eine Braunerde lessiviert oder wurde / wird der Lessivé zur Braunerde weiter entwickelt ?**

- Die mikromorphologischen Eigenschaften des offensichtlich in rezenter Bildung befindlichen **Be** lassen keine Tendenz zur Peptisierung erkennen (REUTER 1964b). Es ist absolut unwahrscheinlich, daß aus dem Braunerde-Horizont Tonminerale abwandern können. Dies gilt nicht nur für die gewöhnlich sauren Be-Horizonte, sondern auch für Kalkbraunerden im neutralen pH-Bereich.

- Da die stark peptisierten und vertikal verfrachteten Tonminerale des Eluvial- und Illuvialhorizontes nicht aus dem rezenten Be abgewandert sein können, müssen sie einer vorangegangenen pedogenetischen Phase zugeordnet werden. Hierfür kommt das **Braunlehm-Stadium** in Betracht (s. 4.).

- Aufgrund der unter 4. bis 6. genannten Befunde kann in Mitteleuropa die Bildung von Braunlehm und **Lessivé** nicht als rezente Pedogenese gedeutet werden, da sie ein warm-humides Klima erfordert. Sie läßt sich jedoch in den relevanten Zeitraum des **Atlantikums** einordnen (7000 - 4500 BP). Die von einigen Autoren vorgeschlagene Einstufung der Lessivierung in das Spätglazial bzw. Frühholozän entspricht nicht den hier vorgestellten Erfahrungen, insbesondere hinsichtlich der kolloidchemischen Interpretation. Sie bedarf deshalb einer kritischen Überprüfung.

## 8. Fahlerde und Parabraunerde ??

Die Einführung der Typbezeichnung **Fahlerde** für Lessivés mit starker Texturdifferenzierung (AG BODENKUNDE 1996) war nicht erforderlich; denn auch in der Klasse der Braunerden wird nicht nach dem Ausprägungsgrad in Typen unterteilt ! Der Begriff ist pedogenetisch irreführend, weil es in diesem Boden kein „erdiges“ (koaguliertes) Gefüge gibt. Die Bezeichnung gibt keinen direkten Hinweis auf den Lessivierungsprozess und hat keine Chance für die internationale Verwendung.

Die Typbezeichnung **Parabraunerde** wurde von MÜCKENHAUSEN (1957) eingeführt, um bei den früher als „degradierte Braunerden“ bezeichneten Böden zwischen den podsolierten Formen und denen mit Lessivé-Merkmalen zu unterscheiden. Dabei spielten die offensichtlichen Braunerde-Interferenzen (s. 7.) eine Rolle. Die Bezeichnung Parabraunerde induziert die inzwischen überholte Vorstellung von einer

Lessivierung der Braunerde (s. 7.). Die Verwendung dieses Begriffes als Typbezeichnung für schwach ausgeprägte Lessivés (AG BODENKUNDE 1996) ist pedogenetisch nicht relevant sondern irreführend. Für den internationalen Gebrauch ist der Begriff ebenso ungeeignet wie die „Fahlerde“ (s.o.).

## 9. Schlußfolgerungen

- Bei Neubearbeitung der bodenkundlichen Kartieranleitung (**KA5**) sollte dem von der DBG festgelegten Prinzip der genetischen Relevanz von systematischen Einheiten gefolgt werden.
- Da verschiedene Ausprägungsgrade eines pedogenetisch einheitlichen Prozesses nicht als Typen bezeichnet werden können, sollte in der Klasse der „Lessivés“ -analog zur Klasse der Braunerden- nur der Typ Lessivé erscheinen. - Verschiedene Ausprägungsgrade sowie Typinterferenzen können als Subtypen ausgeschieden werden.
- Statt „Terra fusca“ ist für den deutschsprachigen Gebrauch der Begriff „Braunlehm“ vorzuziehen, weil damit Subtypen besser formuliert werden können..
- Die Kennzeichnung pedogenetisch relevanter Horizontmerkmale mittels einer genetisch-morphologischen Nomenklatur wird als zweckmäßig erachtet und empfohlen. Dazu gehört auch die Kennzeichnung reliktscher Horizonte. Sie kann durch die Anwendung der genetisch-morphologischen Horizontnomenklatur (s. 2.) erreicht werden.

## 10. Literatur

- AG BODENKUNDE 1996: Bodenkundliche Kartieranleitung, 4.Aufl. - Hannover
- ALTEMÜLLER, H.-J. 1956; Mikroskopische Untersuchung einiger Lößbodenprofile mit Hilfe von Dünnschliffen. - Z. Pflanzenern., Düng., Bodenkd. 72 (117), 152 - 164
- KUBIENA, W.L. 1956: Zur Mikromorphologie, Systematik und Entwicklung der rezenten und fossilen Lößböden. - Eizeitaler u. Gegenwart 7, 101 - 112
- MÜCKENHAUSEN, E. 1957: Die wichtigsten Böden der Bundesrepublik Deutschland, ... Verlag Kommentator, Frankfurt/Main.
- REUTER, G. 1957: Exkursionsführer in die Umgebung von Rostock. - Tag. d. V. Komm. Dtsch.Bodenkd.Ges. in Berlin und Rostock. 12 S.
- REUTER, G. 1958: Anwendung genetisch-morphologischer Horizontbezeichnungen. - Wiss. Abh.Dtsch.Akad.Landw. - Berlin : 37, 268 - 280 (Festschrift Nehring): 24 Farbtafeln
- REUTER, G. 1962: Lessivé-Braunerde-Interferenzen auf Geschiebemergel. - Z.Pflanzenern., Düng.. Bodenkd. Weinheim 98, 240 - 246
- REUTER, G. 1964a: Vergleichende Untersuchungen an lessivierten Böden in verschiedenen Klimagebieten. - 8th Intern. Congress of Soil Science, Bukarest 5, 723 - 732
- REUTER, G. 1964b: Zur Mikromorphologie lessivierter Böden in verschiedenen Klimagebieten. - In: JONGERIUS - Soil Micromorphology. - Amsterdam: Verlag Elsevier Publ.Co., 1964. 213 - 218
- REUTER, G. 1990: Disharmonische Bodenentwicklung auf glaziären Sedimenten unter dem Einfluß der postglazialen Klima- und Vegetationsentwicklung in Mitteleuropa. - Hohenheimer Arbeiten, Tag.Bd. Ernst-Schlichting-Gedächtnis-Kolloquium. - S. 69 - 74
- SCHRÖDER, D. und ZAKOSEK, H. 1978: Austrag von Ton und Kationen aus drei gestörten Lößböden mit unterschiedlicher Humusqualität und -menge. - Mitt.Dtsch.Bodenkd. Ges. 27, 281-292
- SEMMEL, A. 1977: Grundzüge der Bodengeographie. - Stuttgart.
- SLAGER, S. and H.T.J. van de WATERING 1977: Soil formation in archaeological pits and adjacent loess soils in Southern Germany.- J. Archaeologic Sci. 4, 259 - 267
- v. ZEJSCHWITZ, E. 1986: Reliktisches und jungholozänes Tonfließplasma in bronzezeitlichen Grabhügeln auf der Paderborner Hochfläche. Fundber. aus He ssen 19/20, Festschr. W.Fischer, 423-447

# Einfluß der Vegetation auf die Salzdynamik und Stoffflüsse in Halbwüsten am Beispiel des Dünengebietes von Nizzana (Negev/Israel)

B. Rummel und P. Felix-Henningsen

## 1 Einleitung

In das aride Dünenökosystem von Nizzana (Israel) werden durch atmosphärische Deposition vom Mittelmeer Salze eingetragen. Aufgrund lateraler und vertikaler Verlagerungsprozesse weisen die Böden im Untersuchungsgebiet kleinräumig variierende Salzgehalte auf.

Neben der Reliefposition und der Exposition wirkt sich offensichtlich die Vegetation maßgeblich auf die Umverteilung der Salze aus. Mit Hilfe von vergleichenden Bodenuntersuchungen unter der halophilen Chenopodiaceae *Anabasis articulata* und im vegetationsfreien Zwischenraum werden anhand der Salzkonzentrationen und der Salzformen die Richtung und das Ausmaß der Stoffflüsse im Boden rekonstruiert.

## 2 Standortcharakteristica

Das Dünenökosystem von Nizzana (Israel) befindet sich in der westlichen Negev. Im Osten ist das Lineardünensystem durch den Nahal Nizzana und im Norden durch den Nahal Azariq begrenzt. Das Klima in Nizzana ist arid. Durchschnittlich fallen jährlich 90mm Niederschlag (Tsoar und Moller, 1986), die jährliche potentielle Evaporation liegt über 2000mm (Yair, 1992). Der Salzeintrag im Untersuchungsgebiet beträgt  $10-20 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  (Yaalon, 1964).

Das Dünenökosystem ist durch in Ost-West-Richtung verlaufende Longitudinaldünen und 200-300m breite Interdünenkorridore charakterisiert. Die Interdünen und die Dünenhänge sind durch Buschvegetation und Gräser sowie biologischen Krusten, welche sich aus Algen, Flechten und Cyanobakterien zusammensetzen, fixiert. An den Nordhängen ist die biologische Kruste mächtiger als an den Südhängen. Die schmalen Dünenkämme hingegen bestehen aus unverfestigten Sand. In diesem Bereich findet eine ständige Sandverlagerung statt.

In den interdunalen Senken wurden durch fluvialen Eintrag von Material aus dem östlich verlaufenden Nahal Nizzana ton- und schluffreichere Sedimente abgelagert. Dadurch konnten sich vegetationslose Flächen, die als Playa bezeichnet werden, ausbilden. Die Arenosols der Dünenhänge sind mit Fluvisols und Regosols der Interdünen sowie Solonchaks und Calcisols der Playa-Flächen vergesellschaftet (Pfisterer et al., 1996).

---

\* Justus-Liebig-Universität Giessen, Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung, Wiesenstr. 3-5, 35390 Giessen, Tel.: 0641 - 99 - 12725, e-mail: bodo.rummel@agr.uni-giessen.de, <http://www.uni-giessen.de/bodenkunde/>

Die halophile Chenopodiaceae *Anabasis articulata*, die offensichtlich die Umverteilung der Salze beeinflusst (Veste und Breckle, 1995), wächst vorwiegend an den Unterhängen der Längsdünen, auf den Dünensanden der interdunalen Täler und am Rande der Playa-Flächen.

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Salzverteilung

Die Darstellung der Salzverteilungen (Abb.1) zeigt, daß abhängig von der Exposition die Gesamtsalzgehalte am Nordhang höher sind als am Südhang und am Nordhang mit der Tiefe abnehmen. Weiterhin sind die Gesamtsalzgehalte in der biologischen Kruste deutlich höher als im Boden. Außerdem ist ein Einfluß der Vegetation auf die Salzverteilung erkennbar. Unter *Anabasis articulata* sind die Gesamtsalzgehalte v.a. im Oberboden höher als im benachbarten Freiraum. Dagegen ist im vegetationsfreien Zwischenraum eine Salzverlagerung in tiefere Bodenschichten zu beobachten.

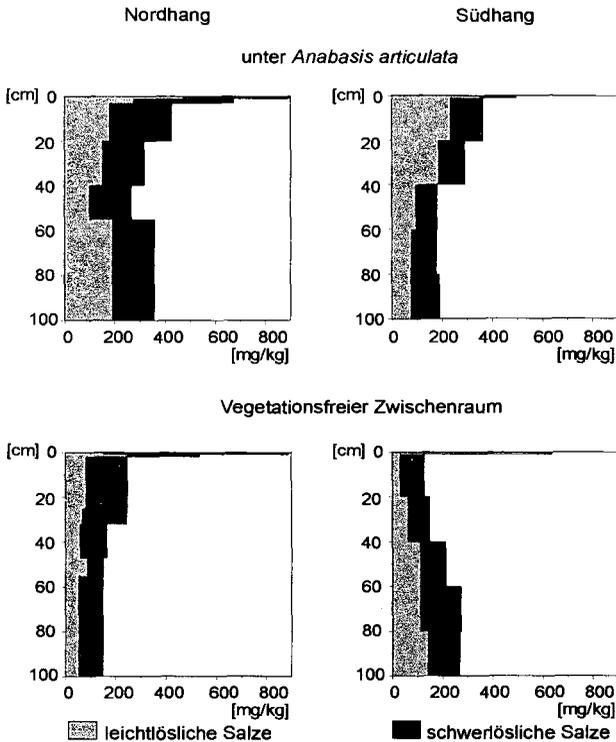


Abb.1: Salzverteilung unter *Anabasis articulata* und im benachbarten Freiraum unter Berücksichtigung der Exposition. Berechnung der Salzgehalte aus den Leitfähigkeiten (Simon et al. 1994).

### 3.2 Ionenverteilung

Der Einfluß der Vegetation spiegelt sich auch in der Tiefenfunktion der Anionen und Kationen wider. Unter *Anabasis articulata* sind die Gehalte an Kalium, Natrium und Nitrat im Oberboden höher als in den gleichen Tiefenstufen der benachbarten Freiräume. Chlorid ist in geringerem Maße unter *Anabasis articulata* angereichert. Im vegetationsfreien Zwischenraum werden  $\text{Na}^+$  und  $\text{Cl}^-$  stärker verlagert und im Unterboden angereichert. Die anderen untersuchten Ionen zeigen eine gleichmäßige Verteilung an allen Standorten und nur geringfügige Unterschiede zwischen der Buschvegetation und dem vegetationsfreien Zwischenraum.

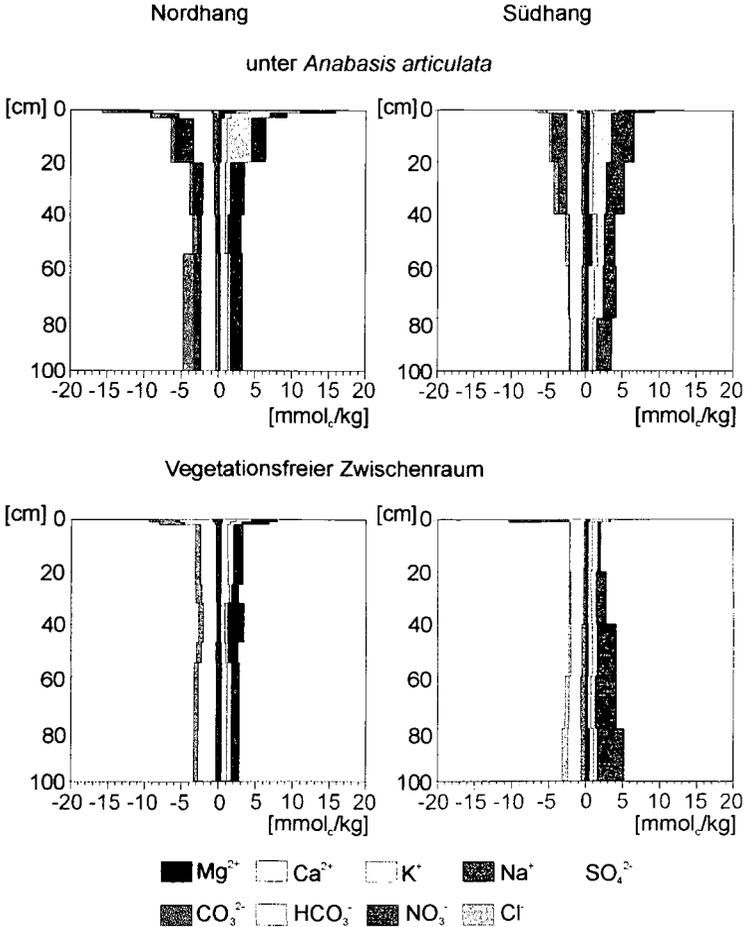


Abb. 2: Ionenverteilung unter *Anabasis articulata* und im benachbarten Freiraum unter Berücksichtigung der Exposition.

## 4 Schlußfolgerung

Der Vergleich der Leitfähigkeiten, sowie der Carbonat- und Ionengehalte unter *Anabasis articulata* und den vegetationsfreien Zwischenräumen läßt einen Einfluß der Buschvegetation auf die Salzverteilung erkennen. Unter der Pflanze liegen an der Bodenoberfläche und im bodennahen Wurzelraum höhere Gesamtsalzgehalte vor, wobei der Anteil der leichtlöslichen Salze erheblich höher ist als der schwerlösliche Salzanteil. Aufgrund der unterschiedlichen Löslichkeit im Boden fallen schwerlösliche Salze oberflächennah aus, während leichter lösliche Salze tiefer verlagert werden. Ein Teil der leichter löslichen Salze wird durch kapillaren Aufstieg aufgrund der Evaporation in der Trockenzeit wieder in der biologischen Kruste konzentriert.

Die höheren Salzgehalte unter der Buschvegetation resultieren aus der Filterwirkung der Büsche für salzhaltige Stäube und Niederschläge. Die Verlagerung unter den Büschen ist als Folge der Interception reduziert, was zu einer oberflächennahen Konzentration von Salzen im Wurzelraum führt. Im vegetationsfreien Zwischenraum werden leichter lösliche Salze dagegen stärker in tiefere Bodenhorizonte verlagert.

Weiterhin erfolgt eine indirekte biogene Versalzung, indem die Buschvegetation bei der Wasseraufnahme Salze ausschließt, so daß diese sich in der Rhizosphäre anreichern. Die höheren Gehalte von Kalium, Natrium und Nitrat unter *Anabasis articulata* sind darauf zurückzuführen, daß diese Ionen sich im Laub anreichern und nach dessen Abwurf durch Mineralisierung freigesetzt werden (Reimann und Breckle, 1993).

## 5 Literatur

- Pfisterer, U., Blume, H.-P. & Beyer, L. (1996):** Distribution Pattern, Genesis and Classification of Soils of an Arid Dune Area in Northern Negev. In: Z. Pflanzenernähr. Bodenk. **159**, 419-428.
- Reimann, C. & Breckle S.-W. (1993):** Sodium relations in Chenopodiaceae: a comparative approach. In: Plant, Cell and Environment **16**, 323-328.
- Simon, M., Cabezas, O., Garcia, I. & Martinez, P. (1994):** A new method for the estimation of total dissolved salts in saturation extracts of soils from electrical conductivity. Europ. J. Soil Sci. **45**, 153-157.
- Tsoar, H. & Moller, J.T. (1986):** The role of vegetation in the formation of linear sand dunes. In: Nickling, W.G. (Ed.): Aeolian Geomorphologie; Boston, 75-95.
- Veste, M., & Breckle S.-W. (1995):** Xerohalophytes in a sandy desert ecosystem. In: Khan, M.A. & Ungar I.A. (eds.): Biology of salt tolerant plants. Dept. of Botany, University of Karachi, Pakistan.
- Yaalon, D.H. (1964):** Airborn salts as an active agent in pedogenetic processes. 8<sup>th</sup> Intern. Congr. Soil Sci. **5**, Bukarest, 997-1000.
- Yair, A. (1992):** The moisture regime in the Nizzana sand dunes, southern Israel. Unpublished scientific report. Jerusalem.

Standorttypisierung für die Biotopentwicklung, eine planungsunterstützende Auswertung auf der Grundlage der Bodenflächendaten 1 : 50 000 Hessen  
K.-J. Sabel

### **Die Lebensraumfunktion des Bodens**

Der ungebremste Verlust von natürlicher Bodenfläche vor allem durch den Siedlungs- und Verkehrswegebau sowie die Intensivnutzung durch die Landwirtschaft erfordert nicht nur den Erhalt der letzten Naturreste, sondern gezielt die Wiederherstellung von Lebensräumen.

In der naturschutzfachlichen Planung gilt es daher, die Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes z.B. durch Flächengewinnung im Rahmen von Ausgleichsmaßnahmen zu dynamisieren. Dies erstreckt sich auf die unmittelbare Erweiterung von Schutzgebieten wie auf die Verknüpfung dieser Areale mit dem Ziel einer ökologischen Vernetzung untereinander.

Ökotope mit Relikthabitaten können durch entsprechende Maßnahmen schnell gesunden und stabilisiert werden. Es handelt sich dabei um das eher gängige, konservierende naturschutzfachliche Verfahren.

Gerade die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie fordert die Wiederherstellung von Lebensräumen auch in Landschaften, wo sie potentiell aufträten, aber aktuell nicht mehr vorkommen. Die Arealfindung kann dann nicht mehr nach faunistisch-floristischen Kriterien durchgeführt werden, sondern muß sich auf andere ökotoprelevante Merkmale stützen.

Viele Standorte sind an spezifische natürliche oder anthropogene morphologische Formen wie Auen, aber auch Kiesgruben/Steinbrüche gebunden, die offenkundige Voraussetzungen für eine Wiederbelebung oder Neuentstehung besitzen.

Die Entwicklung von Lebensraumtypen vor allem für Pflanzengesellschaften gestaltet sich aber dann schwierig, wenn keine aktuelle Verbreitung ersichtlich und die Ausprägung an optisch weniger augenscheinliche, aber z.B. explizit bodenkundliche Merkmale wie Wurzelraum, Bodenwasserhaushalt oder Bodenreaktion gebunden ist.

Der besondere Reichtum des Vegetationsbildes begründet sich u.a. in der Diversität der Pflanzengesellschaften. Sie bedürfen vielfach eines sehr spezifischen Standortes, der sich auch als Bodenareal mit besonderen Eigenschaften präsentiert, so daß oft Flächenkongruenz besteht.

In solchen Fällen muß das von pedologischen Faktoren geprägte Regenerationspotential gezielt zur Wiederherstellung eines Lebensraumes nutzbar gemacht werden. Als Entscheidungshilfen bieten sich Bodenkartierungen an, die eine Ableitung der o. a. Parameter zulassen.

In der Regel handelt es sich nicht um die durchschnittlichen Ausprägungen der Bodenmerkmale, sondern um die Extrema, die im Zusammenspiel der bodenbildenden Faktoren sich weniger in den repräsentativen Leitbodenformen als vielmehr in speziellen Bodenformen ausdrücken.

Das Hessische Landesamt für Bodenforschung entwickelte in enger Zusammenarbeit mit den Planungsträgern des Regionalplanes (früher: Regionaler Raumordnungsplan) die Karte „Standorttypisierung für die Biotopentwicklung 1 : 50 000“, die für den Landschaftsrahmenplan Raumstrukturen anbietet, die im Flächennutzungsplan und im Bebauungsplan konkretisiert werden können.

Die vorliegende Typisierung weist Flächenbereiche mit unterschiedlichen Standorteigenschaften aus, die vor allem durch den Wasser- und Nährstoffhaushalt bedingt sind. Unterschieden werden zunächst Feucht- bzw. Trockenstandorte. Für die Feuchtstandorte spielen die Art des Wasserangebotes und der jahresperiodische Verlauf im Hinblick auf die Standorteigenschaften eine wichtige Rolle. Als Gruppen werden extrem wasserbeeinflusste Standorte mit Moorbildung, Standorte mit potentieller rezenter Auendynamik sowie grund- und stauwasserbeeinflusste Standorte unterschieden.

Eine weitere Untergliederung erfolgt nach der Intensität der Vernässung oder dem Nährstoffangebot. Die Beschreibung des Bodenwasserhaushaltes stellt dabei in der Regel ein natürliches Potential dar, das zur Zeit der bodenkundlichen Kartierung erfaßt wurde. Eingriffe in den Naturhaushalt wie z.B. Grundwasserabsenkung und Hochwasserschutz verändern die realen Standortbedingungen. Diese Veränderungen und ihre Auswirkungen auf die Bodeneigenschaften können im Rahmen der Pflege des Kartenwerkes nicht berücksichtigt werden.

Die Differenzierung von Trockenstandorten erfolgt durch die Betrachtung des physiologischen Wasserangebotes auf Grundlage der nutzbaren Feldkapazität. Es werden extrem trockene Standorte (<30 mm), sehr trockene (30 - 60 mm) und trockene Sand-Standorte (60 -100 mm) unterschieden.

Neben diesen physiologischen Trockenstandorten werden auch Einheiten mit weitgehend ausgeglichenem Wasserhaushalt ausgehalten. Diese werden in drei Einheiten mit geringem, mittlerem und hohem physiologischem Wasserspeichervermögen unterteilt. Zusätzlich wird eine Unterscheidung in carbonatbeeinflusste und carbonatfreie Standorte vorgenommen.

Die Standorttypisierung erfolgt nach festgelegten Regeln der Methodenbank des FIS Boden/Bodenschutz auf Grundlage der Flächendatenbank 1 : 50 000. Weitere Informationen zur Methodik und Bewertung sind auf Anfrage erhältlich.

## LITERATUR

- ARNOLD, H. & VORDERBRÜGGE, TH. (1996): Beiträge des Bodenschutzes zum Naturschutz – am Beispiel von thematischen Bodenschutzkarten zum Produktions- und Biotopentwicklungspotential. - Jb. Naturschutz in Hessen 1: 67-70; Zierenberg.
- BAUER, A., BERGER, C. & STOCK, P. (1997): Bodenschutz in der Planungspraxis – Dargestellt am Beispiel des Umlandverbandes Frankfurt. - Naturschutz und Landschaftsplanung 9: 282-288; Stuttgart.
- BERGER, C. (1995): Planungsrelevante Bodenbewertungskriterien: Anforderungen und Möglichkeiten. - Mittlgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. 76: 1257-1260;
- VORDERBRÜGGE, Th. & FRIEDRICH, K. (1998): Thematische Bodenkarten als Grundlage der Landes- und Regionalplanung in Hessen. - In: Ökologie-Forum Hessen, Böden in Hessen, Bodenschutz in der Landschaftsplanung: 16-23; Hess. Min. d. Innern und f. Landw., Forsten u. Naturschutz, Wiesbaden.

# Nutzung der Bodenschätzung zur Erstellung von Bodenfunktionskarten, dargestellt am Beispiel der nutzbaren Feldkapazität

von

Sauer, S.

## 1 Einleitung

Durch die Auswertung von Bodenschätzungsdaten kann dem Fehlen großmaßstäblicher Bodenfunktionskarten als Planungsgrundlage für kommunale Bodenschutzmaßnahmen mit vertretbarem Aufwand begegnet werden. Die Ermittlung der nutzbaren Feldkapazität ist in dieser Hinsicht von besonderer Bedeutung, da sich verschiedene in §2 BBodSchG genannte Bodenfunktionen aus dieser wichtigen Kenngröße des Bodenwasserhaushaltes ableiten lassen.

Der alleinigen Auswertung des Klassenzeichens oder auch nur der Wertzahlen (HARTMANN et al. 1998, PETER et al. 1999, SAUER 1998) steht die Interpretation der Grablochbeschreibungen gegenüber. Am Beispiel einer Mittelgebirgslandschaft soll die nutzbare Feldkapazität im durchwurzelbaren Bodenraum als Grundlage für die Erstellung von Bodenfunktionskarten über die Bodenzahl des Klassenzeichens und die Grablochbeschreibungen der Schätzungsbücher ermittelt werden.

## 2 Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen werden in der Gemarkung Erda, etwa 15 km nordwestlich von Gießen im Lahn-Dill-Bergland gelegen, durchgeführt. Geologisch gehört das etwa 1200 ha große Untersuchungsgebiet zum Rheinischen Schiefergebirge. Dominierende Gesteine sind Tonschiefer, Grauwacken und Kieselschiefer. Ausgangssubstrate der rezenten Bodenbildung sind periglaziäre Solifluktionsdecken mit unterschiedlichen Lößanteilen. Typische Böden der Mittelgebirgslandschaft sind Ranker, Braunerden, Pseudogleye und Kolluvisole, auf den südostexponierten Hängen auch erodierte Parabraunerden. Die landwirtschaftliche Nutzfläche der Gemarkung Erda wurde im Herbst 1950 durch die Bodenschätzung bewertet, die Spanne der Acker-Klassenzeichen reicht von IS 7 Vg oder SL 6 Vg (Ranker bis Ranker-Braunerden mit Bodenzahlen von 18 bis 30) bis sL 3 V oder L 4 L6V und L 5 L6V (Kolluvisole und erodierte Parabraunerden mit Bodenzahlen von 50 bis 65).

## 3 Methodik

Die nutzbare Feldkapazität wurde nach den in der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG Boden 1994) hinterlegten Tabellen berechnet und auf den durchwurzelbaren Bodenraum bezogen. Der durchwurzelbare Bodenraum wurde in Anlehnung an VORDERBRÜGGE (1997) bestimmt. Im Untersuchungsgebiet bilden besonders mCn- bzw. mCv-, Sd- und Gr-Horizonte sowie Zersatzschichten mit einem Skelettanteil von mehr als 75 % (in der Regel als Basislage anzusprechen) die Untergrenze des Wurzelraums.

In einer naturräumlich einheitlichen Landschaft besteht eine hochsignifikante Beziehung zwischen der Bodenzahl und der nutzbaren Feldkapazität im durchwurzelbaren Bodenraum (nFKdB), die sich mit einer logarithmischen

Funktion beschreiben lässt. Voraussetzung dafür ist eine Landschaft, deren Böden eine hinsichtlich der Bodenzahlen spanne ausreichende Variationsbreite aufweisen. Die Bohrpunkte sollten möglichst genau an den bestimmenden Grablöchern der Bodenschätzung liegen (SAUER 1998, PETER et al. 1999). Im Untersuchungsgebiet lässt sich die Beziehung zwischen Bodenzahl und nFKdB bei einem Bestimmtheitsmaß von etwa 70 % und einem Stichprobenumfang von 248 mit der Funktion  $y = -19.4 + 13 (\ln)x$  beschreiben, wobei  $y =$  Bodenzahl und  $x =$  nFKdB in mm (SAUER 1998). Über diese Funktion lässt sich jeder Bodenzahl eine nutzbare Feldkapazität zuordnen, die über die Geometrien der Bodenschätzungskarte regionalisiert wird.

Die in der Grablochbeschreibung der Schätzungsbücher enthaltene Kennzeichnung der Bodenmerkmale kann erfahrungsgemäß gut in die moderne bodenkundliche Nomenklatur übersetzt werden. Die übersetzten Profilbeschreibungen dienen als Ausgangsinformation für die Berechnung der nFKdB. Als Übersetzungsgrundlage wird das Programm „BOSSA“ (REICHE 1998) eingesetzt, das auf den Arbeiten von BENNE et al. (1990) basiert und über die Parameter „durchwurzelbarer Bodenraum“, „Bodenart“ sowie „Skelett- und Humusgehalt“ an die Verhältnisse des Rheinischen Schiefergebirges angepasst wird (SAUER 1998).

#### 4 Ergebnisse

Abbildung 1 zeigt als Ergebnis der alleinigen Auswertung der Bodenzahlen eine Karte der nFK-Klassen der ackerbaulich genutzten Fläche der Gemarkung Erda. Zur Prüfung der Validität der nFK-Klassen wurde für 149 Grablöcher, die nicht mit in die Berechnung der Regressionsfunktion (Kap. 3) eingingen, die aus der Bodenzahl abgeleitete nFK-Klasse mit der im Gelände über Kartierung ermittelten nFK-Klasse verglichen (Abb. 2). Die aus der Bodenzahl abgeleiteten nFK-Werte geben die Extreme (<50 mm und >140 mm) gut wieder, streuen aber besonders im mittleren Bereich (90-140 mm). Tendenziell unterschätzt die aus der Bodenzahl abgeleitete die im Gelände kartierte nutzbare Feldkapazität im durchwurzelbaren Bodenraum.

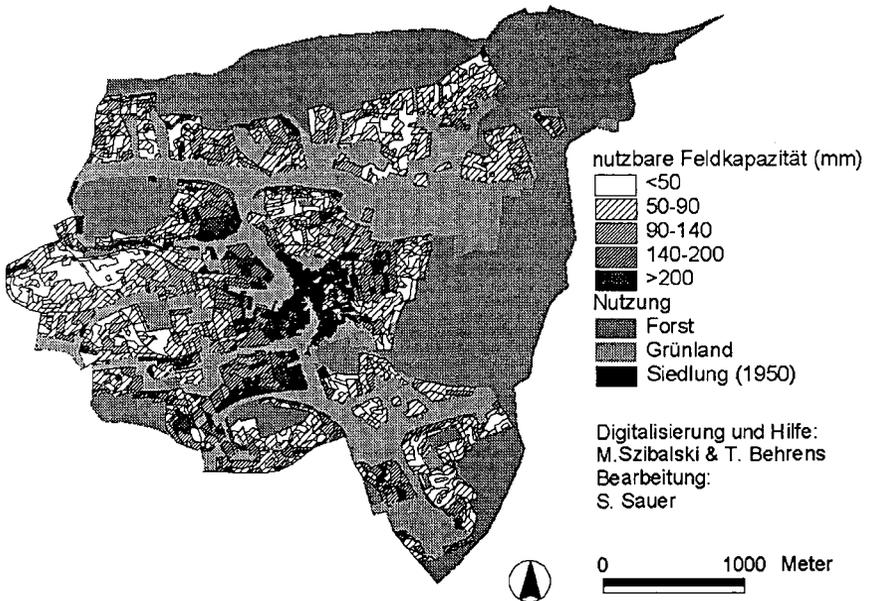


Abb. 1: Karte der mittels Bodenzahl abgeleiteten nFK-Klassen der Ackerflächen in Erda

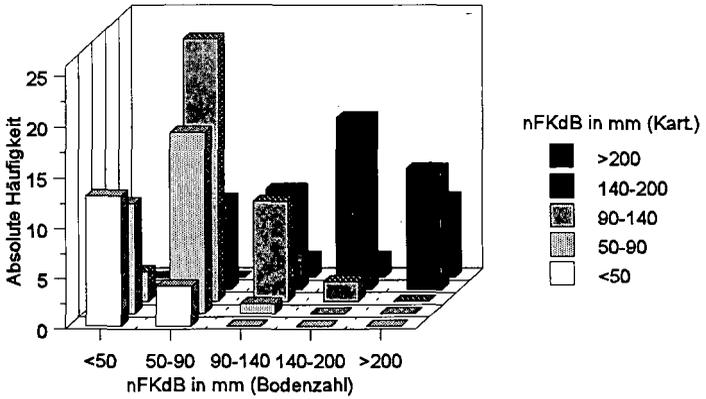


Abb. 2: Klassen der nutzbaren Feldkapazität im durchwurzelbaren Bodenraum - abgeleitet aus der Bodenzahl und berechnet nach eigenen Kartierungsergebnissen (n=149)

Die aus den Grablochbeschreibungen abgeleiteten nFK-Werte spiegeln beim derzeitigen Entwicklungsstand der regionalen Anpassung des Übersetzungsschlüssels die Realität nur unzureichend wider (Abb. 3). Die nFKdB wird deutlich unterschätzt. Hauptursache scheint die Übersetzung des durchwurzelbaren Bodenraumes zu sein, der in der Realität oftmals größer ist als der aus der Grablochbeschreibung z.B. über das Kürzel „TonschV“ (Ton-schieferverwitterung) abgeleitete. Es deutet sich an, dass die Untergrenze des Wurzelraumes auf flach- und mittelründigen Böden durch die Bodenschätzung nicht erbohrt wurde. Bei einzelnen Bohrungen der Bodenschätzung steht die Grablochbeschreibung nicht mit der vergebenen Bodenzahl in Einklang (Beispiel: Bodenzahl 44 trotz einer aus der Grablochbeschreibung abgeleiteten geringen nFK).

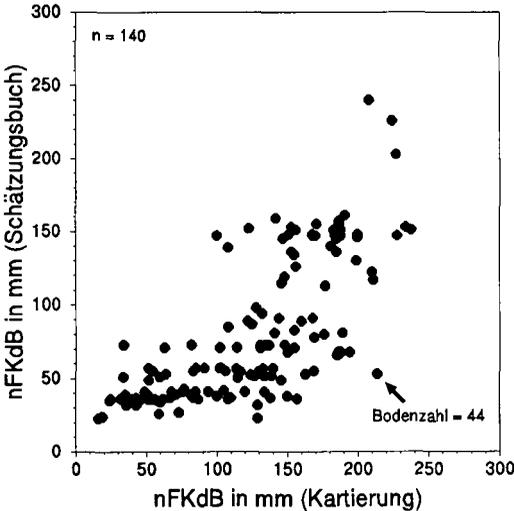


Abb. 3: Nutzbare Feldkapazität im durchwurzelbaren Bodenraum - abgeleitet aus der Grablochbeschreibung und berechnet nach eigenen Kartierungsergebnissen

## 5 Ausblick

Aus den nFK-Karten lassen sich Bodenfunktionskarten ableiten. Für die untersuchte Gemarkung wurden beispielsweise Karten des Ertragspotentials (Vorrangflächen für die Landwirtschaft), des Biotopentwicklungspotentials (Vorrangflächen für den Ackerwildkrautschutz) und des Nitratrückhaltevermögens erarbeitet.

Bei der bodenkundlichen Auswertung von Altschätzungen ist generell zu beachten, dass sich Böden im Laufe der Zeit verändern, z.B. durch Krumenvertiefung, Erosion oder anthropogene Veränderung des Wasserhaushaltes. Trotz der damit verbundenen Gefahr der Fehlinterpretation haben gerade ältere Karten und Grablochbeschreibungen bei der Rekonstruktion heute versiegelter und somit nicht mehr zugänglicher Böden einen unschätzbaren Wert. Sie sind folglich auch ein wichtiger Bestandteil urbanen Bodenschutzes.

## 6 Literatur

- AG Boden (1994): Bodenkundlichen Kartieranleitung, 4. Aufl., Hannover
- Benne, I., H.-J. Heineke & R. Nettelmann (1990): Die DV-gestützte Auswertung der Bodenschätzung - Erfassungsanweisung und Übersetzungsschlüssel. Technische Berichte zum NIBIS. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover.
- Hartmann, K.-J., J. Finnern & E. Cordsen (1998): Verfahrensvergleich zur Bewertung der Bodenfunktion „Ausgleichskörper im Wasserkreislauf“ auf Basis von Bodenschätzungsdaten. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. 88, 311-314.
- Peter, M., S. Sauer & S. Siebert (1999): Die Bodenschätzung als großmaßstäbliche Datenbasis für Bodenschutzplanungen. Bodenschutz 2/99, 62-68.
- Reiche, E.-W. (1998): Bodenschätzungs-Standard-Auswertung Schleswig-Holstein. Eine Methode zur computer-gestützten Übersetzung, Parameterbildung und planungsbezogenen Bodenbewertung. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. 87, 39-42.
- Sauer, S. (1998): Erstellung eines regionalen Übersetzungsschlüssels zur Ableitung von Bodenkennwerten aus Bodenschätzungsdaten. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. 88, 285-288.
- Vorderbrügge, T. (1997): Das landwirtschaftliche Ertragspotential der Böden - Eine Methode im Fachinformationssystem Bodenkunde/Bodenschutz am hessischen Landesamt für Bodenforschung, in: Felix-Henningsen, P. & H.-R. Wegener (Hrsg.): Festschrift für Prof. Dr. Tamas Harrach zum 60. Geburtstag am 23. Juni 1997, Boden und Landschaft Bd. 17, 165-184.

Ich danke Herrn Dr. E.-W. Reiche, Ökoforschungszentrum Kiel, für die edv-technische Umsetzung der regionalen Anpassung des Programms „BOSSA“ an die Mittelgebirgsverhältnisse des Rheinischen Schiefergebirges und die Berechnung der nutzbaren Feldkapazität aus den Grablochbeschreibungen der Bodenschätzung.

## **Modell- und GIS-gestützte Analyse des Einflusses der Bewirtschaftung auf den Stoffhaushalt des Bodens im Gebiet der Querfurter Platte**

SCHENK, S.

### **Einleitung**

Im Rahmen eines aktuellen Forschungsprojektes wird untersucht, welche Wirkungen die Bewirtschaftung auf Bodenprozesse und Stoffhaushalt (Kohlenstoff, Stickstoff, Wasser) innerhalb einer Intensiv-Agrarlandschaft im mitteldeutschen Schwarzerdegebiet zur Folge hat.

Grundlage für die Untersuchungen bilden Szenariorechnungen mit dem Simulationssystem CANDY (FRANKO et al., 1995a, 1995b), das durch Anbindung an ein Geographisches Informationssystem für regionale Untersuchungen weiterentwickelt wurde. Als Nutzungseinheiten werden reale Ackerschläge behandelt, was dem Zielbereich perspektivischen Bodenschutzes gerecht wird. Die hier dargestellten Ergebnisse beziehen sich auf die Modellierung der Realnutzung zwischen 1981 und 1996.

### **Untersuchungsgebiet**

Das vorgestellte Untersuchungsgebiet ist ein etwa 4000 ha großes Territorium im Landkreis Merseburg-Querfurt (Bundesland Sachsen-Anhalt), das der Landschaftseinheit „Querfurter Platte“ zuzuordnen ist. Es ist Bestandteil der Wirtschaftsfläche eines Agrarunternehmens, aufgrund der erforderlichen Anonymisierung wird nachfolgend die Bezeichnung „Kerngebiet Querfurter Platte“ verwendet.

Bestimmendes Ausgangssubstrat für die Bodenentwicklung ist Löß. Auf diesem treten im Gebiet überwiegend Schwarzerden mit tiefgründigem Löß auf. Teilweise kommen auch Unterlagerungen von sandigen und lehmigen Substraten vor. In Bereichen mit stärkerer Geländeneigung sind erosionsbedingt Pararendzinen bzw. Kolluvisole anzutreffen. Ein kleiner Teil des untersuchten Territoriums wird von Löß-Fahlerden bedeckt, was auf frühere Bewaldung zurückzuführen ist. Klimatisch befindet sich die Region im Lee-Einfluß des Harzes. Die mittleren jährlichen Niederschläge bewegen sich etwa zwischen 520 und 560 mm, wobei ein Anstieg mit zunehmender Höhe über NN (180 – 245 m) von Nordost nach Südwest zu verzeichnen ist. Die durchschnittliche jährliche Lufttemperatur beträgt etwa 8.7 ° C.

### **Ableitung von Standortinformationen**

Als standortbezogene Daten benötigt das CANDY-System Bodeninformationen sowie als dynamischen Modellantrieb Witterungsdaten in Tagesauflösung. Die Basis für die Ableitung von Bodenparametern für das Modell bildete die Karte der „Bodenformengesellschaften der landwirtschaftlich genutzten Flächen des Altkreises Querfurt und des westlichen Teils des Altkreises Merseburg im Maßstab 1:25.000“ (ALTERMANN und KÜHN, 1995). Die Kartiereinheiten setzen sich aus ein bis zwei Leitbodenformen zusammen, deren geschätzte Flächenanteile in der Legende vermerkt sind. Anhand der genannten Flächenanteile werden später die profilweise ermittelten Simulationsergebnisse entsprechend ihrer Gewichte für eine Aussage über die ausgegrenzte Bodenformengesellschaft aggregiert. Für jede Leitbodenform werden Standardprofile definiert und horizontbezogen die für das CANDY-System benötigten Boden-

parameter Feldkapazität, Permanenter Welkepunkt, Körnung (Ton+Feinschluff), Trockenrohddichte, Trockensubstanzdichte, Versickerungswert sowie  $C_{org}$ -Gehalt (0-30 cm) zugewiesen.

Bei der Regionalisierung von Klimadaten wird auf die Aufzeichnungen der am Standort Bad Lauchstädt (ca. 15 km östlich des Untersuchungsgebietes) existierenden Beobachtungsstation zurückgegriffen, für die Tageswerte seit 1956 lückenlos vorliegen. Lufttemperatur und Globalstrahlung werden direkt zugeordnet, das Klimatelement Niederschlag wird räumlich differenziert behandelt, indem aus georeferenzierten Rasterdaten des Deutschen Wetterdienstes (Rasterweite 1 km, Datenbasis 1951-80, MÜLLER-WESTERMEIER, 1995) für jeden Schlag flächengewichtete Werte berechnet und die Intensitäten entsprechend der Relation zur Station Bad Lauchstädt tagesweise linear angepaßt werden

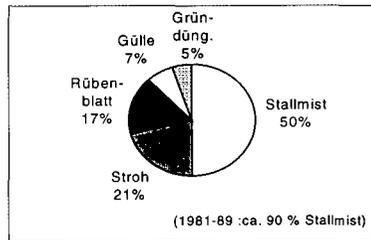
### Realszenario 1981-96 (Agrarstrukturwandel)

Für das Kerngebiet Querfurter Platte wurde die Realnutzung in den Jahren 1981-96 schlagkonkret modelliert. Als Datengrundlagen dienen dabei der Datenspeicher DASKE (ehemalige zentrale Schlagkartei) für die Jahre 1981-89 sowie Erhebungen bei dem seit 1990 zuständigen Agrarunternehmen. Interessant ist dieser Zeitraum vor allem deshalb, weil nach 1989 einschneidende Strukturänderungen in der Agrarstruktur erfolgten, die wiederum deutliche Verschiebungen der Stoffkreisläufe verursachten. Die in Tabelle 1 aufgezeigte Gegenüberstellung der Anbauverhältnisse im Kerngebiet zeigt eine Abnahme des Hackfruchtanteiles zugunsten von Körnerleguminosen und Ölfrüchten auf Stilllegungsflächen. Zu berücksichtigen ist ein deutlicher Ertragsanstieg in den 90er Jahren, der insbesondere auf besseren Anbautechniken und Sorten basiert. So stiegen beispielsweise die Erträge von Winterweizen im Gebiet von 64 dt/ha (Mittel der Jahre 1993-96) auf 73 dt/ha (Mittel der Jahre 1993-96). Bei Zuckerrüben war in dieser Zeitspanne ein Anstieg von 350 dt/ha auf 520 dt/ha zu verzeichnen.

Tab. 1 : Querfurter Platte (Kerngebiet)-  
Anbauverhältnisse in % Ackerfläche

	1981-84	1993-96
Getreide	62	60
Zuckerrüben	18	13
Kartoffeln	6	0
Ackerfutter	14	13
Körnerleguminosen (Erbsen)	0	3
Ölfrüchte (Raps, Sonnenblumen)	0	11
Stilllegung		

Abb. 1 : Anteile organischer Dünger am  
Kohlenstoff-Input ( 1991-1996)



Entgegen dem allgemeinen Trend in den ostdeutschen Bundesländern wurden in dem hier zuständigen Agrarunternehmen die Tierbestände nach 1989 nur wenig reduziert. Dennoch werden deutliche Veränderungen in den Anteilen der im Gebiet ausgebrachten organischen Dünger am Kohlenstoffinput ersichtlich (Abbildung 1). Hier nehmen Stroh und Rübenblatt, die bis 1989 fast vollständig in (über den Umweg) der Tierproduktion verwertet wurden, nach 1990 einen durchschnittlichen Anteil von fast 40 % ein.

### Simulationsablauf

Nach abgeschlossener Aufbereitung der Primärdaten zu Standort und Bewirtschaftung (GIS-Einbindung, Parametrisierung der Datenbanken) für das Gebiet erfolgte die Simulation mit dem CANDY-System ab dem Starttermin 1.8.1990. Das Startniveau des Kohlenstoffs im Boden wurde anhand einer Humusbilanz aus regionalen agrarstatistischen Daten der 70er Jahre (Anbaustruktur, Erträge, Viehbesatz) abgeschätzt. Beim Bodenwasser wurde eine Sättigung des Bodenprofils von 60 % nFK unterstellt. Die Simulation erfolgte in Tagesschritten bis zum

31.12.1996. Wichtige Kenngrößen der Wasser-, Stickstoff- und Kohlenstoffdynamik im Boden wurden in eine Ergebnisdatenbank eingetragen. Bei den in den nachfolgenden Zeitreihen ausgewiesenen Gebietsmitteln wurden flächengewichtete Mittelwerte aus den vorhandenen 429 Simulationsobjekten (Kombinationen Boden, Klima, Nutzung) ermittelt.

### Modellergebnisse zum Bodenwasserhaushalt

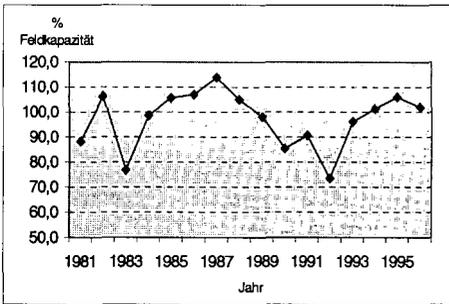


Abb. 2 : Querfurter Platte – Kerngebiet, Bodenwassergehalt 0-1 m im Frühjahr (1. März), Modellergebnisse (Gebietsmittel)

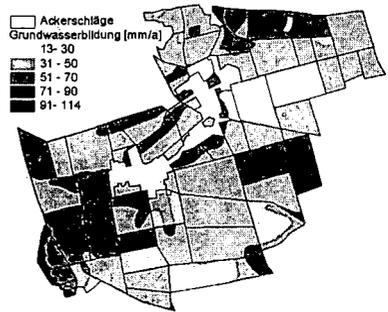


Abb. 3 : Querfurter Platte – Kerngebiet Mittlere jährliche Grundwasserbildung 1981-96, Modellergebnisse

Die hier dargestellten Simulationsergebnisse zum Bodenwasserhaushalt unterstreichen den Faktor Wasser als begrenzenden Faktor in dieser Region. In der Hälfte der untersuchten Jahre ist das Bodenprofil bis 1 Meter Tiefe am 1. März nicht auf Feldkapazität aufgefüllt. Die berechnete Grundwasserbildung (=Wasserperkolations aus dem Bodenprofil) beträgt als Gebietsmittel der Jahre 1981-96 44 mm/a. Die in Abbildung 3 aufgezeigte räumliche Differenzierung dieser Kenngröße zeigt neben dem leichten Niederschlagsgradienten deutliche bodenbedingte Unterschiede.

### Modellergebnisse zur Stickstoffdynamik im Boden

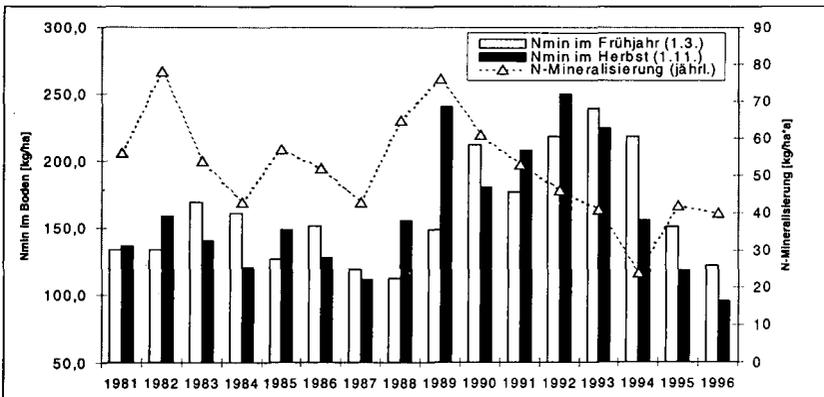


Abb. 4 : Querfurter Platte – Kerngebiet,  $N_{min}$  in 0-90 cm Tiefe und jährliche N-Mineralisierung aus der organischen Bodensubstanz, Modellergebnisse (Gebietsmittel)

Die Simulationsergebnisse zur Stickstoffdynamik in Abbildung 4 lassen ein durchgehend hohes Niveau des mineralischen Bodenstickstoffs erkennen, dessen Ursache in der Kombinationswirkung von intensiver Bewirtschaftung sowie hohem Puffervermögen des Bodens gesehen werden kann. In den Jahren 1988 bis 1992 kommt die durch extreme Trockenheit bedingte schlechte N-Ausnutzung erhöhend hinzu. In diesen Jahren kommt es (außer 1990) vom Frühjahr zum Herbst bei dazu noch relativ niedrigen Nachlieferungsraten zu einer Anreicherung des Bodenstickstoffs, was nicht zuletzt auf unzureichende Berücksichtigung der Witterung und der akkumulierten Restmengen aus Vorjahren (Bilanzierung) bei der Bemessung der N-Düngung schließen läßt.

### Modellergebnisse zur Kohlenstoffdynamik im Boden

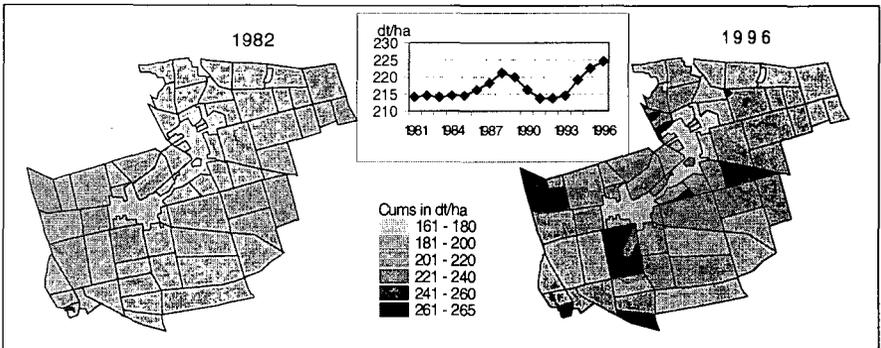


Abb. 5 : Querfurter Platte – Kerngebiet, Räumliche und zeitliche Differenzierung des umsetzbaren Kohlenstoffs im Boden , Modellergebnisse

Die Auswertung der Simulationsergebnisse zur Kohlenstoffdynamik zeigt ein in der Tendenz ansteigendes Kohlenstoffniveau im Boden. Diese Zunahme beruht auf dem in den 90er Jahren durch Ertragsanstieg und höhere Ausbringungsmengen bedingten gestiegenen direkten Rückfluß organischer Substanz in den Boden über Koppelprodukte (Stroh, Rübenblatt). Außerdem kommt es auf den Flächen mit Stilllegung durch Aktivbegrünung zu einer C-Akkumulation. Das anhand einer Humusbilanz berechnete Niveau des umsetzbaren Kohlenstoffs im Boden für das aktuelle Bewirtschaftungssystem (Kalkulationsbasis 1993-96) beträgt im Gleichgewichtszustand 277.5 dt/ha. Welche Umweltwirkungen die fortgesetzte Humusakkumulation in der Region zur Folge hat, muß in weitergehenden Untersuchungen geklärt werden.

### Literatur

- ALTERMANN, M.; KÜHN, D. (1995): Bodenformen der landwirtschaftlich genutzten Flächen des Kreises Querfurt im Maßstab 1:50000 in Auswertung und kartographischer Umsetzung von Feldaufnahmen und Bodenanalysen des Kreises Querfurt. BGR, Außenstelle Berlin.
- FRANKO, U.; OELSCHLÄGEL, B.; SCHENK, S. (1995a): Modellierung von Bodenprozessen in Agrarlandschaften zur Untersuchung der Auswirkungen möglicher Klimaveränderungen. Abschlußbericht zum BMFT-Projekt 01LK9106/2. UFZ-Bericht 3/1995, Leipzig.
- FRANKO, U.; OELSCHLÄGEL, B.; SCHENK, S. (1995b): Simulation of temperature-, water- and nitrogen dynamics using the model CANDY. Ecological Modelling (81), 213-222.
- MÜLLER-WESTERMEIER, G. (1995): Numerisches Verfahren zur Erstellung klimatologischer Karten. Berichte des Deutschen Wetterdienstes ,193. Offenbach

## **Qualitätssicherung von Profildatenbanken und Konzeptbodenkarten**

**H. Schlüter, E. Gehrt**

### **1. Einleitung**

Der Boden wird im Rahmen der bodenkundlichen Landesaufnahme i.d.R. mit einer standardisierten Tabelle entsprechend der bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODEN 1994) beschrieben. Mit den Geländeaufnahmen und konstruierten Profilen im Rahmen der Erstellung von Konzeptbodenkarten sind zwei Varianten von Profilbeschreibungen zu unterscheiden. In beiden Fällen ist eine formale und inhaltliche Überprüfung zur Qualitätssicherung der Inhalte notwendig. Dies gilt insbesondere bei der Übernahme von Profilbeschreibungen aus bodenkundlichen Kartierungen fremder Institutionen ins Niedersächsische Bodeninformationssystem (NIBIS). Dies wird aufgrund der Regelungen des Bodenschutzgesetzes in Zukunft in größerem Ausmaß erfolgen.

Die Überprüfung der Einträge in den Datenfeldern mittels Vergleichstabellen ist relativ einfach. Die Beziehungen zwischen den Datenfeldern sind dagegen komplex und nur schlecht kontrollierbar. Im Folgenden wird ein Ansatz vorgestellt, mit dem die inhaltliche Überprüfung von Profilbeschreibungen gewährleistet werden kann.

### **2. Lösungsansatz**

Der Lösungsansatz geht von der Annahme aus, daß Böden das Ergebnis der Faktoren der Bodenbildung sind. Wenn also die Faktoren der Bodenbildung bekannt sind, ist auch der resultierende Boden bestimmbar.

Aufgrund der Bodenkartierung der vergangenen Jahrzehnte sind die möglichen Variablen der Faktoren der Bodenbildung und deren Kombinationsmöglichkeiten bekannt. Die Variablen sind durch die Kartieranleitung festgelegt (zulässige Bodenarten, Geogenesen, Horizonte, Bodentypen, etc.). Die Variablen sind dabei nicht frei kombinierbar. Die zulässigen Kombinationen oder Relationen sind in den vorliegenden Datenbanken (Profil-, Flächen-, Labordatenbank) abgebildet und lassen sich gezielt abfragen.

So entstehen z.B. bei der Geogenese eines Lockergesteins aufgrund des Ablagerungsprozesses nur spezifische Bodenarten (Beispiele: Geschiebelehme: S14, S13, Ls3 Löss: Ut4, Ut3,

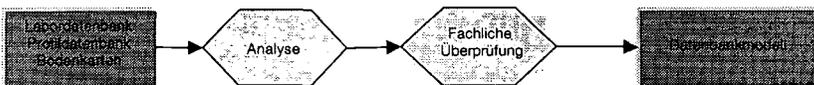
UI3, Tu4.) Die Überlagerungen von Gesteinen und die Schichtmächtigkeiten sind je nach geologischer und landschaftlicher Situation eingeschränkt. Grundwasser ist landschaftsspezifisch nur in bestimmten Gesteinen vorhanden. So fehlt in den Kalksteinen des Berglandes oberflächennahes Grundwasser. Im Bördenvorland kann dagegen Grundwasser in Böden aus Mergelstein bis in den Oberboden vorhanden sein. Die möglichen Relationen sind in Tabelle 1 aufgeführt.

Tabelle 1 Relationen des Datenbankmodells

Bodengroßlandschaften	Bodenlandschaft Ausgangsgestein Reliefformen Nutzung Klima
Bodenlandschaften	Bodentypen
Ausgangsgestein/Geogenesen	Bodenarten Schichtmächtigkeiten Überlagerungsfälle Grundwasserstand, Tiefenlage von Staukörpern
Relief	Bodentypen
Nutzungsgeschichte	Grundwasser Bodentyp

### 3. Aufbau der Regelbasis

Die Analyse und fachliche Überprüfung der bekannten Faktorenkonstellationen ermöglicht die Erstellung eines Modells mit den bekannten und zulässigen Kombinationen. Die Kombinationsmöglichkeiten sind in einem relationalen Datenbankmodell abzubilden.



Die Ableitung erfolgt in den Schritten Analyse und fachlicher Überprüfung. Bei der Analyse werden zunächst die in den Datenbanken beschriebenen Relationen abgefragt. Die fachliche Überprüfung erfolgt auf Grundlage statistischer Auswertungen (etwa wie häufig tritt eine Beziehung auf) und einer Plausibilitätsanalyse. Dabei werden die Relationen etwa mit festgelegten Definitionen verglichen (z.B. Definition Sandgehalte oder Bodenarten von Sandlöss) oder systematische Lücken aufgefüllt. Systematische Lücken sind z.B. bei den Schichtmächtigkeiten gut zu erkennen. So werden etwa in der Profildatenbank Lössmächtigkeiten über Geschiebelehm in der Klassen 0-2, 2-4, 8-13 und 13-20 dm beschrieben. Die Klasse 4-8 dm fehlt aber im Datenbestand. Sie kann nachgeführt werden, da kein fachlicher Grund für das Weglassen dieser Variante vorliegt.

Die Auswertung des Datenbankmodells erlaubt die modellhafte Generierung einer Liste von zulässigen Bodenformen. Diese wird von uns als **Modellgenerallegende** bezeichnet.

Am Beispiel der Altmoränenlandschaften Niedersachsens wurden die potentiell möglichen Bodenformen konstruiert. Aus der Kombination von möglichen geologischen Schichtungen, den möglichen bodenartigen Varianten (entspricht den Substratuntertypen nach AG BODEN 1994 oder AK BODENSYSTEMATIK 1998) und Bodentyp ergeben sich ca. 15 000 Bodenformen.

#### 4. Anwendung der Modellgenerallegende

Der Vergleich der Modellgenerallegende der Altmoränenlandschaften mit realen Profilbeschreibungen zeigt, daß einzelne Relationen (Faktorenkombinationen) nicht übereinstimmen. Im Beispiel (Tabelle 2) sind die Kornverteilungen, die in der Modellgenerallegende der Geogenese Sandlöss (Auswertung der Labordatenbank) zugewiesen werden, den kartierten Kombinationen gegenübergestellt. Einerseits zeigt sich, dass bei der betrachteten Kartierung die häufigste Bodenart im Sandlöß (Su3) nicht vorhanden ist, andererseits wird die Bodenart SI2 als Sandlöss angesprochen. Der erste Fall kann eine regionale Besonderheit sein oder die Bodenart Su3 wurde übersehen. Dies ist ggf. zu überprüfen. Der zweite Fall ist eine Fehlsprache, da die Bodenart SI2 per Definition kein Sandlöss sein kann.

Das Beispiel zeigt, daß auf diese Weise eine Grundlage für die Diskussion der Geländeansprachen geschaffen werden kann.

**Tabelle 2** Gegenüberstellung von Modellgenerallegende und Kartierung

Beispiel Bodenarten von Sandlöss

Geo- genese	Modellgeneral- legende	Wahrscheinlich- keit [%]	Kartierung	Häufigkeit der Ansprache
<b>Los</b>	Su3	24		
	UI2	19	UI2	43
	SI3	15	SI3	20
	Us	12	Us	24
	SIu	11	SIu	14
	Su4	10	Su4	12
	UI3	10		
			SI2	23

Da mit der Modellgenerallegende alle Relationen beschrieben werden, ist möglich die ganze Profilbeschreibung und die pedoregionale Einbindung abzugleichen. Von der Idee ähnelt die Vorgehensweise der von SCHMIDT (1997) beschriebenen Methode bei der bundeseinheitlichen Zuordnung der Böden zu den Legendeneinheiten der Bodenübersichtskarte im Maßstab 1 : 200 000.

Eine andere Anwendung ergibt sich durch den Abgleich der Modellgenerallegende mit vorhandenen Datenbeständen. So ergibt sich aus der Gegenüberstellung der Modellgenerallegende zur Labordatenbank eine Vorstellung, bei welchen Profilen ein ausreichender Beprobungsstand erreicht ist oder wo Defizite der Beprobung und Analytik vorliegen.

## 5. Ergebnis

Durch den Vergleich der Profilbeschreibungen mit der Modellgenerallegende ist eine Plausibilitätsprüfung möglich. Im Einzelnen sind folgende Anwendungen denkbar:

- Überprüfung von Profilbeschreibungen aus dem Gelände
- Überprüfung von Profilbeschreibungen alter Bodenkarten
- Überprüfung automatisch erzeugter Profile der Konzeptbodenkarten
- Erkennen von Sättigung und Defiziten der Beprobung und Kartierung.

## 6. Literatur

AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 4. Auflage, Hannover

Ak Bodensystematik (1998): Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands. – Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 86, 1-180,

Gehrt, E. (1994): Neue Methoden der Bodenkartierung. Neues Archiv 2/94 : S.51-63. Hannover

NLFB (1997): Kartieranleitung des Niedersächsischen Bodeninformationssystems. unveröffentlicht; Hannover

Schlüter, H.(1999): Einsatz von Klassifizierungsmodellen zur Herausstellung genereller Züge der Bodenformen Niedersachsens – ein Hilfsmittel zur Bearbeitung von Bodenkarten. Dargestellt am Beispiel der Bodenkarte 1: 25.000 „Vechta“. Diplomarbeit Geographisches Institut Göttingen; unveröffentlicht

Schmidt, Rolf (1994) : Erarbeitung eines Regelwerks zur bundeseinheitlichen Zuordnung der Böden zu den Legendeneinheiten der Bodenübersichtskarte im Maßstab 1 : 200 000 (BÜK 200) - Wissenschaftliche Konzeption. Bericht im Auftrag der BGR, 37 S. Eberswalde, Hannover

## **Pedogenese mitteleuropäischer Schwarzerden II – Organische Substanz aus Vegetationsbränden?**

Michael W.I. Schmidt<sup>1\*</sup>, Jan O. Skjemstad<sup>2</sup>, Ernst Gehrt<sup>3</sup>, Ingrid Kögel-Knabner<sup>1</sup>

### **Einleitung und Fragestellung**

Bei Vegetationsbränden entstehen große Mengen verkohlter organischer Substanz, die später teilweise in die Böden gelangt. Diese verkohlte organische Substanz ist hocharomatisch und bilden ein Kontinuum von teilweise thermisch veränderten Pflanzenbestandteilen bis hin zu vollständig verkohlten Partikeln wie Holzkohle. Sie kann entscheidenden Einfluß haben auf Zusammensetzung, Entstehung und Abbau der organischen Bodensubstanz und die Bodenfarbe.

Einen Zusammenhang zwischen dunkler Bodenfarbe und Verbrennungsrückständen aus Vegetationsfeuern fanden Skjemstad *et al.* (1997). Unter Grasland, das seit Jahrtausenden von den australischen Ureinwohnern regelmäßig abgebrannt wurde, befanden sich schwarze Böden, wohingegen direkt benachbarte Böden unter Wald eine graue Farbe zeigten. In den schwarzen Graslandböden konnten bis zu 30 % des organischen Kohlenstoffs als Verbrennungsrückstände aus Vegetationsfeuern charakterisiert werden. In den Waldböden hingegen waren diese Anteile sehr gering. Ebenfalls ein kleinräumiges Nebeneinander zeigen schwarze und graue Böden in der Hildesheimer Börde südlich von Hannover (Gehrt *et al.* 1999). Die Böden wurden als Schwarzerden bzw. Grauerden klassifiziert und zeigten bis auf die Bodenfarbe weitgehend identische Eigenschaften, wie Grundwasserflurabstand, Textur, Mineralogie, Bioturbation und auch Kohlenstoffgehalt. Beim Übergang von grauen zu schwarzen Böden stiegen die Anteile verkohlter organischer Substanz am organischen Kohlenstoff kontinuierlich von 2% auf maximal 45% (Schmidt, 1999).

Ziel dieser Untersuchung war es, herauszufinden ob auch in anderen Böden die charakteristische schwarze Bodenfarbe auf die Anwesenheit von Verbrennungsrückständen aus Vegetationsfeuern zurückzuführen ist.

### **Böden und Methoden**

Untersucht wurden typische Schwarzerden aus dem Raum Hannover und Halle, die Fehmaraner Schwarzerde (schwarzerdeartiger Parabraunerde Pseudogley) und ein Braunerde-Tschernosem aus dem Alpenvorland (Tabelle 1). Alle Böden zeigen eine charakteristische tiefschwarze Farbe, Bioturbation und hohe Basensättigung. Die jährlichen Niederschlagssummen jedoch variieren zwischen 480 und 1400 mm. Zum Vergleich wurde auch ein Boden mit hell gefärbtem Oberboden (Parabraunerde, Siggen) ausgewählt.

Mittels UV Photo-Oxidation wurde unterschieden zwischen labilen, nicht verkohlten organischen Bestandteilen und resistentem Kohlenstoff aus verkohlten Pflanzenbestandteilen. Dazu wurde die Struktur der organischen Substanz mittels <sup>13</sup>C-Kernresonanzspektroskopie vor und nach der UV Photo-

<sup>1</sup> Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, 85350 Freising-Weihenstephan

<sup>2</sup> Land and Water, CSIRO, Glen Osmond, SA 5064, Australien

<sup>3</sup> Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, 30655 Hannover

\* jetzt: Universität zu Köln, Geographisches Institut, Zülpicher Str. 49a, 50674 Köln, MWI.Schmidt@uni-koeln.de

oxidation untersucht. Aus den integrierten Signalintensitäten, dem Kohlenstoffgehalt und der Massenbilanz wurden die Anteile des organischen Kohlenstoffs aus verkohlter Pflanzensubstanz bestimmt. Die Morphologie der resistenten organischen Bestandteile wurden mit Hilfe der Rasterelektronenmikroskopie charakterisiert.

**Tabelle 1:** Chemische und Physikalische Eigenschaften der untersuchten Böden

Bodentyp <sup>a</sup>	Horizont <sup>a</sup>	Tiefe /cm	Anorg.	Org.	Total	C:N	pH	Nieder- schlag /mm	Verkohlte organische Substanz / % des gesamten org. C
			C	C	N				
			/ g kg <sup>-1</sup>						
Parabraunerde	Ah	0-14	<0.1	15.1	1.6	9	3.7	480	nicht nachweisb.
Schwarzerde Hannover	Axp Axh	0-20 20-60	<0.1 <0.1	23.6 17.8	2.1 1.3	11 14	7.4 7.6	630	19 45
Schwarzerde Halle/Saale	Axp Axh	0-20 20-50	<0.1 <0.1	23.7 22.6	2.0 1.9	12 12	5.9 6.1	480	9 15
schwarzerdeartiger Parabraunerde Pseudogley	Axp Axh	0-30 30-40	4.0 1.0	15.7 12.0	1.2 1.0	13 12	7.0 6.9	570	4 15
Braunerde- TschernoSEM	Axh AxhBv	20-45 45-55	<0.1 <0.1	37.4 27.9	2.3 1.8	16 16	4.1 4.0	1400	15 30

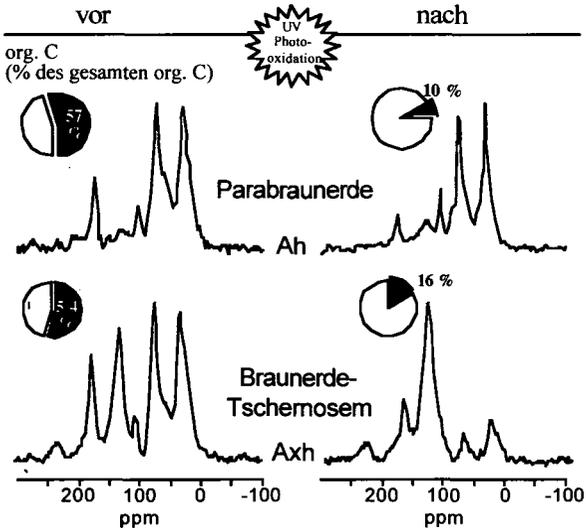
<sup>a</sup> AG-Boden (1994)

## Ergebnisse und Diskussion

Das hier angewandte Prinzip der Bestimmung verkohlter organischer Substanz in Böden verdeutlicht die Abbildung 1. Die <sup>13</sup>C Kernresonanzspektroskopie ist eine zerstörungsfreie Methode zu Bestimmung der Kohlenstoff-Spezies. Die Signale werden relativ zu einem Standard (0 ppm) gemessen und sind typisch für bestimmte Bindungsformen des Kohlenstoffs. Zum Beispiel zeigt das <sup>13</sup>C Spektrum der Parabraunerde vor der UV Photo-Oxidation in der Alkyl-C Region (-10 bis 45 ppm) deutliche Signale für Methylen-C (30 und 33 ppm) und in der O-Alkyl-C Region (45 bis 110 ppm) Signale für Polysaccharid- und alkoholische Strukturen. Einige Signale in der Aryl-C Region (145 bis 110 ppm) gehören zu protonierten und alkyl-substituiertem Aryl-C (131 ppm) und ein schwaches Signal bei 116 ppm). In Kombination mit O-Aryl-C Strukturen (165 bis 145 ppm) sind diese Signale typisch für Lignin. Vollständig verkohltes Pflanzenmaterial hingegen würde ein Hauptsignal um 130 ppm und keine Signale in der O-Aryl-C Region zeigen. Die Carbonyl-C Region (190 bis 165 ppm) wird von Signalen bei 175 ppm dominiert und deutet auf die Gegenwart von Amid-C hin. Die Aldehyd/Keton Region (220 bis 190 ppm) zeigt nur sehr geringe Signalintensität.

Nach der UV Photo-Oxidation bleibt nur stabile organische Substanz zurück. Die stabile Fraktion der Parabraunerde zeigt ähnliche Signale wie die Ausgangsprobe. Dies verdeutlicht eine fast unveränderte Struktur der organischen Substanz. Vermutlich ist sie innerhalb von Aggregaten vor der UV Photo-Oxidation geschützt. Ein deutlich anderes Bild zeigt das Spektrum des Braunerde-TschernoSEM. Bereits vor der UV Photo-Oxidation zeigt das Spektrum große Signalintensitäten im Bereich um 130 ppm, die fast ausschließlich auf verkohlte organische Substanz zurückzuführen sind. Lignintypischer Signale bei 116 ppm fehlen weitgehend. Der nach UV Photo-Oxidation zurückbleibende Kohlenstoff zeigt fast ausschließlich Signale bei 130 ppm, wie es für verkohlte organische Substanz typisch ist.

Die Morphologie der stabilen organischen Substanz (Abbildung 2) ist typisch für xylemartige Strukturen in holzigem Material. Da die beobachteten Partikel offensichtlich der UV-Photo-Oxidation widerstehen, handelt es sich sehr wahrscheinlich um verkohlte organische Substanz, die noch die ursprüngliche Morphologie der Pflanzenzellen beibehalten hat.



**Abbildung 1:** <sup>13</sup>C-Kernresonanzspektren der Parabraunerde und des Braunerde-Tschernosems im Vergleich; jeweils vor und nach UV Photo-Oxidation.



**Abbildung 2:** Rasterelektronenmikroskopische Aufnahme der stabilen organische Substanz, die nach der UV Photo-Oxidation im Braunerde-Tschernosem zurückbleibt. Die markierten (\*) Partikel zeigen eine Morphologie, die typisch ist für xylemartige Strukturen in holzigem Material. Die Länge des Balkens entspricht 40 μm (aus Schmidt *et al.*, 1999).

## Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

In dem hell gefärbten Parabraunerde konnten keine Verbrennungsrückstände aus Vegetationsfeuern nachgewiesen werden. In den untersuchten Schwarzerden und schwarzerdeähnlichen Böden jedoch, trägt verkohlte organische Substanz mit bis zu 45 % des organischen Kohlenstoffs einen erheblichen Anteil zur organischen Bodensubstanz bei.

In der bereits untersuchten Farbsequenz von Schwarz-, und Grauerden (Schmidt, 1999, Schmidt et al. 1999) zeigte sich ein Zusammenhang zwischen Bodenfarbe und Anteilen verkohlter organischer Substanz am organischen Kohlenstoff. In den Schwarzerden sind die Gehalte an verkohlter organischer Substanz am größten, während die Grauerden die niedrigsten Gehalte zeigen. Die Gegenwart verkohlter organischer Substanz ist also zumindest in den untersuchten Böden ein dominierender Faktor für die Bodenfarbe.

Der Ursprung dieser durch Vegetationsbrände entstandenen Form des Kohlenstoffs bleibt unklar. Da verkohlte organische Substanz in Böden lange Zeiträume überdauern kann, sind mehrere Quellen dieser Stoffe denkbar: Z. B. Vegetationsfeuer periglazialer Vegetation, post-mesolithische Brandrodung oder später das Abbrennen von Ernterückstände. Wenn Feuer zur Entstehung von verkohlter organischer Substanz in den hier untersuchten Schwarzerden beigetragen hat, so kann Feuer auch für die Pedogenese andere Schwarzerden und schwarzerdeähnlicher Böden bedeutsam sein.

Diese Hypothese könnte eine Reihe von Beobachtungen erklären. Es wurden z.B. in zahlreichen Schwarzerden Zentralrußlands schwarze kohlige Partikel mikroskopisch beschrieben, deren Genese und Zusammensetzung aber bisher unklar blieb (Kubiena, 1938; Pawluk, 1985). In einer systematischen Untersuchung russischer grauer Waldböden und Tschernoseme zeigte sich mit zunehmend dunklerer Bodenfarbe auch ein größerer Anteil extrahierbarer Huminsäuren (Kononova, 1966). Große Menge an Huminsäuren können auch aus anderen Böden mit charakteristischen schwarzen Horizonten extrahiert werden wie beispielsweise aus argentinischen Mollisolen (Zech et al., 1997), japanischen Andosolen (Golchin et al., 1997) und russischen Tschernosemen (Kononova, 1966). Die Menge der Huminsäuren in diesen Böden könnte in Zusammenhang mit dem Anteil verkohlter organischer Pflanzenbestandteile stehen. Es ist bekannt, daß aus verkohlten Pflanzenpartikeln hocharomatische Huminsäuren extrahiert werden können (Haumaier & Zech, 1995; Skjemstad et al., 1996).

Zusammen mit den hier vorgestellten Ergebnissen liegt die Vermutung nahe, daß neben Klima, Vegetation und Bioturbation auch Vegetationsfeuer eine wichtige Rolle in der Pedogenese von Schwarzerden einnehmen.

## Literatur

- AG-Boden 1994. *Bodenkundliche Kartieranleitung*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Golchin, A., Clarke, P., Baldock, J.A., Higashi, T., Skjemstad, J.O. & Oades, J.M. 1997. The effects of vegetation and burning on the chemical composition of soil organic matter in a volcanic ash soil as shown by  $^{13}\text{C}$  NMR spectroscopy. I. Whole soil and humic acid fraction. *Geoderma*, **76**, 155-174.
- Haumaier, L. & Zech, W. 1995. Black carbon - possible source of highly aromatic components of soil humic acids. *Organic Geochemistry*, **23**, 191-196.
- Kononova, M.M. 1966. *Soil Organic Matter*. Pergamon Press, Oxford.
- Kubiena, W.L. 1938. *Micropedology*. Collegiate Press, Ames, Iowa.
- Pawluk, S. 1985. Soil micromorphology and soil fauna: problems and importance. *Quaestiones Entomologicae*, **21**, 473-496.
- Schmidt M. W. I. 1999.  $^{13}\text{C}$  Kernresonanzspektroskopie an Schwarzerden der Hildesheimer Börde. (In GEHRT E. et al., *Exkursion G3-Lößböden des Bergvorlandes, Lößbecken, mesozoisches Bergland*). *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* **90**, 266-268.
- Schmidt, M.W.I., Skjemstad, J.O., Gehrt, E. & Kögel-Knabner, I. 1999. Charred organic carbon in German chernozemic soils. *European Journal of Soil Science*, **50**(2), 351-365.
- Skjemstad, J.O., Clark, P., Golchin, A. & Oades, J.M. 1997. Characterization of soil organic matter by solid state  $^{13}\text{C}$  NMR spectroscopy. In: *Driven by Nature: Plant Litter Quality and Decomposition* (eds G. Cadisch & K. Giller), pp. 253-271. Cab International.
- Skjemstad, J.O., Clarke, P., Taylor, J.A., Oades, J.M. & McClure, S.G. 1996. The chemistry and nature of protected carbon in soil. *Australian Journal of Soil Research*, **34**, 251-271.
- Zech, W., Guggenberger, G., Zalba, P. & Peinemann, N. 1997. Soil organic matter transformation in Argentinian Hapludolls. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, **160**, 563-571.

## **Wasserhaushaltskomponenten und ihre Relationen in Bodenlandschaften Norddeutschlands**

SCHMIDT, R. und R.-J. MICHEL

### **Problemstellung**

Für die Übertragung punktbezogener Messungen auf Bodenareale gibt es eine Reihe von Verfahren (Geostatistik, Pedotransferfunktionen u.a.), dennoch stellt die Übertragung prozeßrelevanter Größen in landschaftliche Zusammenhänge ein Problem dar, das mit den genannten Verfahren nur z.T. gelöst werden kann. Es müssen vielmehr unterschiedliche Lösungsansätze gesucht werden, um für die Vergesellschaftung von Böden den adäquaten Landschaftsbezug herzustellen. Ein möglicher Weg in dieser Richtung wird im folgenden dargestellt. Es handelt sich um den Versuch, die Relationen von Komponenten des Bodenwasserhaushalts in ausgewählten Bodenlandschaften des norddeutschen Tieflands zu kalkulieren, um damit einen Beitrag zur Typisierung und Quantifizierung von Bodengesellschaften zu leisten.

### **Vorgehensweise**

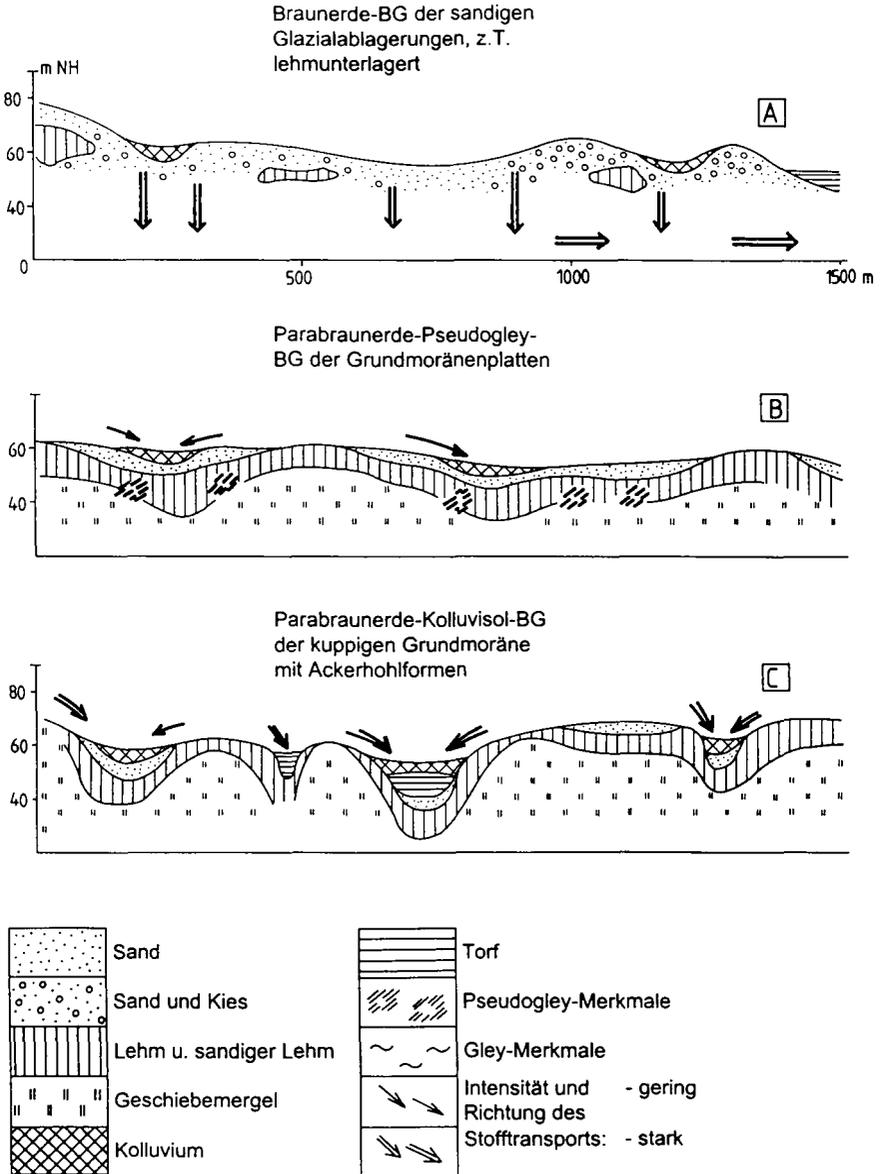
Die untersuchten Bodencatenen stellen charakteristische Ausschnitte aus dem Jungmoränengebiet dar (Abb.):

- Die Bodencatena A = Braunerde-Bodengesellschaft (BG) der sandigen Glazialablagerungen, z.T. lehmunterlagert gilt für Hochflächensande mit Grundmoränenresten bzw. sandige Grundmoränen,
- die Bodencatena B = Parabraunerde-Pseudogley-BG der Grundmoränenplatten stellt einen weit verbreiteten Leittyp der nordostdeutschen Glazialablagerungen dar,
- die Bodencatena C = Parabraunerde-Kolluvisol-BG der kuppigen Grundmoränen mit Ackerhohlformen tritt vor allem im Rückland von Endmoränen bzw. in stärker reliefierten Toteislandschaften auf.

Für die Catenen wurde das Bodeninventar einschließlich der bodenphysikalischen und -chemischen Eigenschaften ermittelt. Die Untersuchungen dienten zugleich der Bewertung von Potentialeigenschaften der Bodendecke und wurden im Rahmen des BMBF-DBU-Verbundvorhabens „Naturschutz in der Agrarlandschaft“ durchgeführt.

Um die Einzelbefunde für landschaftliche Zusammenhänge nutzbar zu machen, wurden für die jeweiligen Bodenformen die Wasserhaushaltsgrößen ermittelt und die Grundwasserneubildung nach RENGER et al. (1990), differenziert nach der Nutzung errechnet. Um die Umverteilung durch Oberflächenabfluß und die damit veränderten Wasserhaushaltsbeziehungen einschätzen zu können, wurde der Oberflächenabfluß in Anlehnung an KOEPKE (1989) kalkuliert und zu den Komponenten der Bodendecke und ihren Flächengrößen in Beziehung gesetzt. Weitere Erfahrungen aus Wasserhaushaltsuntersuchungen in Kleineinzugsgebieten (MICHEL 1990) wurden einbezogen. Die klimatischen Rahmenbedingungen entsprechen dem Trockenraum der Uckermark mit ca. 500 - 540 mm Jahresniederschlag. Die Ergebnisse werden in Tab. 1 zusammengefaßt.

Abb. Hauptrichtungen des Stofftransports in Bodencatenen



Tab. Wasserhaushaltsgrößen [mm/a] von Bodengesellschaften ohne und mit Berücksichtigung des Oberflächenabflusses

Bodengesellschaft	Nutzung	ohne Berücksichtigung Oberflächenabfluß	mit Berücksichtigung Oberflächenabfluß	
		Wasserhaushaltsgrößen		
		GWN	GWN	A <sub>o</sub>
Braunerde- BG der sandigen Glazialablagerungen, z.T. lehmunterlagert	Getreide	153	152	9
	Grünland	96	95	4
	Nadelwald	80	80	-
(B) Parabraunerde- Pseudogley- BG der Grundmoränenplatten	Getreide	133	107	25
	Grünland	59	35	13
	Nadelwald	58	49	-
(C) Parabraunerde- Kolluvisol- BG der kuppigen Grundmoräne mit Ackerhohlformen	Getreide	130	91	44
	Grünland	54	29	21
	Nadelwald	55	50	-
GWN .... Grundwasserneubildung		Ao ..... Oberflächenabfluß		

### Ergebnisse

Die Richtung der Wasserbewegung in den sandigen Substraten erfolgt fast ausschließlich vertikal. Wasser, das bei starkem Oberflächenabfluß in die Senken fließt, versickert dort, so daß die Grundwasserneubildung der Bodengesellschaft A insgesamt unverändert bleibt. Wesentlich deutlicher ist der Einfluß des Oberflächenabflusses auf den Grundmoränenplatten mit dicht gelagertem, z.T. abdichtendem Geschiebemergel. Vor allem in den kuppigen Bereichen (BG C) hat der Oberflächenabfluß bei Ackernutzung einen Anteil von über 30 % im Verhältnis zur berechneten Sickerwassermenge. Im Falle der ebenen bis welligen Platten (BG B) kann von geringeren Anteilen, aber immer noch von ca. 25 % Umverteilung durch Oberflächenabfluß ausgegangen werden. Das erklärt den in Grundmoränenlandschaften vorhandenen hohen Anteil an Sammelwasser in den Hohlformen, der auf diese Weise in Beziehung zu Substrat und Relief quantifiziert werden kann. Im Gegensatz zur sandigen Bodengesellschaft A versickert das Wasser in den Senkenbereichen in viel geringerem Maße, vielmehr verbleibt es als Speicher in der Landschaft bzw. verdunstet. Die vorgelegten Ergebnisse werden durch die Detailuntersuchungen einer konkreten Catena unter vergleichbaren Bedingungen durch KOFALK (1998) bestätigt, so daß die Ableitung für charakteristische Bodencatänen berechtigt erscheint.

## **Schlußfolgerungen**

Die erarbeiteten Fallbeispiele weisen auf die Notwendigkeit hin, Methoden zu entwickeln, die die wesentlichen Prozesse in Bodengesellschaften nicht nur nach Einzelböden, sondern unter Beachtung ihrer lateralen Beziehungen erfassen und zumindest in Größenordnungen quantifizieren. Andererseits kann die Kenntnis der Gesetzmäßigkeiten der räumlichen Vergesellschaftung der Böden dazu beitragen, die wesentlichen Richtungen des Stofftransports in der Landschaft zu erkennen, bevor Modellierungs- bzw. Kalkulationsverfahren eingesetzt werden. Aus diesem sich ergänzenden Ansatz sollten Methoden entwickelt werden, die geeignet sind, am konkreten Standort ermittelte Ergebnisse auf in Regionen verbreitete Bodengesellschaften zu übertragen. Unter Nutzung derartiger Kalkulationen zum Flächenwasserhaushalt, aber auch unter Einbeziehung der Vorstellungen von SOMMER und SCHLICHTING (1997) zu den Relationen des Nährstoffhaushalts in Bodencatenen dürfte es zukünftig besser als bisher möglich sein, Bodenlandschaften nach prozeßrelevanten Eigenschaften zu quantifizieren. Dies wiederum würde eine wesentliche Voraussetzung darstellen, um Potentiale und ökologische Wirkungen in Bodeneinheiten unter Berücksichtigung ihrer Heterogenität beurteilen zu können.

Um entsprechende Ergebnisse und Verfahren allgemein anwendbar zu machen, werden außerdem nach verbindlichen Kriterien ermittelte und verallgemeinerbare Typen von Bodencatenen bzw. Bodenlandschaften benötigt. Gliederungen, die diesem Anspruch genügen und die zudem möglichst vollständige, für Kalkulationen erforderliche Datensätze enthalten, liegen bisher nur vereinzelt vor. Das Vorhaben zur Schaffung einer Bodengesellschaftssystematik, das vom AK Bodensystematik der DBG verfolgt wird, ist auch aus dieser Sicht von richtungsweisender Bedeutung.

## **Literatur:**

- KOEPKE et al. (1998): Bodenwasserregulierung - Anleitung zur Standortkennzeichnung und Anlagendiagnose. Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit Münchenberg, 139 S.
- KOFALK, S. (1998): Einfluß von Bodenvariabilität und Relief auf Wasserhaushalt und Stickstoffgehalte eines Grundmoränenstandortes. Bodenökologie und Bodengeneese Heft 29, TU Berlin, 166 S.
- MICHEL, R.-J.: Zur Modellierung der räumlichen Bodenfeuchteverteilung und ihrer Anwendung bei der Beurteilung der Befahrbarkeit von Ackerflächen im Jungpleistozän. Diss. FZB Münchenberg/Akad. Landwirtschaftswiss. DDR, 99 S.
- RENGER et al. (1990): Modelle zur Ermittlung und Bewertung von Wasserhaushalt, Stoffdynamik und Schadstoffbelastbarkeit in Abhängigkeit von Klima, Bodeneigenschaften und Nutzung. Endbericht zum BMFT-Projekt 0374343, TU Berlin, Inst. f. Ökologie, FB Bodenkunde
- SOMMER, M., E. SCHLICHTING (1997): Archetypes of catenas in respect to matter - a concept for structuring and grouping catenas. Geoderma 76, 1 - 33.

# Die Bedeutung periglaziärer Lagen für Funktionen des Bodens im Ostharz

von

Scholten, Th.\*; Altermann, M.\*\*; Schwanecke, W.\*\* & Felix-Henningsen, P.\*

## 1 Einleitung

Für die Bewertung von Bodenfunktionen sind insbesondere stabile Bodeneigenschaften von Bedeutung, die zur Ausweisung von Vorranggebieten für die Landwirtschaft, den Naturschutz und den Wasserschutz dienen. In den periglazial überprägten Mittelgebirgslandschaften Deutschlands ist die Ausprägung dieser Bodeneigenschaften maßgeblich an die Verbreitung und Eigenschaften periglaziärer Lagen gebunden (u.a. SEMMEL 1986, ALTERMANN et al. 1988, KLEBER 1992, SCHOLTEN et al. 1999). Sie stellen das Ausgangsgestein der Böden dar und bestimmen u.a. die Mächtigkeit des Wurzelraums, die Steingehalte und die Durchwurzelbarkeit sowie weitere nutzungsrelevante bodenphysikalische Eigenschaften. Mit Hilfe der statistischen Analyse von über 500 Bodenprofilatensätzen aus dem Ostharz wird die Bedeutung der periglaziären Lagen für Funktionen des Bodens aufgezeigt. In den folgenden Ausführungen wird die nutzbare Feldkapazität als zentrale physikalische Bodeneigenschaft betrachtet, da sie einen wesentlichen Einfluß auf die Ertragsfähigkeit, die Sickerwassermenge, die Nitratrückhaltung, die Bodenwertzahl und die Bedeutung von Flächen für den Naturschutz hat. Die Rolle der reliefabhängigen Eigenschaften und räumlichen Verbreitung periglaziärer Lagen für die Bewertung von Bodenfunktionen wird am Beispiel der Abflußprozesse im Boden dargestellt.

## 2 Material und Methoden

Bei den verwendeten Bodendaten handelt es sich um 582 metergenau eingemessene Bodenprofilaufnahmen, die im Zeitraum 1970 – 1985 im Rahmen umfangreicher bodenkundlicher und quartärgeologischer Untersuchungen aufgenommen wurden. Für die statistische Datenanalyse wurden hiervon diejenigen Profile ausgewählt, welche hinsichtlich der Lagensystematik aus Hauptlage, Mittellage, Basislage oder aus einer Kombination dieser Lagen aufgebaut sind und als typisch für die Systematik der Deckschichten im Mittelgebirgsraum angesehen werden können (AG BODENSYSTEMATIK 1998).

Mit Hilfe des Prognosemodells **LSYS**<sup>+</sup> (SCHOLTEN et al. 1999) konnte die räumliche Verbreitung, die Mächtigkeit und der Feinbodengehalt der periglaziären Lagen in Abhängigkeit von den Parametern „Reliefposition“, „Ausgangsgestein“, „Exposition“ und „Hangneigung“ flächendeckend abgeleitet werden.

---

\* Justus-Liebig-Universität Giessen, Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung, Wiesenstr. 3-5, 35390 Giessen, Tel.: 0641 - 99 37112, Fax: 0641 - 99 37109, Email: thomas.scholten@agrar.uni-giessen.de, <http://www.uni-giessen.de/bodenkunde/>

\*\* Büro für Bodenökologie, Bodenkartierung, Bodenschutz; Lichtemansbreite 10; 06118 Halle

Die Berechnung der nutzbaren Feldkapazität wurde nach KA 4 (AG BODEN 1994) anhand der Parameter Bodenart, Steingehalt, Humusgehalt und Lagerungsdichte vorgenommen. Die flächenhafte Ableitung der Bodenart und des Steingehalts der periglaziären Lagen erfolgte für die Basislage anhand der Verwitterungsart des Ausgangsgesteins und für die Mittel- und Hauptlage anhand der Reliefposition und der Exposition. Für den Humusgehalt der Hauptlage wurde das Gebietsmittel für den Ostharz (2 Masse-%  $C_{org}$ ) gebildet. Mittel- und Basislage wurden als humusfrei angenommen. Die Lagerungsdichte der Hauptlage wurde nach KA 4 als LD 2 eingestuft, diejenige von Mittel- und Basislage als LD 3. Für die punktuellen Berechnungen wurden die Werte der Bodenprofilatensätzen verwendet. Die Berechnung der nutzbaren Feldkapazität im Wurzelraum basiert auf den vorgenannten Eigenschaften von Haupt- und Mittellage. Die Basislage wurde als nicht durchwurzelt angesehen.

### 3 Ergebnisse

Im Untersuchungsgebiet „Ostharz“ sind die vertikalen Lagenabfolgen Hauptlage-Mittellage-Basislage und Hauptlage-Basislage mit 95 % der betrachteten Fälle am häufigsten verbreitet. Die verbleibenden, gänzlich oder teilweise aus Schwemmlöß, Auenlehm und Flußschotter aufgebauten Profile treten ausschließlich in Tallagen entlang von Fließgewässern auf. Diese Profile blieben bei der statistischen Analyse unberücksichtigt, da die Böden nur bedingt durch gelisolifluidale und –mixtive sowie äolische Prozesse im periglazialen Milieu entstanden oder überprägt sind.

Die größte mittlere Mächtigkeit berechnet für die Einzelprofile weist die Basislage auf (Tab. 1). Unter Berücksichtigung der räumlichen Verbreitung der Lagen macht im Ostharz allein die Basislage etwa 50 % der mittleren Gesamtmächtigkeit und etwa 65 % der Gesamtmasse der periglazialen Schuttdecken im Ostharz aus, womit ihre Eigenschaften einen großen Einfluß auf die Bodenfunktionen ausüben. Im Unterschied zur Mittel- und Hauptlage ist die Basislage in starkem Maße von den sedimentologischen und petrographischen Eigenschaften des unterlagernden Ausgangsgestein geprägt. Bedingt durch den hohen Skelett- und Sandanteil und die geringeren Schluffgehalte (Tab. 1) beträgt die normierte mittlere nutzbare Feldkapazität der Basislage nur etwa die Hälfte bis ein Drittel derjenigen von Mittel- und Hauptlage.

Tab. 1: Bodenkundliche Kennwerte von Bodeneigenschaften der periglaziären Lagen im Untersuchungsgebiet „Ostharz“ (n: Anzahl der betrachteten Fälle, nFK: nutzbare Feldkapazität, norm.: normiert auf 1 dm Bodenmächtigkeit, s: Standardabweichung).

Lage	Bodeneigenschaften (arithmetisches Mittel)								
	Mächtigkeit (cm)	Skelett (Vol.-%)	Sand	Schluff (Masse-%)	Ton	Humus	nFK (mm)	norm. nFK (mm/dm)	s (nFK) (mm)
<b>Hauptlage</b> (n = 295)	43	11	17	65	18	4	88	20	5
<b>Mittellage</b> (n = 174)	45	8	15	62	23	0	70	16	4
<b>Basislage</b> (n = 295)	57	56	40	42	18	0	39	7	6

Insgesamt weisen die Parameter „Skelett“ und „Mächtigkeit“ im Osthartz die höchste Sensitivität hinsichtlich der mittleren nutzbaren Feldkapazität auf, wohingegen die Bodenart aufgrund der geringeren Schwankungsbreite zwischen Basislage sowie Mittel- und Hauptlage (Tab. 1) nur nachgeordnet das Ergebnis beeinflusst. Neben dieser in erster Linie durch Substratunterschiede gesteuerten lagenspezifischen Differenzierung zeigt die hohe Standardabweichung für die nutzbare Feldkapazität der Basislage (Tab. 1) eine im Vergleich zu Mittel- und Hauptlage hohe räumliche Variabilität, die den großen Einfluß der Geologie auf die Substratzusammensetzung der Basislage widerspiegelt.

Die standortkundliche Einordnung der nutzbaren Feldkapazität anhand typischer Lagenkombinationen verdeutlicht die Spannweite der Werte in Abhängigkeit von der Reliefposition. Die niedrigsten Werte für die nutzbare Feldkapazität mit im Mittel 82 mm weisen sehr flachgründige, stark skeletthaltige Standorte in Kuppenposition und an steilen Oberhängen auf. Nicht selten liegt in dieser Reliefposition eine geringmächtige Hauptlage direkt auf dem anstehenden Gestein, so daß die nutzbare Feldkapazität im Wurzelraum Werte um 20 mm annehmen kann und damit eine ackerbauliche Nutzung ausgeschlossen ist. In dem durch Materialakkumulation geprägten schwach welligem Gelände und in breiten Talmulden steigen die Werte auf 120 bis 145 mm an, so daß nach KA 4 eine mittlere nutzbare Feldkapazität im Wurzelraum erreicht wird.

Neben der Wasserspeicherung ist der Einfluß periglaziärer Lagen auf die Abflußprozesse im Boden von großer Bedeutung für die Bewertung von Bodenfunktionen. Die schematisierte Darstellung der Abflußprozesse (Abb. 1) zeigt, daß neben der Stauwasserbildung in Plateaulagen und in Talmulden auf der Mittellage ein oberflächennaher Zwischenabfluß auftritt, der eine rasche Stoffabfuhr zum Vorfluter bewirken kann.

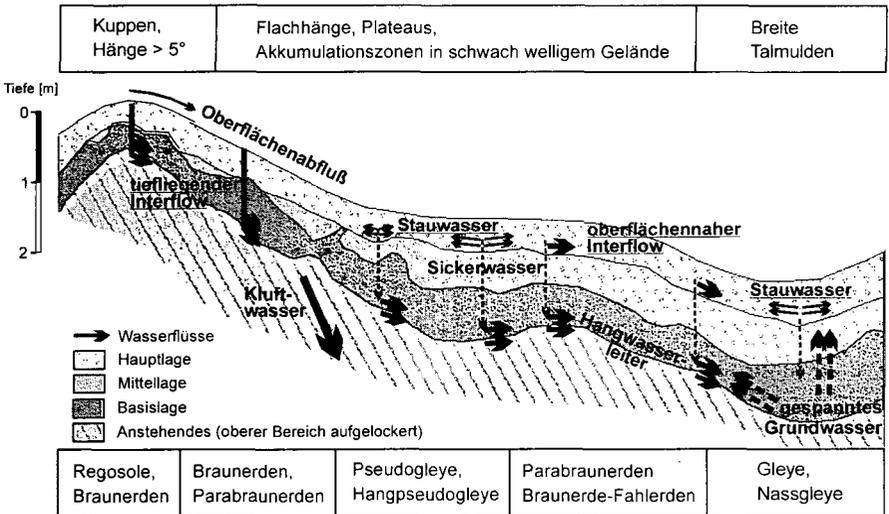


Abb. 1: Einfluß periglaziärer Lagen auf die Abflußprozesse an Hängen im Osthartz in Abhängigkeit von der Reliefposition

Nach Untersuchungen von ABDANK et al. (1999) betrug die gesättigte Leitfähigkeit der Mittellage auf der Unterharz-Plateaufläche lediglich 0,005 m/d im Gegensatz zu 2,5 m/d für die Hauptlage und 0,2 m/d für die Basislage. Allerdings stellt die Mittellage nicht generell einen Staukörper für den Wassertransport dar, da sie an Flachhängen nicht durchgehend auftritt (Abb. 1) oder nur sehr geringmächtig und schwach verdichtet ist. Zudem wird die Mittellage, infolge von Umlagerung und kryoturbater Durchmischung häufig von Schutfahnen durchzogen, die als präferentielle Fließwege fungieren können. Insbesondere bei bedeutenden Abflußereignissen tritt daneben in der Basislage tieferliegender Zwischenabfluß auf (Abb. 1), der beträchtlich zum Stoff- und Wassertransport an Hängen beitragen kann (vgl. ALTERMANN & STEINIGER 1994, KLEBER & SCHELLENBERGER 1998, ABDANK et al. 1999). Insgesamt kann somit davon ausgegangen werden, daß die Hydrologie von Hängen in starkem Maße durch die unterschiedlichen Eigenschaften der periglaziären Lagen bestimmt wird.

#### 4 **Schlußfolgerungen**

Wie am Beispiel der nutzbaren Feldkapazität und der Abflußprozesse an Hängen für den Ostharz aufgezeigt wurde, haben die periglaziären Lagen in Mittelgebirgslandschaften großen Einfluß auf die Bodeneigenschaften und sind damit eine wichtige Grundlage zur Bewertung von Bodenfunktionen. Dabei bestimmt das Auftreten, die Mächtigkeit und die Zusammensetzung der periglaziären Lagen maßgeblich die Wasserspeicherkapazität, die Sickerwasserbildung, die Staunässebildung und das Abflußgeschehen sowie die Gründigkeit eines Standorts. Die Modellierung der räumlichen Verbreitung der periglaziären Lagen ermöglicht somit neben der Regionalisierung von Bodeneigenschaften eine flächenhafte Bewertung von Bodenfunktionen und damit die Verwendung nicht nur in der Bodenkartierung sondern auch in der Bodenschutzplanung.

#### **Danksagung**

Die Autoren danken der DBU (Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück) und der BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover) für die finanzielle Unterstützung sowie dem Ing.-Büro P. Schall (Freising) für die Erteilung des Auftrags, in dessen Rahmen die Arbeiten zur Erstellung des Algorithmus zur Schätzung der Mächtigkeit periglaziärer Lagen durchgeführt wurden.

#### **Literatur**

- ABDANK, H., ZIMMERLING, B., STEINIGER, M. und MEINER, R. (1999): Präferentielle Fließwege – Ursachen für schnellen Stoffeintrag im Festgesteinsbereich der Unterharz-Plateaufläche. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* (dieser Band).
- AG BODENSYSTEMATIK (Hrsg., 1998): Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 86.
- AG BODEN (Hrsg., 1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Auflage Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- ALTERMANN, M., LIEBEROTH, I. und SCHWANECKE, W. (1988): Gliederung der Lockergesteinsdecken der Mittelgebirge. *Z. angew. Geol.* 34: 302-306. Berlin.
- ALTERMANN, M. und STEINIGER, M. (1994): Vom Bodenprofil zum Gebietswasserhaushalt – Untersuchungen aus dem Ostharz. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 74: 167-170.
- KLEBER, A. (1992): Periglacial slope deposits and their pedogenic implications in Germany. *Paleogeogr. Paleoclimatol. Paleocool.* 99: 361-372.
- KLEBER, A. und SCHELLENBERGER, A. (1998): Slope hydrology triggered by cover-beds. *Z. Geomorph. N. F.* 42: 469-482.
- SCHOLTEN, TH., BEHRENS, TH., SZIBALSKI, M. und FELIX-HENNINGSEN, P. (1999): Prognosemodell **LSYS\*** zur raumbezogenen Ableitung von Eigenschaften preiglaziärer Lagen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* (dieser Band).
- SEMMEI, A. (1968): Studien über den Verlauf der jungpleistozänen Formung in Hessen. *Frankfurter Geogr. Hefte* 45. Frankfurt a.M.

# Digitale Stadtbodenkarten und ihre Einbindung in kommunale Umweltinformationssysteme

- EDV-gestützte Umsetzung von Bodendaten für Stadt- und Fachplanungen am Beispiel der Stadtbodenkartierung Krefeld -

von Schrapfs, W.-G.\*, Pingel, P.\*, Kersting, A.\*\*, Schneider, S.\*, Feyk, M.\*\*\*, Baumgarten, H.\*

## Problemstellung

Viele Kommunen bauen raumbezogene Umweltinformationssysteme auf. In diesen Systemen finden sich meist Angaben zu stofflichen Bodenbelastungen auf Spielplätzen und Kleingartenanlagen, Alllastenkatastern sowie Grundwasserdaten. Flächendeckende Informationen über Aufbau und Zustand urbaner Böden liegen i.d.R. nicht vor (vgl. SCHRAPFS 1987; ARBEITSKREIS STADTBÖDEN DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT 1997).

Die Vielgestaltigkeit in Aufbau und Zusammensetzung, Eigenschaften und Funktionen urban-industrieller Böden erfordert jedoch, daß diese flächenhaft ermittelt und die Bodendaten in Datenbanken und Bodeninformationssystemen praxisgerecht verwaltet werden. Die Erfassung und Bereitstellung bodenbezogener Daten für Fachplanungen wird im Projekt Stadtbodenkartierung Krefeld des Geologischen Landesamtes Nordrhein-Westfalen in Zusammenarbeit mit der Stadtverwaltung Krefeld erprobt (SCHRAPFS & BAUMGARTEN 1996, BAUMGARTEN et al. 1997).

## Methoden

Im Rahmen der Geländeuntersuchungen wurde die Gesamtfläche des Stadtgebietes von Krefeld (138 km<sup>2</sup>) nach einheitlichen Kriterien im Maßstab 1 : 5 000 bodenkundlich erfaßt. Als Grundlage der Geländeansprache dienten die Bodenkundliche Kartieranleitung (AG BODEN 1994), die Empfehlungen des Arbeitskreises Stadtböden der DBG für die bodenkundliche Kartierung urban, gewerblich, industriell und montan überformter Flächen (Stadtböden), Teil 1 Feldführer, Teil 2 Handbuch (1997), die Richtlinien für die großmaßstäbige Bodenkartierung, Bearb. DWORSCHAK, M., SCHULTE-KELLINGHAUS, S., STAUDE, H. (1999), die Anleitung zur Erfassung bodenkundlicher Daten (Datenschlüssel 1997), 2. erg. Aufl.- Bearb. DWORSCHAK, M., SCHNEIDER, S., SCHULTE-KELLINGHAUS, S. (1998) sowie im Laufe des Projektes entwickelte methodische Ansätze (u.a. BAUMGARTEN et al. 1997).

Die kartierten Freilandbereiche und innerstädtischen Gebiete Krefelds werden mit rd. 2000 Flächenbeschreibungen praxisgerecht wiedergegeben (vgl. SCHRAPFS & BAUMGARTEN 1996). Darin sind neben allgemeinen Flächenkennzeichnungen (Nutzung, Morphologie, Vegetation, Versiegelung, Mächtigkeit von Verfüllungen/Aufträgen etc.) u.a. Angaben zum Bodensubtyp, zur Bodenart, Bodenartenschichtung, Petrographie, zu Art und Anteil technogener Substrate, zu stofflichen und nicht-stofflichen Bodenbelastungen sowie ergänzende Informationen zum Wasserhaushalt der Fläche (Grundwasserstand, -schwankungsbereich, Staunässestärke, -bereich) eingetragen. Soweit möglich werden Eigenschaften wie Speichervermögen für Nähr- und Schadstoffe, Filterwirkung, Empfindlichkeit und Schutzwürdigkeit sowie eine generalisierte Gesamtbewertung der Fläche gegeben.

Die Flächenbeschreibungen (Punkt-, Flächendaten) werden in einer Datenbank verwaltet; somit können auch für Stadtböden automatisierte, digitale Auswertungen und Plots durchgeführt werden. Stadtypische stoffliche Bodenbelastungen von 100 repräsentativen Profilstandorten werden ausgewertet, um Möglichkeiten der räumlichen Interpolation punktbezogener Daten aus der Geländearbeit zu erproben. Methoden zur Abschätzung der substratabhängigen Bodenbelastung werden auf ihre Reproduzierbarkeit und Praxistauglichkeit bei Kartierungen überprüft. Beispiele für thematische Auswertungen sind u.a. Wasserdurchlässigkeit, Bindungsstärke für Schwermetalle, Rückhaltevermögen für wasserlösliche Stoffe, Eignung zur Versickerung

\* Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, De-Greif-Str. 195, D-47803 Krefeld

\*\* Ministerium für Wirtschaft und Mittelstand, Technologie und Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalen, Haroldstr. 4, D-40213 Düsseldorf

\*\*\* Springsstr. 29d, D-37077 Göttingen

von Niederschlagswasser, Versiegelungsgrad/Versiegelungsart, Entseigelungspotential und stoffliche Bodenbelastungen, Empfindlichkeit des Bodens gegenüber anthropogenen Eingriffen sowie qualitative Bodenbewertungsstufen für Planungsfragen. Derzeit werden weitere Auswertungen sowie methodische Anforderungen an planungsgerechte Datenaufbereitung in Zusammenarbeit mit der Stadt Krefeld erprobt.

Die vorliegenden Ergebnisse der Stadtbodenkartierung können mit externen digitalen Datenbeständen (s.u.) kombiniert werden, um jederzeit eine Anwender-orientierte Datenhaltung und Bearbeitung flächenbezogener Informationen zu gewährleisten. Stark vereinfacht wurden im Projekt Stadtbodenkartierung Krefeld folgende Arbeitsschritte gewählt: Kartierung → Digitalisierung → Punktdatenbank/Flächendatenbank → digitale Verschneidung mit weiteren Fachdaten (ATKIS®, Realnutzung, Landschaftsplan, Bebauungsplan Alllastenkataster, Immissionskataster, Versiegelung, Gewässerkarten, Grundwasser, Baugrund, Biotopkataster u.a.) → thematische Auswertungen → graphische Umsetzung (PC, ALK-GIAP)

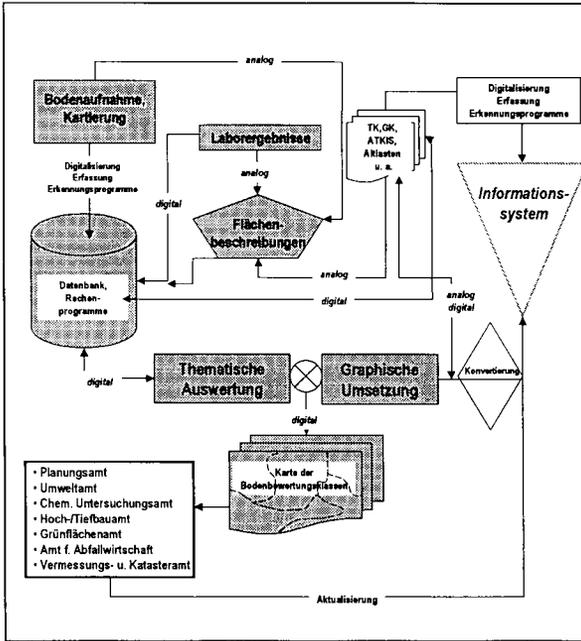


Abb. 1: Datentechnisches Konzept zur Erstellung des Moduls Boden in kommunalen Umweltinformationssystemen am Beispiel der Stadt Krefeld (vereinfacht)

## Ergebnisse

Kommunale Fachbehörden und Entscheidungsträger können mit einer großmaßstäbigen Stadtbodenkartierung auf fachliche Grundlagen, Zielvorgaben und Argumentationshilfen im Rahmen von Planungen zurückgreifen. Vorgänge wie Flächennutzungsplanung, Bebauungsplanung, Grünordnungsplanung, Landschaftsplanung, aber auch Einzelfallentscheidungen bei Standortplanungen, Baugenehmigungen oder UVP benötigen großmaßstäbige Informationen für einen Umgang mit dem Boden im Sinne des Bundes-Bodenschutzgesetzes (s. Tab. 1).

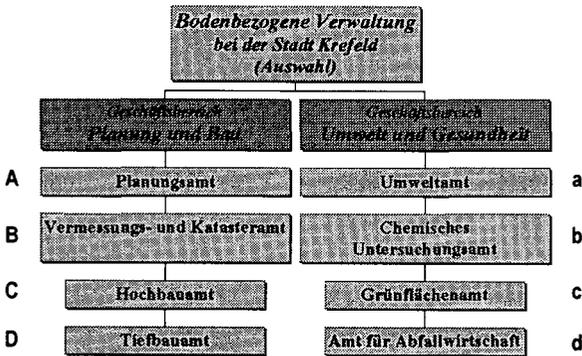


Abb. 2: Auszug aus dem Geschäftsbereichverteilungsplan der Stadt Krefeld

Beispiele für bodenbezogene Handlungsfelder, in denen großmaßstäbige Informationen über Zusammensetzung und Beschaffenheit des Bodens benötigt werden, gibt die Tabelle 1 in vereinfachter Form (Kürzel s.o.).

Die bisherigen Auswertungen der Stadtbodenkartierung Krefeld zeigen die erweiterten Nutzungsmöglichkeiten bodenkundlicher Daten in Stadtgebieten, wenn diese DV-gestützt mit zusätzlichen Fachdaten kombiniert und für Planungsfragen neu interpretiert werden. Durch selektive Abfrage können punkt- oder flächenbezogene Informationen aus dem Datenpool (Informationssystem) abgerufen werden. Die zentrale Datenhaltung erleichtert die Aktualisierungen der Datenbestände, der Zugriff vom Arbeitsplatz aus kann durch PC ermöglicht werden. Der Austausch zwischen Anbietern und Anwendern bodenrelevanter Daten ist durch Datentransfer gesichert.

## Literatur

- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Aufl. (berichtigter Nachdruck 1996).- 392 S., 33 Abb., 91 Tab.; Hannover.
- ARBEITSKREIS STADTBÖDEN DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT (1996): Urbanner Bodenschutz.- 244 S.; Berlin/Heidelberg/New York.
- ARBEITSKREIS STADTBÖDEN DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT (1997): Empfehlungen des Arbeitskreises Stadtböden der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft für die bodenkundliche Kartierung urban, gewerblich, industriell und montan überformter Flächen (Stadtböden). Teil 1: Feldführer, Teil 2: Handbuch - 2. Aufl.; Kiel.
- BAUMGARTEN, H., FEYK, M., HORNIC, G., KERSTING, A., PINGEL, P. & SCHRAPS, W.-G. (1997): Stadtbodenkartierung Krefeld - Praxisnahe Bewertung von Bodenfunktionen in einem urban-industriell geprägten Raum.- Mitt. dt. bodenkdl. Ges., 85 III: 1095-1098; Oldenburg.
- BLUME, H.-P. & SCHLEUSS, U. (Hrsg.) (1997): Bewertung anthropogener Stadtböden.- Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel, Nr. 38, 346 S.; Kiel.
- DWORSCHAK, M., SCHULTE-KELLINGHAUS, S., STAUDE, H. (1999): Richtlinien für die großmaßstäbige Bodenkartierung.- 141 S., 10 Abb., 15 Tab.; Krefeld (Geol. L.-Amt Nordrh.-Westf., Arbeitskreis Großmaßstäbige Bodenkartierung) [unveröff.].
- DWORSCHAK, M., SCHNEIDER, S., SCHULTE-KELLINGHAUS, S. (1998): Anleitung zur Erfassung bodenkundlicher Daten (Datenschlüssel 1997), 2. erg. Aufl.- 261 S., 1 Abb., 112 Tab.; Krefeld (Geol. L.-Amt Nordrh.-Westf., Arbeitskreis Großmaßstäbige Bodenkartierung) [unveröff.].
- HILLER, D.A. & MEUSER, H. (1998): Urbane Böden.- 161 S.; Berlin/Heidelberg/New York.
- SCHRAPS, W.-G. (1987): Bodenkartierung städtischer Freiflächen.- Mitt. dt. bodenkdl. Ges., 53: 269-274; Oldenburg.
- SCHRAPS, W.-G. (1989): Zur Systematik anthropomorpher Böden im Ruhrgebiet.- Mitt. dt. bodenkdl. Ges., 59 II: 981-982; Oldenburg
- SCHRAPS, W.-G. & BAUMGARTEN, H. (1996): Stadtböden kartieren - Grundlage für den kommunalen Bodenschutz.- Umwelt (Zeitschrift des VDI), Bd. 26, Nr. 9: 30-32; Düsseldorf.
- SCHRAPS, W.-G. & SCHREY, H.P. (1997): Schutzwürdige Böden in Nordrhein-Westfalen - Bodenkundliche Kriterien für eine flächendeckende Karte zum Bodenschutz.- Z. Pflanzenemähr. u. Bodenkd., 160: 407-412, 1 Abb.; Weinheim.
- SCHRAPS, W.-G., KERSTING, A., PINGEL, P., SCHNEIDER, S., BAUMGARTEN, H., BURGHARDT, W., HILLER, D.A., KÖPPNER, TH., OHLEMANN S. & METZGER, F. (in Vorb.): Stoffbestand, Eigenschaften und räumliche Verbreitung urban-industrieller Böden - Ergebnisse aus dem Projekt Stadtbodenkartierung Oberhausen-Brücktorviertel.- scriptum - Arbeitsergebnisse aus dem Geologischen Landesamt Nordrhein-Westfalen, Krefeld.

Tab.1: Übersicht zu Handlungsfeldern, Ämterbeteiligung und benötigten Bodeninformationen in der Stadt Krefeld (schematisiert)

<b>Bauleitplanung</b>	<b>beteiligte Ämter (Auswahl)</b>	<b>wichtige Kriterien und Parameter (Auswahl)</b>
Nutzungsplanung	A B C D a c	räumliche Verbreitung von Boden- und Substrattypen, Schutzwürdigkeit, Seltenheit, Schadstoffe, Ertragsfähigkeit, Durchlässigkeit etc. (alle Bodendaten)
Brachflächenmobilisierung	A C D a b c d	Boden- und Substrattyp, Vornutzung, Art und Mächtigkeit von Aufschüttungen, Schadstoffe
Entsiegelung	A C D a c	Versiegelungsgrad/-art, Grundwasserflurabstand, Stauwasser, Schadstoffe, kf, Nutzung, Filtervermögen
Dezentrale Regenwasserversickerung	A C D a c d	kf, LK, Grundwasserflurabstand, Filtervermögen
<b>Umweltplanung</b>		
Digitale Bodenbelastungskarte	A a b	Boden- und Substrattyp, nutzungsbedingte Schadstoffgehalte immissionsbelasteter Flächen, Bodennutzung
Bodenschutzkonzepte	A a c	räumliche Verbreitung schutzwürdiger natürlicher-/anthropogener Böden
Ausweisung von Bodenschutzgebieten	A a	Boden- und Substrattyp, seltene/schutzwürdige Böden
Ausweisung von Bodenbelastungsgebieten	A a b	Boden- und Substrattyp, nutzungsbedingte Schadstoffgehalte immissionsbelasteter Flächen, Bodennutzung, potentielle Gefährdungspfade, LK, KAK
Schutzwürdige Böden	A a	Entwicklungspotential für Biotope, Ertragsfähigkeit, Seltenheit, besondere Schutzfunktion für Grundwasser
Gefährdungspotentiale	A a b d	Boden- und Substrattyp, Mächtigkeit, Ausdehnung und Tiefenlage von kontaminierten Bereichen, Nutzung, pH, Humus- und Tongehalt, Filtervermögen, kf, LK, KAK, Schadstoffe
Themenkomplex Schadstoffe: Vorbeugung, Abwehr, Reduzierung, Begrenzung, Immobilisierung, Beseitigung, Sanierung	A B C D a b c d	alle Bodendaten
<b>Fachplanung</b>		
katasergestütztes Grünflächenmanagement	A B b c	Boden- und Substrattyp, nFk, LK, Grundwasser, pflanzenverfügbare Nährstoffe
standortangepasste Baumartenwahl	a c	Boden- und Substrattyp, Wasserhaushalt, nFk, Nährstoffe, stoffliche und nicht-stoffliche Bodenbelastung, Dürreempfindlichkeit, Durchwurzelbarkeit
Staubbelastung	A C D a c d	Textur der Substrate, Gefügestabilität, Oberflächenabtrocnung
Umgang mit Bodenaushub	a c	Petrographie, Art/Anteile technogener Substrate, stoffliche/nicht-stoffliche Bodenbelastung
<b>Querschnittorientierte Aufgaben</b>		
Führung eines Bodenkatasters	B a b c	Petrographie, Art/Anteile technogener Substrate, stoffliche/nicht-stoffliche Belastung, Boden- und Substrattyp
Aufstellung von Landschaftsplan/Bebauungsplan	A B C D a b c d	alle Bodendaten
Umweltverträglichkeitsprüfung	A a	Boden- und Substrattyp, pH, Humusgehalt, Lagerungsdichte, Nutzung, Schutzwürdigkeit, besondere Standorteigenschaften zur Bemessung von Ausgleichsmaßnahmen
Verringerung des flächenhaften Bodenverbrauchs	A B	alle Bodendaten, Angaben zu Bodenqualitäten, Schutzwürdigkeit
Verbesserung der Gewässerqualität	A C D a b c d	kf, Filter- und Puffervermögen, Nähr- und Schadstoffgehalte, Humusgehalt, Grundwasserflurabstand
Minimierung von Schadstoffen/Nährstoffen in Oberflächengewässern	A C D a b c	Boden- und Substrattyp, Stoffgehalte, Sorptionseigenschaften, Nutzung, Erodierbarkeit
Schutz von Böden mit besonderen Funktionen	A a b c	räumliche Verbreitung schutzwürdiger Böden (z.B. Hortisole, Niedermoore)
Biotopentwicklung	A a c	räumliche Verbreitung von Böden mit hohem Entwicklungspotential aufgrund extremer Nährstoff- oder Wasserverhältnisse

# Entwicklung und ökologische Eigenschaften von Böden in einem Höhen transekt der südecuadorianischen Anden

SCHRUMPF, M.<sup>1)</sup>; GUGGENBERGER, G.<sup>1)</sup>; VALAREZO, C.<sup>2)</sup>; ZECH, W.<sup>1)</sup>

## Einleitung

Über dem Tieflandregenwald folgt in den Anden Südecuadors gemäß der Höhenzonierung der Vegetation der Bergregenwald. Dieser ist sowohl lokal von großer Bedeutung, da er zu den Biodiversitätszentren der Welt zählt, als auch regional, da Bergwälder großen Einfluß auf den Wasserhaushalt der umliegenden Gebiete haben (BRUIJNZEEL & PROCTOR 1995). Dennoch gehören Bergwälder nach HAMILTON et al. (1995) zu den am wenigsten untersuchten Ökosystemen weltweit. Kenntnisse über die ökosystemaren Zusammenhänge sind aber notwendig, um die vielfältigen Funktionen dieser stark bedrohten Wälder (HAMILTON et al. 1995) langfristig sicherstellen zu können. Die Aufklärung dieser Zusammenhänge hat sich das 1997 gegründete interdisziplinäre Forschungsprojekt mit dem Titel „Ökosystemare Kenngrößen gestörter und ungestörter tropischer Bergwälder“ zur Aufgabe gemacht, in deren Rahmen die vorliegende Arbeit durchgeführt wurde.

Das Ziel dieser Arbeit bestand in einer allgemeinen standortkundlichen Charakterisierung des in Südecuador gelegenen Untersuchungsgebiets, das die Höhenstufen des oberen Bergregenwaldes über die Ceja Andina bis zur Páramo umfaßt. Dabei sollte insbesondere der Einfluß des auftretenden Höhengradienten mit dem damit verbundenen klimatischen Gradienten sowie dem Wandel der Vegetationszonen auf verschiedene Bodenparameter geprüft werden. Erdbeben stellen aufgrund des extrem steilen Reliefs eine häufige Variable dar, die ebenfalls die Bodeneigenschaften verändert. Daher sollte auch der Einfluß dieser Ereignisse mit berücksichtigt werden. Da im Rahmen des Projekts der Boden vor allem als Pflanzenstandort von Bedeutung ist, wird im folgenden der Schwerpunkt auf Parameter der Nährstoffversorgung gelegt.

## Material und Methoden

Die Untersuchungen fanden auf dem Gelände der privaten Forschungsstation Estación Científica San Francisco (ECSF) in der Provinz Zamora/Chinchipe statt. Das geologische Ausgangsmaterial der Böden wurde von Phylliten sowie mittel-feinkörnigen Sandsteinen gebildet. Vereinzelt traten auch Quarzlinen auf. Die Niederschläge lagen im Bereich zwischen 2000 bis 3500 mm a<sup>-1</sup>, wobei eine Zunahme mit der Höhe beobachtet wurde. Insgesamt wurden 13 Bodenprofile entlang eines Transektes zwischen 1850 und 3050 m ü. NN angelegt, aufgenommen und horizontweise beprobt. Zur Charakterisierung der Böden wurden Textur, pH (0,01 M CaCl<sub>2</sub>), KAK<sub>eff</sub> (TRÜBY & ALDINGER 1985) sowie die Gehalte an pedogenen Oxiden bestimmt. Zusätzlich erfolgte eine Untersuchung der Tonmineralzusammensetzung der Tonfraktion mittels Röntgendiffraktometrie sowie die Bestimmung der Gesamtgehalte an C und N am Elementaranalysator.

<sup>1)</sup>Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

<sup>2)</sup>Centro de Estudios de Postgrado, Universidad Nacional de Loja, Loja-Ecuador

## Charakterisierung der Böden des Untersuchungsgebiets

Zu den typischen Kennzeichen der untersuchten Böden zählten mächtige organische Auflagen sowie gebleichte und zum Teil fleckige Oberbodenhorizonte, die auf häufige staunasse Bedingungen in diesen Bereichen hinwiesen. Eine Ausnahme bildeten vier Profile zwischen 1850 und 1950 m ü. NN, die sich auf relativ frischem Hangrutschungsmaterial entwickelt hatten. Diese Böden wiesen einen sehr hohen Skelettgehalt in den einzelnen Horizonten auf, und die Hydromorphiemerkmale waren noch nicht so deutlich ausgeprägt wie bei den darüberliegenden Profilen. Dennoch war die organische Auflage, deren Oa-Horizont stets den Hauptwurzelhorizont bildete, schon genauso mächtig ausgebildet wie bei den ungestörten Böden und die Standorte waren mit Bergwaldvegetation bestanden. Mit pH-Werten zwischen 2,9 und 3,8 im Oberboden war die Reaktion der Böden insgesamt stark sauer.

Nach dem Klassifikationssystem der Soil Taxonomy (SOIL SURVEY STAFF 1998) handelt es sich bei den durch Hangrutschungen gestörten Böden um **Dystrudepts**. Die darüber folgenden ungestörten Profile wurden als **Humaquepts** klassifiziert. Das Auftreten von Placic Horizonts, die nach der Verteilung der pedogenen Oxide in den Profilen vermutlich durch Redoxprozesse entstanden sind, führte zur Ausscheidung von **Petraquepts**. In den höheren Lagen war die zunehmende Flachgründigkeit der Böden für das Auftreten von **Epiaquepts** ausschlaggebend. Die Akkumulation von organischem Material war bei einigen Böden in den Höhenzonen des Bergregenwaldes und der Ceja Andina bis auf 2650 m ü. NN so weit fortgeschritten, daß diese als **Haplosaprists** klassifiziert wurden.

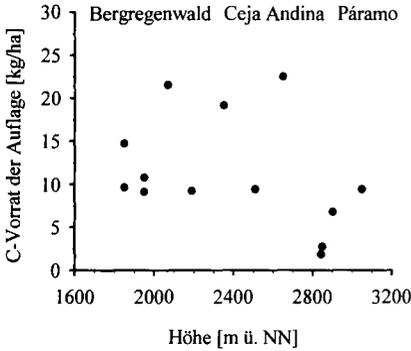
## Ergebnisse und Diskussion

### Gesamtgehalte von C und N

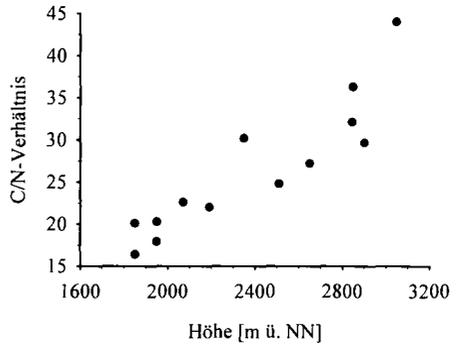
Der bei weitem größte Anteil der C- und N-Vorräte ist in den mächtigen organischen Auflagen gespeichert. Die höchsten C-Vorräte wurden unter Bergregenwald und Ceja Andina bestimmt, während sie im Bereich des Páramo zurückgingen (Abb. 1). Die N-Vorräte zeigten eine vergleichbare Höhenverteilung. Dabei blieb die Zusammensetzung der anfallenden Streu im Höhenverlauf nicht konstant, worauf die mit der Höhe weiter werdenden C/N-Verhältnisse hinwiesen (Abb. 2). Weite C/N-Verhältnisse setzen nach YAMAKURA & SAHUNALU (1990) die N-Mineralisationsrate herab. Verstärkt wird dieser Effekt auch durch die Verschlechterung der abiotischen Bedingungen für die N-Mineralisation mit zunehmender Meereshöhe, wie dies hier durch abnehmende Temperaturen und eine zunehmende stauwasserbeeinflussung der Böden gegeben ist (MARRS et al. 1988).

### Effektive Kationenaustauschkapazität und Basensättigung

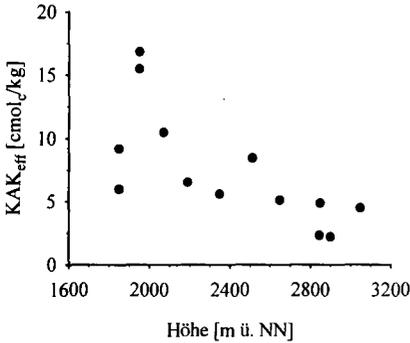
Mit 2-15  $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$  war die effektive Austauschkapazität der Böden sehr gering (Abb. 3). Als mögliche Ursachen dafür kommen die niedrigen pH-Werte sowie die geringen Anteile an aufweitbaren Dreischicht-Tonmineralen in der Tonfraktion in Frage. Die saure Bodenreaktion spiegelte sich auch in der Zusammensetzung der Kationen am Austauscher wider. Hier wurde im Mineralboden eine deutliche Dominanz von Aluminiumionen und Protonen gegenüber den basisch wirkenden Kationen gefunden. Entsprechend war die Basensättigung im Oberboden mit 1-11 % sehr gering. Oberhalb der gestörten Profile kam es jedoch zu einer deutlichen Zunahme der Basensättigung (Abb.4). Dies machte es möglich, daß die höher gelegenen Gebiete trotz der niedrigeren  $\text{KAK}_{\text{eff}}$  besser mit basischen Nährstoffen versorgt waren, als die tieferen Lagen. Hinweise auf eine mögliche Erklärung gibt die Tonmineralanalyse.



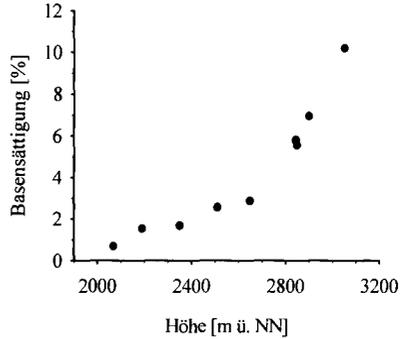
**Abb. 1** Variabilität der C-Vorräte der organischen Auflage im Höhenverlauf.



**Abb. 2.** Höhenabhängige Zunahme des C/N-Verhältnisses der Streuauflage.



**Abb. 3** Darstellung der  $KAK_{eff}$  im Oberboden in Abhängigkeit von der Meereshöhe.



**Abb. 4** Zunahme der Basensättigung im Oberboden oberhalb der Rutschungsflächen.

### Tonmineralanalyse

Diese ergab, daß sich die Tonmineralfraktion im unteren Transektbereich vor allem aus Wechsellagerungsmineralen zwischen Illiten und Vermiculiten sowie Kaoliniten zusammensetzte, während im oberen Transektbereich in der Tonfraktion Illite dominierten. Das deutet zusammen mit der zunehmenden Flachgründigkeit der Böden im oberen Transektbereich darauf hin, daß die Böden hier - möglicherweise aufgrund der durch die niedrigeren Temperaturen herabgesetzten chemischen Verwitterung - noch nicht so weit entwickelt sind. Daher können in diesen Böden bei der Umwandlung und Zerstörung der Minerale noch mehr Nährstoffkationen freigesetzt werden. Dies würde eine mögliche Erklärung für die erhöhten Basensättigungen in diesem Bereich geben.

### Sonderstellung der Hangrutschungsprofile

Durch den hohen Skelettanteil nehmen diese Böden eine Sonderstellung ein. Das führte zu einem dazu, daß die pH-Werte im Oberboden der gestörten Profile im Vergleich zu den darüber folgenden ungestörten Profilen leicht erhöht waren (Abb. 5). Darüber hinaus war auch der Gehalt an austauschbaren Nährstoffkationen, besonders des Magnesiums, in den gestörten Profilen deutlich höher (Abb. 6). Beides führte zu einer Verbesserung der Nährstoffverfügbarkeit für die Pflanzen.

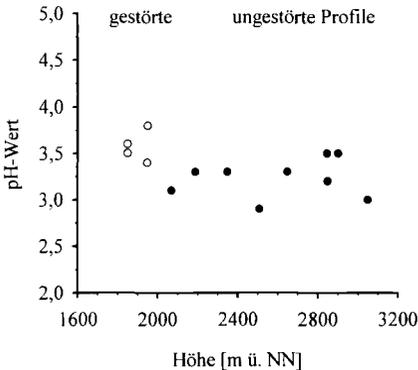


Abb. 5 Änderung der pH-Werte des Oberbodens im Höhenverlauf.

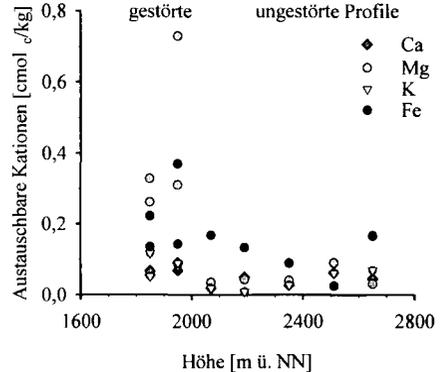


Abb. 6 Vergleich des Gehaltes an austauschbaren Nährstoffkationen im Oberboden gestörter und ungestörter Profile.

### Zusammenfassung und Schlußfolgerung

Die Untersuchung verschiedener Nährstoffparameter hat ergeben, daß sowohl für die N-Versorgung der Standorte, als auch für die Pflanzenverfügbarkeit der austauschbaren basischen Kationen in den ungestörten Profilen eine Abhängigkeit von der Meereshöhe besteht. Darüber hinaus scheinen Hangrutschungen zu einer Erhöhung des Gehalts an leicht verfügbaren austauschbaren Nährstoffkationen zu führen. Da die Ergebnisse der Kationenaustauschkapazität sowie der Basensättigung gezeigt haben, daß die untersuchten Böden insgesamt nur einen geringen Vorrat an leicht verfügbaren Nährstoffen im Boden aufweisen, scheinen Hangrutschungen für die Nährstoffversorgung der Standorte und damit auch für den Nährstoffkreislauf des Ökosystems Bergregenwald eine wichtige Rolle zu spielen.

### Literatur

- BRUIJENZEEL, L.A., PROCTOR, J. (1995): 3. Hydrology and Biogeochemistry of tropical montane cloud forests: What do we really know? - In: HAMILTON, L.S., JUVIK, J.O. & SCATENA, F.N. (eds.): „Tropical montane cloud forests“, Ecological Studies 110, Springer, Berlin, 38-78. HAMILTON, L. S.; JUVIK, J. O. & SCATENA, F. N. (1995): The Puerto Rico Tropical Cloud Forest Symposium: Introduction and Workshop Synthesis. - In: HAMILTON, L. S.; JUVIK, J. O. & SCATENA, F. N. (ed.): Ecological Studies 110, Springer, Berlin, 1-19. MARRS, R. H., PROCTOR, J., HEANEY, A. & MOUNTFORD, M.D. (1988): Changes in soil nitrogen-mineralization and Nitrification along an Altitudinal Transect in Tropical Rain forest in Costa Rica. - *Journal of Ecology* 76, 466-482. SOIL SURVEY STAFF (1998): Keys to Soil Taxonomy. - 8<sup>th</sup> Edition, Internet-Version, <http://www.statlab.iastate.edu/soils/keytax/KeystoSoilTaxonomy1998.pdf>. TRÜBY, P. & ALDINGER, E. (1985): Eine Methode zur Bestimmung der austauschbaren Kationen im Boden. Institut für Bodenkunde, Universität Freiburg. YAMAKURA, T. & SAHUNALU, P. (1990): Soil carbon/nitrogen ratio as a site quality index for some South-east Asian forests. - *Journal of Tropical Ecology* 6, 371-378.

## Bodenarealabgrenzung

### Parameter zur Ableitung von Bodengesellschaften

#### *Projektgruppe Bodengesellschaften*

H. Sponagel \*, E. Gehrt \*, M. Fuchs \*\*, M. Sommer \*\*\*, J. Böhner \*\*\*\*

## 1. Einleitung und Zielsetzung

In der Bodenkundlichen Kartieranleitung wird in der 4. Auflage (AG Boden 1994) erstmals die Frage der Flächenbeschreibung, der Bildung von Bodengesellschaften und der pedoregionalen Gliederung aufgegriffen. Die Fragen der Abgrenzung von Bodenarealen und wie diese zu komplexeren Bodengesellschaften zusammengefasst werden, bleibt in der KA4 offen. Diese Mitteilung ist ein Vorschlag zur Ableitung und Beschreibung von Bodengesellschaften für die Bodenkundliche Kartieranleitung. Aus unserer Sicht sind in bezug auf die Zielsetzung folgende Parameter aufzunehmen:

1. Geometrie von Bodenarealen
2. Charakterisierung der stofflichen Mobilitäten
3. Beschreibung der Nachbarschaftsbeziehungen
4. Analyse und Beschreibung des stofflichen Zusammenhanges vergesellschafteter Böden
5. Funktionen von Böden in der Bodengesellschaft

Darüber hinaus fehlen die Zielsetzungen und die Regeln für die Zusammenfassung zu Bodengesellschaften.

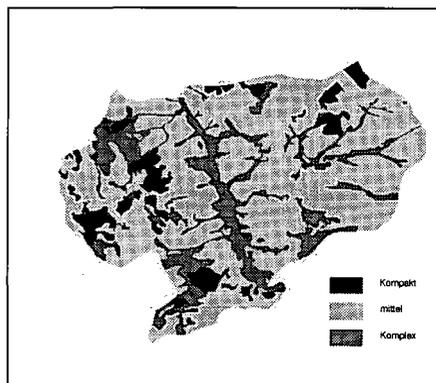
## 2. Arealbezogene Angaben

Neben der konventionellen Beschreibung des Bodenprofils, wie sie in der Bodenkundlichen Kartieranleitung geregelt ist, sind bei der Aggregierung die formalen Eigenschaften von Arealen und Angaben zur stofflichen Mobilität hilfreich und notwendig.

**Geometrische Beschreibung und Landschaftsanalyse:** Bei diesen Parametern gehen wir davon aus, dass eine höher auflösende Karte als Grundlage für eine Zusammenfassung vorhanden ist.

Unter formalen Eigenschaften verstehen wir einfache Parameter wie die Anzahl oder Flächenanteile und komplexe Parameter wie die Arealform oder die Diversität / Heterogenität eines Landschaftsausschnittes. Diese Parameter können mit Methoden der Landschaftsanalyse berechnet werden. Die verschiedenen Indizes (Tab. 1) müssen noch auf ihre Verwendbarkeit getestet werden.

**Abbildung 1: Beispiel für eine Zusammenfassung nach der Arealform**



\* Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung; Hannover

\*\* Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Berlin

\*\*\* Institut für Biomathematik und Biometrie, GSF, München-Neuherberg

\*\*\*\* Universität Göttingen, Geographisches Institut

**Potentielle stoffliche Mobilität und qualitative stoffliche Bilanzierung:** Die potentielle stoffliche Mobilität wird in Abhängigkeit von bodenlandschaftlichen Gegebenheiten abgeleitet. Als Beispiel seien die Kalksteingebiete genannt, in denen durch Dekarbonatisierung mit einer Mobilität von z.B. Ca und Mg zu rechnen ist. In Tonsteingebieten mit einem erhöhten Anteil an Stauwasserböden oder bei Grundwasserlandschaften ist durch Redoxprozesse eine Mobilisierung von z.B. Mn und Fe möglich. In Sandgebieten mit vorherrschend Podsolen kann eine erhöhte Mobilität von Fe, Al, H<sup>+</sup>, DOC angenommen werden. In einer tabellarischen Auflistung wird hier für die einzelnen Stoffe lediglich mit *ja/nein* die Mobilisierbarkeit genannt.

Die qualitative stoffliche Bilanzierung charakterisiert den Arealtyp. Differenzierend wirken dabei *die verlagerbaren Stoffe* und *Verlagerungsagenzien* und die qualitative Stoffbilanz (*Anreicherung, Transformation oder Verarmung*).

Die Tabellen für die Charakterisierung der Stofftransporte sind noch zu vervollständigen und die Methoden zur Ableitung dieser Parameter sind zu entwickeln.

Tabelle 1: Beschreibung der Bodenareale und Kennzeichnung der Diversität, Heterogenität, Arealform und Entropie für Kartiereinheiten

		Legenden- einheit 1		
<b>Areal- kennzeichnung</b>	Anzahl der Areale	25	Shannon's Diversity Index 3,61 Simpson's Diversity Index 0,96 Modified Simpson's Diversity Index 3,32 Shannon's Evenness Index 0,90 Simpson's Evenness index 0,98 Modified Simpson's Evenness Index 0,83 Number of Patches in the Landscape 347 Patch Richness 55 Patch Richness Density [per 100 ha] 1,10 6	
	Prozent der Gesamtfläche	10		
	Diversität/Heterogenität			
	Komplexität der Gestalt			
	Räumliche Struktur			
<b>stoffliche Mobilität in der Boden- landschaft</b>	Al	nein		
	Fe	nein		
	Ca	ja		
	Feststoffe reliktsch	ja		
	Feststoffe rezent	nein		
<b>stoffliche Veränderungen des Bodens</b>	Al	nur Trans- formation		
	Fe	nur Trans- formation		
	Ca	Verarmung		
	Mg	Verarmung		
	Feststoffe reliktsch	Verarmung		
	Feststoffe rezent	-		

### 3. Nachbarschaftsbeziehungen

**Beschreibung der Grenzen und der formalen Nachbarschaft:** Die Nachbarschaft von Bodenarealen ist zunächst wieder rein formal zu betrachten. Die Nachbarschaftstypen definieren sich zunächst damit, welche Areale nebeneinander auftreten. Hier ist zu beschreiben, wie oft und mit welcher Grenzlänge dieser Typ auftritt. Mit der Durchdringung und Einsprengung wird die Art der Verzahnung beschrieben.

**Typologische Ähnlichkeit:** In bezug auf die bodenkundlichen Inhalte kann beschrieben werden, inwieweit die Areale verwandt sind. Dies kann aufgrund des inventars (z.B. Bodentypen, Bodenform) oder in bezug auf die Eigenschaften (z.B. nFK) geschehen. Mit dem pedoregionalen Zusammenhang wird festgestellt, ob und auf welchem Niveau ein Zusammenhang (gleiche Leitbodenform, Bodenlandschaft, Bodenregion) zwischen den Arealen besteht. Damit wird gleichzeitig festgestellt in welchem pedoregionalen Niveau die Grenze angesiedelt ist.

**Potentielle Stoffflüsse:** Die Festlegung, ob zwischen den Arealen potentielle Stoffflüsse möglich sind, ergibt sich aus der Lage im Relief und aus dem Vergleich der arealbezogenen stofflichen Mobilität. Mit der Analyse der Oberflächenform sind unter Nutzung digitaler Höhenmodelle die Einzugsgebiete abzugrenzen und/oder durch Modellierung des Oberflächenabflusses, der Erosion/Akkumulation oder anderer Hangprozesse (Solifluktion, Hangrutschung) feststellbar, ob ein stofflicher Austausch möglich ist. Entsprechende Modelle liegen vor.

Darüberhinaus ist es auch möglich, dass Areale nebeneinander auftreten ggf. auch engräumig verzahnen aber in keinem typologischen und prozessualen Zusammenhang stehen.

Tabelle 2 Beschreibung der Nachbarschaftsbeziehungen

Lfd. Nummer der Arealgrenzen	1	2	3
ArealtypNr (a)	1	2	3
ArealtypNr (b)	2	4	4
Anzahl	25	2	200
Länge [m]	250	400	1000
Durchdringung, Einsprengung			
Inventar- Cluster	Ähnlichkeitsmaß		
Eigenschafts- Cluster	Ähnlichkeitsmaß		
pedoregionaler Zusammenhang	Ähnlichkeitsmaß		
gleiches Einzugsgebiet	nein	ja	ja
pot. Stoffübertritt	nein	Al	Kalkgrus
Agenz		Bodenlösung	Fließerde

Abbildung 2: Beispiel Zusammenfassung der Bodenareale nach Stoffflüssen



#### 4. Zusammenfassung der Einzelareale

Auf Grundlage der beschriebenen Parameter ist es möglich, feste Regeln aufzustellen, mit denen Bodengesellschaften zu bilden sind. Anwendungsspezifisch ist es sinnvoll, eines der folgenden Verfahren der Aggregation zu wählen:

- Zusammenfassung nach stofflichem Zusammenhang
- Zusammenfassung nach typologischer Ähnlichkeit
- Zusammenfassung nach formalen Kriterien der Generalisierung

Ein Regelwerk unter Berücksichtigung der bodenkundlichen Inhalte und der pedoregionalen Einstufung wurde für das NIBIS beschrieben und wird angewendet (GEHRT & SBRESNY 1999). Die Regelwerke unter Berücksichtigung formaler und stofflicher Zusammenhänge sollen im Rahmen eines Projektes entworfen werden.

Als Ergebnis sind dann die alternativen Möglichkeiten zur Bildung von Bodengesellschaften gegenüber zu stellen und die jeweiligen Vor- und Nachteile zu diskutieren. Es ist wahrscheinlich, dass es sich bei den verschiedenen Zusammenfassungen im Sinne der Anwendung um echte Alternativen handelt. So ist es denkbar, dass für Landschaftsplanungen die stofflichen Zusammenhänge im Vordergrund stehen oder bei bestimmten funktionalen Fragen eher die inhaltliche Ähnlichkeit Priorität hat.

#### 5. Charakterisierung der Bodengesellschaft

Nach der Bildung der Bodengesellschaft gilt es, die Rolle der vergesellschafteten Böden für die Bodengesellschaft zu benennen. Als Kategorien werden die formale, die soziologische und die inhaltliche bzw. funktionale Beschreibung vorgeschlagen.

Bei der **formalen Beschreibung** kommen zunächst wieder statistische Parameter wie die Arealgröße, Arealanzahl, Flächenanteil oder Verteilungsmaße der vergesellschafteten Böden in Betracht. Konventionell wird heute schon der Flächenanteil angegeben (AG BODEN 1994). Darüber hinaus ist es möglich, die Struktur der Vergesellschaftung zu charakterisieren. Eine Möglichkeit hierzu wird z.B. bei SCHMIDT (1978) beschrieben.

Tabelle 3 Charakterisierung der vergesellschafteten Böden

Nr. der Gesellschaft	1	2	3
Nr. der vergesellschafteten Böden	1	2	3
<b>Formale Beschreibung</b>			
Flächenanteil	45	25	30
Leit- oder Begleitboden	Lb	Bgl	Bgl
<b>Soziologische Funktion</b>			
	BL	BGL	LBG
<b>Inhaltliche Funktion/ Eigenschaft</b>			
	KB	TZ	TB

Mit der **soziologischen Funktion** soll die pedoregionale Bedeutung bezeichnet werden. Diese Charakterisierung zielt darauf, dass für die Anwendung und Auswertung von Bodenkarten nicht zwingend der Boden mit dem höchsten Flächenanteil von Bedeutung ist. So haben bei der Benennung und Trennung der Bodengesellschaft zu benachbarten Einheiten möglicherweise Bodenformen mit nur geringer Verbreitung die höchste Aussagekraft.

Methodisch wird also, vergleichbar mit der Pflanzensoziologie beschrieben, ob eine Bodenform nach Häufigkeit und Stetigkeit etwa für eine Bodenregion oder Bodengroßlandschaft typisch ist oder ob es sich um eine sehr spezifische Ausprägung einer bestimmten Leitbodengesellschaft handelt. So wären Gleye und Gley-Podssole aus Flugsand über wechsellagernden Talsanden sicherlich als Charakterböden für die Talsandgebiete Nordwestdeutschlands einzustufen. Pseudogley-Gleye aus Flugsand über Geschiebelehm treten zwar auch in den Talsandgebieten auf, sie sind aber nur für kleine Gebiete charakteristisch.

Mit der **inhaltlichen Funktion** soll die Eigenschaft der Böden in einer Gesellschaft charakterisiert werden. Die genannten Kategorien erheben keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Bei der Beurteilung eines Areals ist für die Bewirtschaftung von Bedeutung, dass kleinräumig nasse oder trockene Böden auftreten. Klimaxböden kommen häufig nur kleinräumig vor, haben aber eine hohe Aussagekraft für die Landschaftsgeschichte. Sie erfahren damit eine Inwertsetzung im Sinne des Bodenschutzgesetzes. Stofftransporte sind häufig nur an den kleinflächig auftretenden Akkumulationsböden erkennbar, die somit unter stofflichen Gesichtspunkten trotz des geringen Flächenanteils einen hohen diagnostischen Wert besitzen.

**Tabelle 4 Funktionen der Böden in der Bodengesellschaft**

Formale Funktion		Inhaltliche Funktion/Eigenschaft	
Leitbodentyp	Lb	Klimaxboden	KB
Begleitboden	Bgl	Trockenzeiger	TZ
<b>Soziologische Funktion</b>		Nasszeiger	FB
<b>Charakterböden für</b>			
Leitbodengesellschaft	LBG	Anthropogener Boden	ANT
Bodenregion	BR	Verarmungsboden	VB
Bodengroßlandschaft	BGL	Transformationsboden	TB
Bodenlandschaft	BL	Anreicherungsboden	AB
Leitbodenform	LBF	Erosionsboden	EB
		Akkumulationsboden	AB

Die Beschreibung der Bodengesellschaft sollte also nicht statisch gesehen werden. Für Bodenkarten kann es zwar konventionelle, standardisierte Beschreibungen z.B. nach dem Flächenanteil geben, in den Datenbanken sollten im Prinzip aber alle vergesellschafteten Böden genannt und entsprechend beschrieben werden. Damit würden dann weitere anwendungsspezifische Abfragen und Kartendarstellungen möglich.

## 6. Literatur

AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Auflage; Hannover

Projektgruppe Bodengesellschaften (1999): Machbarkeitsstudie zu Bodenarealabgrenzung und Ausweisung von Bodengesellschaften.- unveröff. Manuskript

GEHRT, E. & SBRESNY, J. (1999): Erläuterungen zur Ableitung und zu den Inhalten der Bodenübersichtskarten 1:200.000 (BUEK 200) und 1:500.000 (BUEK 500) von Niedersachsen. - Arb.-H. Boden; Hannover. - [in Druckvorber.]

Schmidt, R. (1978): Geoökologische und Bodengeographische Einheiten der chorischen Dimension und ihre Bedeutung für die Charakterisierung der Agrarstandorte der DDR.- Beiträge zur Geographie 29: 81-156, Berlin

## **Entwicklung von Bewertungssystemen für Bodenressourcen in Ballungsräumen**

Dorothea Stasch, Oliver Beck und Karl Stahr

### **Einleitung und Zielsetzung**

Die Erhaltung, Entwicklung und Wiederherstellung der biotischen und abiotischen Bodenpotentiale ist für die Funktionsfähigkeit des städtischen Naturhaushalts von elementarer Bedeutung.

Ein Boden- und Flächenressourcenmanagement im Sinne eines vorsorgenden Bodenschutzes muß daher zum Ziel haben einerseits den Flächenverbrauch (= Versiegelung, Bebauung, stoffliche Belastung) zu minimieren, andererseits noch vorhandene Nutzungspotentiale zu sichern und zu verbessern.

Ziel des Projektes ist es, Bewertungsverfahren hinsichtlich bestehender und zukünftiger Flächenfunktionen, Flächenpotentiale und Flächennutzungen von Bodenressourcen zu entwickeln. Beispielhaft bearbeitet wird ein 1 km breites und 19 km langes Transekt von Bad Cannstatt bis Steinenbronn im Maßstab 1:10 000. Es repräsentiert alle wesentlichen städtischen Nutzungsmuster und naturräumlichen Gegebenheiten Stuttgarts.

Alle schon für das Transekt vorhandenen bodenkundlich verwertbaren Informationen werden zusammengestellt und ausgewertet. Darüber hinaus werden noch weitere Standorte entsprechend den ausgewiesenen Nutzungstypen analysiert. Die Bewertung der Bodenressourcen hinsichtlich ihrer bestehenden und zukünftigen Nutzungspotentiale erfolgt über eine Weiterentwicklung bzw. Anpassung der schon länger existierenden Bewertungsverfahren für naturnahe bzw. landwirtschaftlich genutzte Böden.

### **Boden-Nutzungstypen**

Bisherige Arbeiten zeigen, daß die Nutzung bzw. die Nutzungsgeschichte mit ihren Eingriffen eine Schlüsselrolle bei der Prägung urbaner Böden spielen. Nutzungseinheiten empfehlen sich daher, auch unter maßnahmenorientierten Gesichtspunkten, als Bezugsgrößen für eine planungsrelevante Erfassung und Bewertung von Stadtböden. Die Prognostizierbarkeit nutzungsbedingter Veränderungen stellt eine wesentliche Voraussetzung für Nutzungsentscheidungen und Flächenzuweisungen im Sinne eines vorsorgenden Bodenschutzes dar.

Für das Transekt wurden folgende 18 Nutzungstypen ausgewiesen: Wald, Acker, Wiese, Weinberg, Friedhof, Grünflächen, Blockbebauung (Innenstadt), Einzelhaus, Ortskern, Industrie, neue Industrie und Deponie. Diesen konnten bestimmte Bodenformen zugeordnet werden.

Im Hinblick auf die Fragestellung, ob gleiche Nutzungstypen zu ähnlichen bodenkundlichen Merkmalen und damit zu Bodeneigenschaften führen, wurden 42 analysierte Bodenprofile des gesamten Stuttgarter Stadtgebietes nach der aktuellen Nutzung zusammengefaßt und ausgewertet.

In Abhängigkeit von Nutzungsart und -intensität verändern sich die Bodenmerkmale unterschiedlich stark. Am deutlichsten zeigen sich Zusammenhänge zwischen Nutzung und Skelettanteil (Abb. 1). Neben den Auswirkungen auf die physikalischen Bodeneigenschaften (Erhöhung der Wasserleitfähigkeit, Verringerung des Wasserspeichervermögens) werden insbesondere die Carbonatgehalte beeinflusst. Mit zunehmenden Anteil an technogenem Substrat steigt auch meist der Carbonatgehalt.

Erwartungsgemäß die geringsten Skelettgehalte finden sich bei Böden unter naturnahen Nutzungen. Die hohen technologischen Gehalte bei den öffentlichen Grünflächen sind meist auf Trümmer-/Bauschuttbeimengungen zurückzuführen.

Die höchsten Skelettgehalte insgesamt weisen Böden der Blockbebauung der Innenstadt und Einzelhausbebauung auf. Die Blockbebauung hat auch den höchsten Anteil an technologischen Substraten im Unterboden. Der geringe Anteil im Oberboden ist vor allem auf Überdeckung mit natürlichen Substraten zurückzuführen.

Beim Nutzungstyp Einzelhaus überwiegen natürliche Skelettgehalte, der erhöhte Anteil im Oberboden ist auf Düngung mit Müllkompost zurückzuführen. Die Menge der technologischen Substrate nimmt hier nicht mit der Bodentiefe, sondern mit der Nähe zum Gebäude hin zu.

Bei Böden der Industriegebiete überwiegen technologische Skelettgehalte. Im neuen Industriegebiet besteht der Oberboden aufgrund seiner Nutzung als Parkplatz aus einer Kalkschottererschicht.

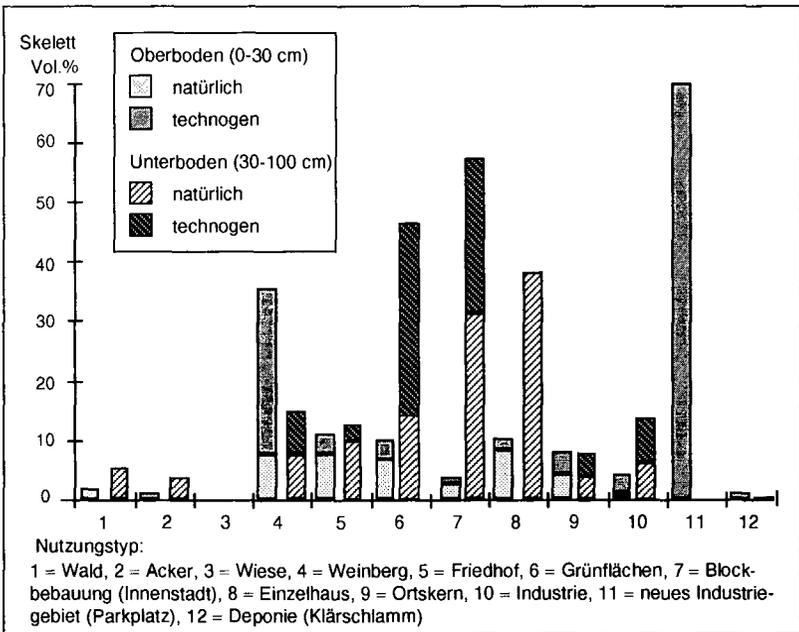


Abb. 3: Durchschnittliche natürliche und technologische Skelettgehalte in Ober- und Unterböden der verschiedenen Nutzungstypen

Schwermetall-Akkumulation zählt in urbanen Ballungsräumen zu den stadtspezifischen Änderungsprozessen. Im Rahmen dieser Arbeit wurden die Schwermetalle Pb, Cu, Zn und Cd näher betrachtet. In Abb. 2 sind die Cd-Gesamtgehalte mit den mobilen Anteilen ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ) dargestellt.

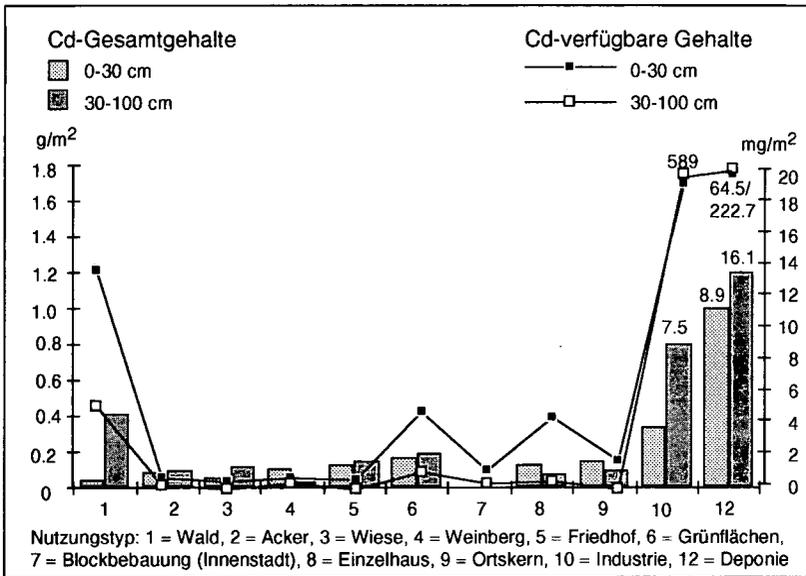


Abb. 2: Durchschnittliche Cd-Gesamtgehalte und mobile Gehalte in Ober- und Unterböden der verschiedenen Nutzungstypen

Die niedrigsten Schwermetallgehalte weisen in der Regel die naturnahen Standorte Wald-, Acker und Wiesenflächen auf. Waldstandorte zeigen aufgrund ihrer fortgeschrittenen Versauerung hohe mobile Zn-, Pb- und Cd- Gehalte.

Bei den Böden der öffentlichen Grünflächen sind die Schwermetallgehalte durch Hausmüllbeimengungen in den Unterböden deutlich erhöht. Auffällig sind die hohen mobilen Cd-Anteile im Oberboden sowie Cu-Anteile im Unterboden. Eine Deutung der erhöhten Mobilität ist beim derzeitigen Kenntnisstand nicht möglich. Aufgrund der hohen pH-Werte (>6.5) ist mit einer erhöhten Schwermetallmobilität nicht zu rechnen.

Die Industriestandorte sind als stark kontaminiert einzustufen. Die einzelnen Schwermetalle und ihre Verfügbarkeit dominieren industriespezifisch. Z.B. enthält der Gießereistandort noch größere Kupferstücke und erreicht bei den Gesamtgehalten von allen Standorten einen Spitzenplatz. Die mobilen Anteile sind jedoch gering. Kritisch zu betrachten sind die Cd-Gehalte auf dem Kokereistandort. Die Mobilität ist durch den sehr sauren pH-Wert des Unterbodens extrem hoch. Ebenfalls problematisch sind die mobilen Zn- und Pb-Gehalte.

Die Deponiestandorte sind durch den Eintrag von kompostierten Klärschlamm stark kontaminiert und zeigen eine extrem hohe Cu- und Cd-Verfügbarkeit.

Zusammenfassend bleibt festzuhalten, daß die einzelnen Bodeneigenschaften im unterschiedlichem Umfang durch die ausgewiesenen Nutzungstypen beeinflusst werden. Tab. 1 zeigt einen ersten Versuch einer qualitativen Abschätzung.

Tab. 1: Beeinflussung von Bodeneigenschaften durch bestimmte Nutzungstypen

Nutzungstyp	Skelett	kf	FK	Carbonat	Humus	Nährstoffe	Schwermetalle
Wald	o	o	o	--	++	o	++
Acker	o	-	o	+	o/+	++	+
Wiese	o	-	o	-/o	+	++	+
Weinberg	++	+	-	+	+	+	++
Friedhof	+	+	o	++	+	+	+
Grünflächen	++	++	-	+	++	++	++
Blockbebauung	+++	++	--	++	+	+	++
Einzelhaus	++	+	-	+	+	++	+
Ortskern	+	+	o	++	++	++	++
Industrie	+	+	-/o	++	++	+	+++
neue Industrie	+++	++	--	+++	+	-	
Deponie	o	++	+	++	+++	+++	+++

- = starke Abreicherung/Verringerung
- = Abreicherung/Verringerung
- o = keine Auswirkungen
- +
- ++ = Anreicherung/Erhöhung
- ++ = starke Anreicherung/Erhöhung
- +++ = sehr starke Anreicherung/Erhöhung

### Schlußfolgerungen

Bisherige Auswertungen zeigen deutliche Zusammenhänge zwischen Nutzung und Bodenmerkmalen. Eine Quantifizierung für alle Stadtböden ist wegen des geringen Stichprobenumfanges und der Verschiedenheit der Standorte zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht möglich. Diese Beziehungen statistisch fundiert in eine Bewertung einfließen zu lassen ist Voraussetzung für eine Bewertung von Bodenressourcen in Stadtökosystemen. Dieser Ansatz wird aufgrund der Bedeutung für die Planungspraxis weiterverfolgt.

### Literatur

HOLLAND, K. (1996): Stadtböden im Keuperland am Beispiel Stuttgarts. - Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 39, Univ. Hohenheim.

STASCH, D. & STAHR, K. (1999): Boden- und Flächenressourcen-Management in Ballungsräumen - Teil Boden. - Abschlußbericht PWAB-Projekt PW 98.200, unveröff.

# Vergleichende Untersuchung zur Varianz von Infiltrationsraten auf einem Sandboden in Abhängigkeit der Flächengröße des Überstauungsbereiches

Steinberg O.\*, Burghardt W.\*\*

## 1. Einleitung

Im Rahmen verschiedener Untersuchungen zur dezentralen Regenwasserversickerung auf unterschiedlichen Böden und Flächen stellte sich immer wieder das Problem der räumlichen Variabilität des Bodenkörpers dar. Bislang liegen keine geeigneten Meßverfahren vor, welche die Verteilung präferentieller Fließpfade in ausreichendem Maße berücksichtigen und die Wasserleitfähigkeit repräsentativ erfassen. Ziel der Untersuchung war es zu klären, welche Flächengröße notwendig ist, um den Einfluß der Bodenvariabilität bei Infiltrationsmessungen zu minimieren. Sind herkömmliche Messmethoden dazu geeignet, die Infiltrationsrate eines Bodens zu ermitteln? Wie groß ist der Einfluß von präferentiellen Fließpfaden?

## 2. Material und Methoden

Auf einem Relikt-Braunerde-Gley wurden anhand von 20 Einzelversuchen die Infiltrationsraten ermittelt. Um ausreichende Kenntnisse über den Standort zu erhalten, wurde eine Flächenkartierung und ein Bodenprofil nach ARBEITSGRUPPE BODEN (1996) angelegt.

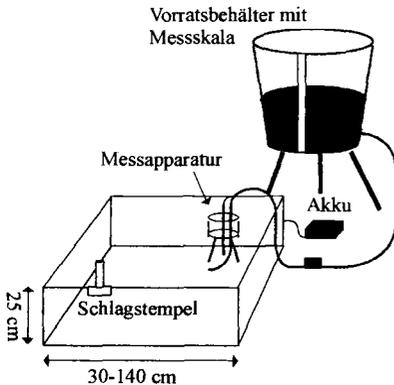


Abbildung 1: Schematische Skizze eines Beetinfiltrometers (WINZIG et al. 1998, verändert)

## 3. Ergebnisse

Es handelt sich bei dem untersuchten Standort um einen durchweg stark sauren, im Oberboden sehr humosen, lehmigen Sandboden (Tab.1). Die Lagerungsdichten sind bis in 65 cm Tiefe mit gering, darunter mit mittel zu bewerten.

Die Einzelversuche erfolgten an 20 Wiederholungen in einer Anordnung von 4 Reihen mit je 5 Parallelen im Abstand von 3 Metern. Als Meßgerät wurde ein modifiziertes Beetinfiltrometer (vergleiche Abbildung 1) verwandt. Hierbei handelt es sich um ein Quadrat aus Metallblechen, die wasserdicht verschraubt, senkrecht in den zuvor von Vegetation befreiten und geebneten Boden eingeschlagen wurden. Die Maße der Beetinfiltrometer reichen von 0,3 m x 0,3 m, 0,5 m x 0,5 m, 0,8 m x 0,8 m, 1,0 m x 1,0 m bis 1,4 m x 1,4 m Kantenlänge. Über eine Zeitspanne von 140 Minuten wurde die Innenfläche des größten Beetinfiltrometers konstant ca. 3 cm mit Wasser überstaut. Die Infiltrationsrate nach 140 min wurde als Endinfiltrationsrate angenommen. Anschließend erfolgte eine schrittweise Verkleinerung der Flächengröße durch Einsetzen kleinerer Beetinfiltrometer und weitere Messungen über je 20 Minuten, da zuvor eine ausreichende Sättigung des Bodens erfolgte.

\* e-mail: bufo.bufo@cityweb.de, \*\* Fb.9, Angewandte Bodenkunde, Universität-GH-Essen, 45117 Essen, e-mail: wolfgang.burghardt@uni-essen.de,

Die Luftkapazität (LK) und die Feldkapazität (FK) bewegen sich im mittleren Bereich (ARBEITSGRUPPE BODEN 1996), wobei die LK im Gmso Horizont gering ausfällt. Die Porengrößenverteilung deutet auf ein mittleres Potential an schnell und langsam dränenden Grobporen hin, die eine Ableitung infiltrierten Wassers gewährleisten.

**Tabelle 1: Tiefenverteilung der pH-Werte und Kohlenstoff - bzw. Humusgehalte**

Horizont	Tiefe	pH	C-Gehalt	Humusgehalt	Bodenart nach DIN 4220
	[cm]	[CaCl <sub>2</sub> ]	[Gew. %]	[Gew. %]	
Ap	10-20	4,3	4,61	7,94	SI3
Ap	29-34	4,3	1,02	1,75	SI3
Ahe	41-46	4,4	1,08	1,86	St2
Bsh / Bhs	49-54	4,4	2,83	4,88	St2
Bv / Go	65-70	4,3	0,89	1,54	St2
Gmso	80-85	4,2	0,49	0,84	fS
Gro / Gr	110-115	4,2	0,30	0,52	Su2

**Tabelle 2: Tiefenverteilung von Rohdichte, Porenvolumen, Luft- und Feldkapazität**

Horizont	Tiefe	ρt	Porenvolumen	LK	FK
	[cm]	[g/cm <sup>3</sup> ]	[Vol. %]		
Ap	10-20	1,15	48,3	11,4	36,8
Ap	29-34	1,25	48,9	11,3	37,6
Ahe	41-46	1,26	44,6	9,1	35,5
Bsh / Bhs	49-54	1,35	41,4	13,8	27,5
Bv / Go	65-70	1,47	38,6	17,4	21,2
Gmso	80-85	1,52	36,0	7,9	28,1
Gro / Gr	110-115	1,55	36,0	16,0	22,6

ρt = Lagerungsdichte (Rohdichte trocken), LK = Luftkapazität, FK = Feldkapazität

Die Meßergebnisse der Infiltrationstests weisen mit kleiner werdender Meßfläche eine Zunahme der Endinfiltrationsraten und Streuung auf. Sowohl der arithmetische (x) als auch der geometrische Mittelwert steigen auf das 4fache an (vergl. Tab 3, Abb. 3). Auch die Standardabweichung (s) steigt mit kleinerer Meßfläche auf das 5fache an und zwar von 28,73 auf 147,91 mm/h. Der normierte Variationskoeffizient hingegen zeigt mit Werten von 45,62 % bei dem größten und 58,45 % bei dem kleinsten Beetinfiltrationsmeter nur einen Anstieg von 13 %. Dennoch weisen diese Werte auf einen signifikanten Anstieg der Variabilität mit abnehmender Flächengröße hin.

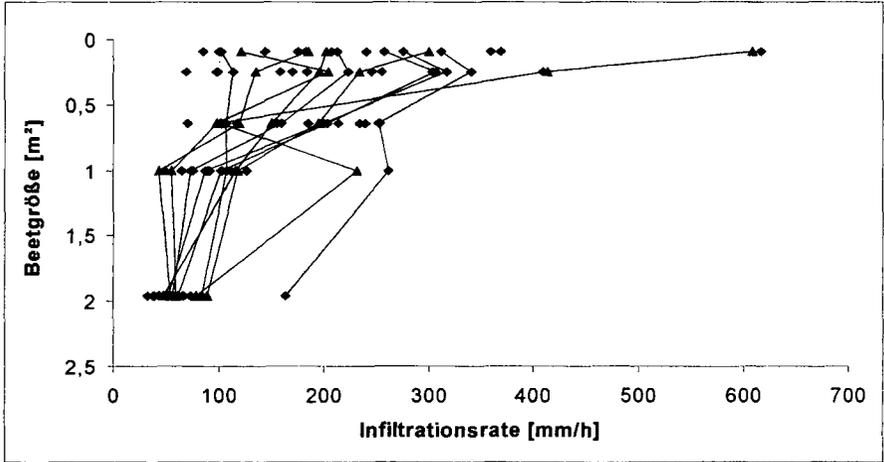
**Tabelle 3: Beziehung der Endinfiltrationsraten zur Größe der Infiltrationsfläche**

Infiltrationsmeter	A [ m <sup>2</sup> ]	x [ mm/h ]	s [ mm/h ]	min. [ mm/h ]	max. [ mm/h ]	V [ % ]
1,4 m X 1,4 m	1,96	62,98	28,73	32,97	163,77	45,62
1,0 m X 1,0 m	1,0	103,9	54,32	44,2	262,1	52,26
0,8 m X 0,8 m	0,64	161,5	60,93	70,2	253,6	37,73
0,5 m X 0,5 m	0,25	224,1	100,63	69,5	413,4	44,90
0,3 m X 0,3 m	0,09	253,1	147,91	84,7	617,4	58,45

A = Flächengröße, x = arithmetisches Mittelwert, s = Standardabweichung, min. & max. = auf x bezogen, V = Variationskoeffizient (V = (s/x)\*100)

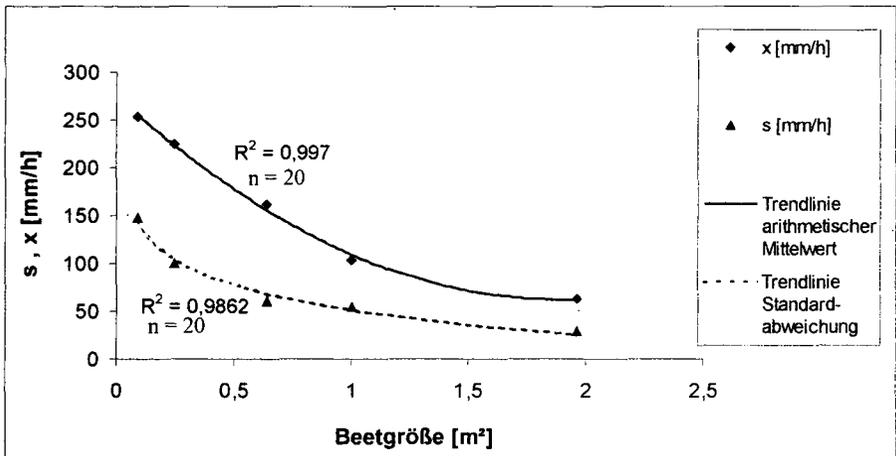
Veranschaulicht wird dieses Ergebnis, betrachtet man die Verteilung der Einzelwerte der Endinfiltration in Abbildung Nr.2. Die Spannweiten nehmen mit abnehmender Beetgröße deutlich zu und verlagern sich insgesamt hin zu den höheren Infiltrationsraten, da die Bodenvariabilität bei kleinerer Fläche einen größeren Einfluß ausübt.

**Abbildung 2: Spannweiten der Endinfiltrationsraten in Abhängigkeit der Infiltrationsfläche**



In Abbildung 3 sind die arithmetischen Mittelwerte und die Standardabweichung der Infiltrationsraten als Funktion der infiltrierten Fläche dargestellt. Bei der Betrachtung der Standardabweichung stellt man fest, daß diese mit größer werdender Fläche des Beetes geringer wird. Trägt man die erhaltenen Werte graphisch auf und drückt sie in einer Trendlinie aus, so ergibt sich eine Funktion, die es ermöglicht eine Flächengröße einer bestimmten Standardabweichung zuzuordnen.

**Abbildung 3: Standardabweichung und arithmetischer Mittelwert der Endinfiltrationsraten in Abhängigkeit von der Flächengröße des Beetinfiltrometers**



Die an dieser Stelle nicht weiter erläuterte räumliche Verteilung der Endinfiltrationsraten der 20 Messflächen zeigt, daß keine erkennbare systematische Anordnung der Versickerung auf der Fläche vorliegt. Es wurde bei der Durchführung der Versuche besonders darauf geachtet, abseits verdichteter Flächen zu arbeiten.

#### **4. Diskussion**

Die Ergebnisse der Untersuchung zeigen, daß Infiltrometer mit einer kleinen Überstaunungsfläche die Variabilität eines Standortes nicht repräsentativ erfassen können (vergl. JULIE et al. 1988). Je größer die Infiltrationsfläche bei einer Messung ist, um so eher entspricht das Ergebnis der tatsächlichen Infiltrationsleistung des Bodens, da mehr präferentielle Fließpfade erfaßt werden. Es ist anzunehmen, daß im Infiltrometer beginnende präferentielle Fließpfade sich außerhalb fortsetzen. Da präferentielle Fließpfade gegenüber der Bodenmatrix eine Infiltration dominieren können, rufen sich nach außen fortsetzende Fließpfade eine Art von Randeffect hervor, dessen relativer Anteil um so größer ist, je kleiner die Messfläche ausfällt.

#### **5. Schlußfolgerung**

Es ist offensichtlich geworden, daß gängige Verfahren zur Infiltrationsmessung wie Open-End- oder Doppelringinfiltrometer keinen ausreichend großen und damit repräsentativen Bodenausschnitt erfassen. Damit sind Ergebnisse aus solchen Messungen in Frage zu stellen. Selbst die Messergebnisse eines Beetinfiltrometers mit einer Fläche von 1,96 m<sup>2</sup> unterliegen räumlichen Veränderungen des Bodens. Ab einer Beetinfiltrometergröße von 1 m<sup>2</sup> verändert sich die Standardabweichung nur noch schwach. Für zukünftige Messungen wird daher empfohlen, eine Infiltrationsfläche von 1 m<sup>2</sup> anzustreben.

Weiterhin stellt sich die Frage, ob präferentielle Fließpfade die Fläche eines Infiltrometers über dessen Randbereiche vergrößern. Wie groß ist der tatsächliche Versickerungsbereich eines Infiltrometers, und können Randeffecte durch stark dränende Poren mit einem Doppelring ausgeglichen werden?

#### **6. Literatur**

- ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE (1996): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Auflage, Berichtigter Nachdruck, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- JULIE G., LAUREN, R. J. WAGENET, J. BOUMA & J. H. M. WOSTEN (1988): Variability of saturated hydraulic conductivity in a glossoaquic hapludalf with macropores, Soil Science 145, 20-28
- Winzig G., W. Burghardt (1997): Problematik bei der Vorhersage der Versickerungsleistung von Böden, in: Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung, Forum Angewandte Geographie, Bochum, 11-22,
- WINZIG G., J. TUSELMANN, W. BURGHARDT, D. TWER, O. STEINBERG (1998): Anleitung zur Ermittlung der Infiltrationsrate unter Feldbedingungen, unveröffentlicht

## **Bewertung der GIS-basierten Regionalisierung bodenkundlicher Kennwerte in Mittelgebirgsregionen**

M. Szibalski, Th. Behrens & P. Felix-Henningsen

### **1 Einleitung**

Im Rahmen des Sonderforschungsbereichs 299 der Deutschen Forschungsgemeinschaft "Landnutzungskonzepte für periphere Regionen" werden im Teilprojekt B 2.1 in drei Testgemarkungen innerhalb des Untersuchungsgebietes Lahn-Dill-Bergland, Hessen, labile bodenkundliche Kennwerte des Oberbodens regionalisiert (SZIBALSKI et al. 1999). Diese flächendeckend vorliegenden Daten sollen als Eingangsinformationen für Landschaftsmodelle zur Erstellung von Optionen der regionalen Landnutzung dienen. Dazu werden Methoden entwickelt und angewandt, die eine ökonomisch optimierte Erfassung des aktuellen Status der labilen Bodeneigenschaften von landwirtschaftlich genutzten Böden ermöglichen.

Das Untersuchungsgebiet ist durch eine äußerst heterogene Verteilung der Standortfaktoren geprägt, die labile Bodeneigenschaften in ihrer Intensität und räumlichen Verteilung beeinflussen. Daher werden an die Methode zur Erfassung und Regionalisierung dieser Eigenschaften besondere Anforderungen gestellt. Folgende Kriterien müssen dabei erfüllt werden:

- a) Optimierung des Stichprobenumfanges, um einen ökonomisch vertretbaren Aufwand bei der Probenahme zu erreichen,
- b) Auswahl eines geeigneten Meßnetzes, daß die räumliche Verteilung der labilen Bodeneigenschaften ausreichend berücksichtigt,
- c) Optimale Klassifizierung der Daten zur Erstellung einer gültigen Datenbasis für das Landschaftsmodell,
- c) Hohe Validität der regionalisierten Bodeneigenschaften.

### **2 Methode**

Um die genannten Ziele zu erreichen wird das Verfahren der Geschichteten Stichprobe, in Kombination mit einer nachbarschaftsanalytischen Ausweisung repräsentativer Probenahmestandorte, (KUHN 1994) anderen Verfahren (z.B. Rasterbeprobung, expertenwissen-gestützte Ausweisung von Probenahmestellen) vorgezogen.

Zunächst erfolgt auf der Basis statistischer Auswertungen vorhandener Datensätze aus der Untersuchungsregion oder vergleichbaren benachbarten Gebieten eine Auswahl von Standortfaktoren, die labile Bodeneigenschaften, wie den pH-Wert, den Corg-Gehalt und pflanzenverfügbare Nährstoffe in ihrer Intensität und räumlichen Verteilung statistisch nachweisbar beeinflussen.

---

\* Justus-Liebig-Universität Giessen, Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung, Wiesenstr. 3-5, 35390 Giessen, Tel.: 0641 - 99 37115, Fax: 0641 - 99 37109, e-mail: martin.szibalski@agrar.uni-giessen.de, <http://www.uni-giessen.de/bodenkunde/>

Die varianzanalytische Untersuchung eines Datensatzes mit 500 Fällen zeigte, daß die Exposition, die Bodenart des Klassenzeichens der Bodenschätzung und die Realnutzung in einer deutlichen Beziehung zu den genannten Bodenkennwerten stehen.

Im nächsten Schritt werden für die Testgemarkungen digitale Informationsschichten mit diesen drei Standortfaktoren erzeugt und zu einer Raumeinheitenkarte verschnitten (Geschichtete Stichprobe). Diese verschnittene Karte enthält Flächen gleicher Merkmalskombinationen (Raumeinheiten) der genannten Faktoren.

Anschließend erfolgt die Berechnung der Probenahmestellenanzahl für jede Raumeinheit unter Berücksichtigung der Raumcharakteristika 'Anteil der Raumeinheit an der Gesamtfläche', 'Einzelflächenanzahl der Raumeinheit' und 'Autokorrelativer Anteil der Raumeinheit' nach der Gleichung:

$$N_{PE} = 1 + \frac{A_{96\%} \cdot \Sigma EA}{AK_{PE}}$$

mit:  $N_{RE}$  = Probenanzahl je Raumeinheit

$A_{96\%}$  = Prozentualer Flächenanteil der jeweiligen Raumeinheit an 96% der Untersuchungsfläche

$\Sigma EA$  = Einzelflächen der jeweiligen Raumeinheit

$AK_{RE}$  = Autokorrelativer Anteil der Raumeinheiten (Berechnung anhand der Nachbarschaftsanalyse)

Im Anschluß an die Ausweisung repräsentativer Probenahmestellen, der Beprobung und der Labo-ranalyse werden die Meßwerte klassifiziert und mit den Raumeinheiten verknüpft. Die Validierung der Ergebnisse erfolgt auf der Basis eines Zufallsmessnetzes. Die Messwerte der dort entnommenen Bodenproben werden mit den modellierten Werten verglichen. Der Grad der Übereinstimmung kennzeichnet die Validität der Regionalisierungsergebnisse.

### 3 Bewertung

#### 3.1 Messnetze

Quadratische Raster sind leicht reproduzierbar und der Aufwand zur Erstellung des Messnetzes ist gering, allerdings werden Raumcharakteristika nur bei einer sehr hohen Verdichtung der Rasterpunkte berücksichtigt (Tab. 1). Zufallsmessnetze sind nicht reproduzierbar und gebietspezifische Faktoren werden nicht einbezogen. Der Aufwand zur Erstellung des Messnetzes wird durch das gewählte Berechnungsverfahren zur Verteilung der Probenahmestellen bestimmt. Der Aufwand für die Erstellung einer geschichteten Stichprobe ist vergleichsweise hoch, da zunächst geeignete Informationsschichten ausgewählt und gegebenenfalls digitalisiert werden müssen. Allerdings wird eine wesentlich höhere Effizienz für nachfolgende Flächenaussagen über Bodeneigenschaften erreicht, weil standortprägende Raumcharakteristika im hohen Maße berücksichtigt werden.

**Tab. 1:** Meßnetzsysteme im Vergleich

Systemeigenschaften	Meßnetzsysteme		
	Zufalls- verteilung	quadratisches Raster	Geschichtete Stichprobe
Aufwand beim Meßnetzaufbau	±	-	+
Berücksichtigung von Raumcharakteristika	-	-	+
Reproduzierbarkeit	-	+	+

- gering    ± mittel    + hoch

Angaben zusammengestellt nach SCHMOTZ (1996)

### 3.2 Stichprobenumfänge

In Abhängigkeit vom gewählten Meßnetz für die Erhebung bodenkundlicher Kennwerte ist mit einer sehr unterschiedlichen Anzahl der Probenahmestellen zu rechnen (Tab. 2). Beprobungen in einem Raster müssen in der Regel sehr engständig durchgeführt werden, da die räumliche Verteilung der Bodeneigenschaften unbekannt ist. Über die Schätzung von Variogrammen und die anschließende Anpassung der räumlichen Messwertvarianzen an ein experimentelles Variogrammodell sind Aussagen über die Eignung der gewählten Rasterabstände für die flächenhafte Erfassung und geostatistische Simulation (Interpolation) der Bodeneigenschaft möglich. An dieser Stelle wird der größte Nachteil des Verfahrens deutlich, da erst im Anschluß an die Messwertanalyse die Eignung der zuvor gewählten Rasterweite beurteilt werden kann. Flächenmischproben sollen die kleinflächige Variabilität der Bodeneigenschaft unterdrücken. Allerdings werden möglicherweise bedeutsame räumliche Trends dieses bodenkundlichen Kennwertes ebenfalls unterdrückt, die im Vorfeld der Beprobung nicht erkannt werden konnten.

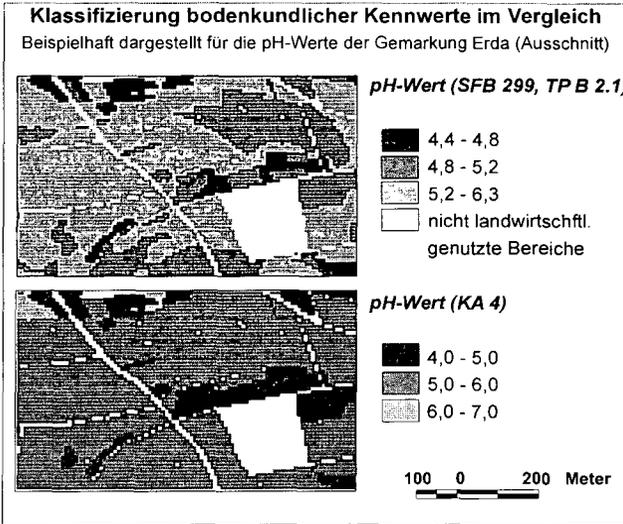
**Tab. 2:** Stichprobenumfänge im Vergleich

Quelle	Untersuchungsgegenstand	Probenanzahl / Hektar
VwV Bodenproben (1993)	Bodenchemie	36 bis 250 (Rasterbeprobung)
E DIN ISO 10381-1 & E DIN ISO 10381-4	Schadstoffe im Boden	Homogene Gebiete: 45 bis 75 (Mischprobe) Heterogene Gebiete: 150 bis 250 (Mischprobe)
SFB 299, TP B 2.1 (1999)	Bodenchemie	7 bis 10 (gesch. Stichprobe + Nachbarschaftsanalyse)

### 3.3 Datenklassifizierung

Die optimale Klassifizierung der bodenkundlichen Kennwerte stellt einen integrativen Bestandteil der angewandten Methode dar. Auf Basis einer statistischen Analyse der Messwertverteilung werden Klassen gebildet, die zueinander eine größtmögliche Varianz der Messwerte besitzen. Die Varianz der Messwerte innerhalb der Klassen soll hingegen minimiert werden (vgl. JENKS 1977). Die Klassenanzahl wird auf der Basis bodenkundlich plausibler Unterschiede festgelegt. Auch die mögliche Messgenauigkeit und die damit verbundene Fehlerkomponente wird bei der gewählten Klassifizierung berücksichtigt. Wie in der oberen Hälfte der Abbildung 1 dargestellt ist, sind die regional repräsentativ erhobenen  $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ -Werte in die Klassen 4,4–4,8, 4,8–5,2 und 5,2 bis 6,3 zusammengefasst worden. Die ökologische Bedeutung der Veränderung der H-Ionenkonzentration mit abnehmenden pH-Werten um eine Zehnerpotenz wird mit den eng gewählten Klassengrenzen im Bereich der niedrigen pH-Werte auf diese Weise berücksichtigt.

Demgegenüber wird in der Kartieranleitung (AG BODENKUNDE 1994) eine ganzzahlige Unterteilung der Messwerte in Einerschritten empfohlen. Diese Einteilung hat sicherlich ihre Berechtigung für einen schnellen Überblick über die Messwertverteilung, berücksichtigt aber nicht die für das Untersuchungsgebiet charakteristische Verteilung der pH-Werte. Auch die kleinräumige Variabilität der pH-Werte wird nur unzureichend wiedergegeben.



**Abb. 1:**

Die Auswirkungen einer unterschiedlichen Klassifizierung der  $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ -Werte auf die flächenhafte Darstellung dieses bodenkundlichen Kennwertes

(Ausschnitt der Gemarkung Erda, Lahn-Dill-Bergland, Hessen)

#### 4 Fazit

Im großmaßstäbigen Bereich bis etwa 1:10.000 ist in Räumen mit einem extremen räumlichen Wechsel der Standorteigenschaften wie der Mittelgebirgsregion Lahn-Dill-Bergland, Hessen, eine besondere methodische Verfahrensweise zur Regionalisierung von labilen Oberbodeneigenschaften notwendig.

Mit dem Verfahren der Geschichteten Stichprobe in Kombination mit

- der nachbarschaftsanalytischen Auswahl repräsentativer Probenahmestellen,
- einer optimierten Probenahmestellenanzahl und
- der verteilungsspezifischen und bodenkundlich plausiblen Klassifizierung der Messwerte

können Karten erzeugt werden, die z.B. den  $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ -Wert des Oberbodens hochauflösend und räumlich stark differenziert darstellen. Die Übereinstimmung der Modellergebnisse mit den Messwerten einer Zufallsstichprobe ( $n=10$ ) beträgt bei der gewählten Klassifizierung etwa 60% bei einer durchschnittlichen Abweichung der Klassenmittelwerte des Modells von 13%.

#### 5 Literatur

AG Bodenkunde (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl., Hannover.

Jenks, G.F. (1977): Optimal Data Classification for Choropleth Maps. Occasional paper, 2, Department of Geography, University of Kansas.

Kuhnt, G. (1994): Regionale Repräsentanz – Beiträge zu einer raumorientierten Meßtheorie. Habilitationsschrift, Kiel.

Schmotz, W. (1996): Entwicklung und Optimierung von Verfahren zur flächenhaften Erfassung der Schadstoffgehalte in Böden. In: ECOSYS – Beiträge zur Ökosystemforschung, 17, Kiel.

Schwertmann, U., Süßer, P. und Nätcher, L. (1987): Protonenpuffersubstanzen im Boden. Z. Pflanzenern. u. Bodenk. 150, S. 174-178.

Szibalski, M., Behrens, Th. & Felix-Henningsen, P. (1999): Regionalisierung bodenkundlicher Kennwerte peripherer Regionen am Beispiel des pH-Wertes. Z. für Kulturtechnik und Landentwicklung, 5/6 (im Druck).

VwV Bodenproben (1993): Baden-Württemberg: Zweite Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums zum Bodenschutzgesetz über die Probenahme und -aufbereitung. In: ROSENKRANZ/EINSELE/HARRESS. Bodenschutz - Ergänzendes Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Erich Schmidt Verlag.

**Klassifizierung und Bewertung von Flächen nach dem  
"Leitfaden Flächenhafte Niederschlagswasserversickerung"  
des Landesamtes für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz**

**Terhorst, S.\*, Burghardt, W.\*\*, Demuth, N.\*\*\*, Meuser, A.\*\*\***

### **1 Ziel und Aufgabenstellung**

Im Rahmen der Niederschlagswasserbewirtschaftung in Rheinland-Pfalz wurde ein "Leitfaden Flächenhafte Niederschlagswasserversickerung" (DEMUTH et al, 1998) entwickelt, der die Durchführungsplanung, insbesondere die Untersuchungen auf Eignung zur Regenwasserversickerung und die Bemessung von Versickerungsmulden regelt. Aus Ergebnissen der Bodenansprache und der Infiltrationsmessung soll die Ausweisung von geeigneten Flächen durch Kartierung geprüft werden. Ein Anwendungsbeispiel soll hier vorgestellt werden.

### **2 Untersuchungsfläche und Methoden**

Die Fläche "Aufm Bölinger Flur" liegt in der Gemeinde Wittlich-Wengerohr. Es handelt sich um eine 9 ha große ebene ehemalige Ackerfläche auf Pseudogleybraunerde bis Braunerde in der Wittlicher Senke, deren Bodensubstrat aus pleistozänen Flußablagerungen der Mosel besteht.

Die Untersuchungsfläche wird zur Zeit landwirtschaftlich genutzt und ist als Bebauungsgebiet vorgesehen. Im Bereich des Untersuchungsgebietes herrscht eine sehr unterschiedliche Vegetation in Bedeckungsgrad und Artenzusammensetzung vor, welche vom Vernässungsgrad des Bodens und von der Dauer des Brachliegens der Flurstücke abhängt.

Die Bodenansprache erfolgte auf der Untersuchungsfläche nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (ARBEITSGRUPPE BODEN, 1996) an einem Leitprofil und an 5 Flachschrüfen bis 40 cm Tiefe sowie mittels Pürckhauer und Linnemann-Bohrer an Bohrungen bis 100 cm bzw. bis max. 200 cm Tiefe. Die Infiltrationsrate wurde mit Hilfe des Beetinfiltrimeters nach Burghardt (1997) bestimmt. Das bis in 1m Tiefe im Boden speicherbare Infiltrationswasser wurde anhand von Volumenproben und an deren bestimmten Wassergehalten ermittelt.

---

\* Looker Straße 3, D-42555 Velbert, e-mail: stephan.terhorst@uni-essen.de

\*\* Universität Gesamthochschule Essen, FB 9, e-mail: wolfgang.burghardt@uni-essen.de  
Angewandte Bodenkunde, D-45139 Essen,

\*\*\* Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, Am Zollhafen 9, D-55118 Mainz

### 3 Klassifizieren, Bewerten und Darstellen der Bodenmerkmale nach dem "Leitfaden"

Tabelle 1 weist den Boden als stark sauren, mäßig verdichteten lehmigen Sand bis tonigen Lehm aus. Die bis 40 cm Tiefe untersuchten Schürfe weisen ähnliche Merkmale auf.

Tabelle 1: Merkmale des Leitprofils Probestelle Wil L1, T = Ton, U = Schluff, S = Sand

Horizont	Tiefe	ρt	PH (CaCl <sub>2</sub> )	T	U	S	Bodenart nach KA4
	cm	[g / cm <sup>3</sup> ]		Gew. %	Gew. %	Gew. %	
Ap	2-12	1,24	4,5	12,8	34,1	53,0	SI4
	12-22	1,50	4,66	13,3	31,8	54,9	SI4
Bv	25-35	1,52	4,78	10,1	33,8	56,1	SI3
BvSw	35-45	1,69	4,71	12,9	34,9	52,2	SI4
Sw	45-55	1,60	4,88	24,5	33,8	41,6	Ls3
(II) Sd	56-66	1,59	4,82	34,7	34,2	31,1	Lt3
	72-82	1,66	4,68	33,2	35,2	31,6	Lt3

Die Flächenkennzeichnung durch die Schürfe erfolgt anhand der bewerteten Merkmalskomplexe (DEMUTH et al, 1998) Versickerungsfähiges Bodenvolumen (V), Bodenarten (B), Biotische Merkmale (WB), Gefüge-merkmale (A), Zusatzmerkmale (Z) (Tabelle 2, Spalten 1-5) und einer Plausibilitätsüberprüfung mittels Endinfiltrationsrate (IR) und Speicherkapazität für Infiltrationswasser (SKI) (Abb. 1, 2, Tab. 2, Spalten 7-8).

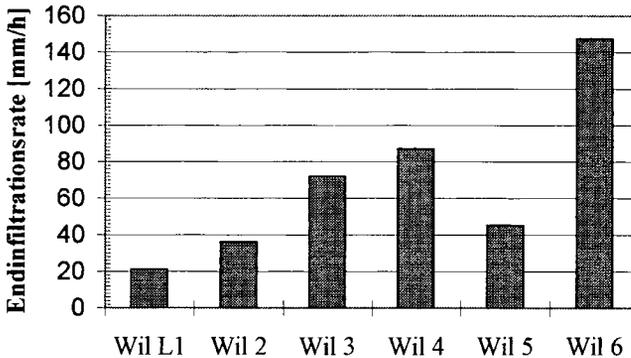


Abbildung 1: Endinfiltrationsraten gemessen im Beetinfiltrometer; WIL 1 – 6 Probestellenbezeichnung; L = Leitprofil. Die Bewertung der Infiltrationsraten ergibt für die Flächen Wil L1, Wil 2 und Wil 5 eine geringe bis mittlere Eignung zur Wasserversickerung (< 6 mm/h = sehr gering; 6-20 mm/h = gering; 21-60 mm/h = mittel; 61-200 mm/h = hoch; >200 mm/h = sehr hoch).

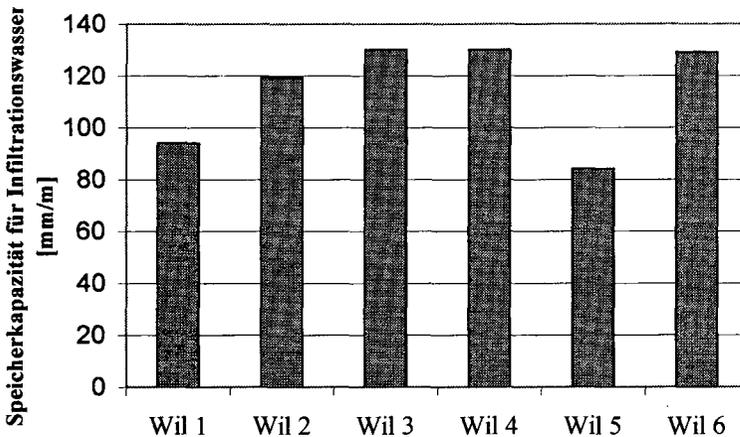


Abbildung 2: Speicherbares Infiltrationswasser in 1m Tiefe (70-120 mm/m = hoch)

Die Bodenbewertung ermöglicht eine Einteilung in Flächen mit günstigen oder ungünstigen Bodeneigenschaften zur Wasserversickerung (Tab. 2, Spalten 1-6).

Außer an den Probestellen Wil L1, Wil 2 und Wil 5 sind alle Flächen uneingeschränkt zur Versickerung von Niederschlagswasser geeignet. An den drei genannten Probestellen sind neben den Bodenmerkmalen, die auf die bedingte Eignung oder Nichteignung hinweisen, die Endinfiltrationsraten gering oder mittel und die Speicherkapazitäten mittel. Ob eine Nutzung der Flächen an den Probestellen Wil 2 und Wil 5 zur Niederschlagswasserversickerung stattfinden darf, muß im Feld noch einmal genauer untersucht werden.

Es gibt in der vorliegenden Untersuchungsfläche eine Übereinstimmung zwischen der aus der Feldkartierung abgeleiteten Bewertung, der Infiltrationseignung und den durch Infiltrationsmessung ermittelten Werten. Wurden zwei oder mehr der Bodenmerkmale (V, B, WB, A, Z) als bedingt-geeignet oder nicht-geeignet bewertet, fallen IR und SKI geringer aus.

#### 4 Schlußfolgerung

- Nach den Merkmalskomplexen (V, B, WB, A, Z) ist eine grobe Ausweisung von Flächen zur Niederschlagswasserversickerung am Standort Wittlich möglich.
- Die Plausibilitätsprüfung durch IR und SKI bestätigt die zuvor gefaßte Einschätzung.

#### Literatur:

Arbeitsgruppe Boden (1996): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Aufl. (KA4), E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 392 S., Stuttgart

Burghardt, W. (1997, unveröffentlicht): Entwurf zum Leitfaden Flächenhafte Niederschlagswasserversickerung

Demuth, N., Meuser, A., Burghardt, W. (1998): Leitfaden Flächenhafte Niederschlagswasserversickerung, Handlungsempfehlungen für Planer, Ingenieure, Architekten, Bauherren und Behörden, Landesamt für Wasserwirtschaft, Am Zollhafen 9, 55118 Mainz

Tabelle 2: Auswertung der Merkmalskomplexe (V, B, WB, A, Z) nach dem Leitfaden Flächenhafte Niederschlagswasserversickerung (DEMUTH et al, 1998) und Plausibilitätsprüfung mit Endinfiltrationsrate (IR) und Speicherkapazität für Infiltrationswasser (SKI)

1	2	3	4	5	6	7	8
Versickerungsfähiges Bodenvolumen unterhalb der Muldensohle (V)	Bodenarten, bei mittlerer Lagerungsdichte (B)	Biotische Merkmale (WB)	Gefügemerkmale (A)	Zusatzmerkmale (Z)	Bewertung nach Klassifizierung	Plausibilitätsprüfung nach IR und SKI	Ergebnis nach der Plausibilitätsprüfung
1 = geeignet, 2 = bedingt geeignet, 3 = nicht geeignet;						1 = sehr gering, 2 = gering, 3 = mittel, 4 = hoch, 5 = sehr hoch;	
Probestelle Will L1 (Leitprofil)							
V3	B1	WB2	A2	Ah - Z n.b. pH - Z3 WP - Z2	V3, B1, WB2, A2, Z3 nicht geeignet	IR2 SKI3	nicht geeignet
Probestelle Will 2							
V2	B1	WB2	A1	Ah - Z n.b. pH - Z2 WP - Z2	V2, B1, WB 2, A1, Z2 bedingt geeignet	IR3 #SKI3 )	bedingt geeignet
Probestelle Will 3							
V1	B1	WB2	A1	Ah - Z n.b. pH - Z2 WP - n.b.	V1, B1, WB2, A1, Z2 geeignet	IR3 #SKI14	Geeignet
Probestelle Will 4 BS							
V1	B1	WB2	A1	Ah - Z n.b. pH - Z3 WP - n.b.	V1, B1, WB2, A1, Z3 geeignet	IR4 #SKI14	geeignet
Probestelle Will 5							
V1	B2	WB2	A 2	Ah - Z n.b. pH - Z3 WP - n.b.	V1, B1, WB2, A2, Z3 geeignet	IR3 #SKI3	bedingt geeignet
Probestelle Will 6							
V1	B1	WB2	A1	Ah - Z n.b. pH - Z3 WP - n.b.	V1, B1, WB2, A1, Z3 geeignet	IR5 #SKI14	geeignet

n.b. = nicht bestimmt; IR gemessen mit dem Beetinfiltrimeter, #SKI nach Bodenart geschätzt

## Nutzung von Flächentypen zur Transformation von Bodenparametern

THIERE, J.<sup>1)</sup>, ALTERMANN, M.<sup>2)</sup>, SCHINDLER, U.<sup>1)</sup>, STEININGER, M.<sup>3)</sup>

### 1 Problem- und Zielstellung

- Zur Kennzeichnung heterogener Bodenflächen werden punktbezogene Bodendaten herangezogen.
- Die Transformation punktbezogener Bodendaten auf die heterogene Fläche kann nach dem Dominanzprinzip für Leiteinheiten oder durch Typisierung und Aggregierung von Merkmalsverbänden (Flächentypenkonzept) erfolgen.
- Das **Flächentypenkonzept** ermöglicht

- die Berücksichtigung aller wesentlichen Merkmalsausprägungen für die Beurteilung und vergleichende Bewertung von Flächen unterschiedlicher Heterogenität,
- die flächenbezogene Gewichtung von Bodenparametern unterschiedlicher Ausprägungen/ Gehalte für die Gesamtflächenaussage und
- die vergleichende und merkmalsbezogene Beurteilung der Heterogenität.

### 2 Methodik

- **Flächentypen sind aggregierte standortkundliche Einheiten, die die Vergesellschaftung von Standortmerkmalen nach Art der Standortelemente (qualitatives Merkmal) und deren Flächenanteil (quantitatives Merkmal) wiedergeben.**
- Die Methodik zur Bildung von Flächentypen wurde zur Nutzung und Auswertung der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) entwickelt.
- Flächentypen wurden bisher für die wichtigsten abiotischen Standortkomponenten - Substrat (99 Substratflächentypen), Hydromorphie (15 Hydromorphieflächentypen), Hangneigung (6 Hangneigungsflächentypen) und Steinigkeit (6 Steinigkeitsflächentypen) gebildet.

- 1) Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Institut für Bodenlandschaftsforschung, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg
- 2) Büro für Bodenökologie, Bodenkartierung, Bodenschutz; Lichtemannsbreite 10, 06118 Halle
- 3) Institut für Agrartechnik und Landeskultur der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg; Ludwig-Wucherer-Str. 81, 06108 Halle

**3 Arbeitsschritte zur flächenbezogenen Parameter-Transformation**

1. Auswahl bestimmender Substrattypen zur Definition der Substratflächentypen
2. Ermittlung bestimmender Körnungsarten für die ausgewählten Substrattypen und Tiefenbereiche
3. Festlegung bestimmender prozentualer Verteilungen der Substrattypen für die ausgewählten Substratflächentypen
4. Bildung von Werteklassen (WK) für die Parameter Kationenaustauschkapazität (KAK) und nutzbare Feldkapazität (nFK) (Tabellen: siehe unten)
5. Zuordnung von Werteklassen zu Bodenarten
6. Bildung und Aggregierung von Werteabfolgetypen nach Vergleichsstufen für Werteklassen (Tabelle: siehe unten)
7. Zuordnung von Werten und Werteabfolgetypen zu Kartierungseinheiten
8. Berechnung von flächenbezogenen Kenngrößen (Vergleichsdaten) mit Boniturwerten
9. Vergleichende Auswertungen und Gruppierungen von Nutzflächeneinheiten, administrativen und naturräumlichen Einheiten nach berechneten Kenngrößen (Vergleichsdaten, Boniturwerten)

**Tabellen zum Arbeitsschritt 4**

Werteklassen (WK) für die Kationenaustauschkapazität (KAK) in mval/100g Boden

Werteklasse (WK)	Wertebereich [mval/100g Boden]	Bezeichnung
1	<4	sehr gering
2	4-8	gering
3	>8-12	mäßig
4	>12-20	hoch
5	>20-28	sehr hoch
6	>28	extrem hoch

Werteklassen (WK) für die nutzbare Feldkapazität (nFK) in mm/m

Werteklasse (WK)	Wertebereich [mm/m]	Bezeichnung
1	< 80	sehr gering
2	80-110	gering
3	>110-140	mäßig
4	>140-170	hoch
5	>170-200	sehr hoch
6	>200	extrem hoch

**Tabelle zum Arbeitsschritt 6**

Bildung und Aggregierung von Werteabfolgetypen aus Werteklassen (WK)

1 - 20 einzelne Werteabfolgetypen (WA);

0 - 5 Vergleichsstufen (VST) für zusammengefaßte Werteabfolgetypen (ZWA)

<b>Tiefenbereich</b>	<b>Werteklassen (WK)</b>					
OB (0-3 dm)	1	1	2	3	5	5
UB1 (3-6 dm)	1-2	1-2	1-2	2-4	1-6	3-6
UB2 (6-10 dm)	1-2	3-6	3-6	3-6	1-2	3-6
UB3 (10-15 dm)	1-2	3-6	3-6	3-6	1-2	1-2
<b>WA</b>	<b>1</b>	<b>5</b>	<b>8</b>	<b>12</b>	<b>15</b>	<b>17</b>
OB	1	2	3	4	6	5
UB1	1-2	1-2	2-4	3-4	1-6	3-6
UB2	1-2	1-2	1-2	3-6	1-2	3-6
UB3	3-6	3-6	1-2	1-2	1-2	3-6
<b>WA</b>	<b>2</b>	<b>6</b>	<b>9</b>	<b>13</b>	<b>16</b>	<b>18</b>
OB	1	2	3	4		6
UB1	1-2	1-2	2-4	3-4		3-6
UB2	3-6	2-6	3-6	1-6		3-6
UB3	1-2	1-2	1-2	3-6		1-2
<b>WA</b>	<b>3</b>	<b>7</b>	<b>10</b>	<b>14</b>		<b>19</b>
OB	2		4			6
UB1	1-2		2-4			3-6
UB2	1		1-2			3-6
UB3	1-2		1-2			3-6
<b>WA</b>	<b>4</b>		<b>11</b>			<b>20</b>
<b>ZWA</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>

#### 4 Bonitur von landwirtschaftlich genutzten Böden nach der Kationenaustauschkapazität und nutzbaren Feldkapazität

Festlegungen für die Skalierung der Werte (W) auf eine Skala von 0 bis 100 Punkten (P):

##### **Kationenaustauschkapazität**

$W_{\max} = 50 \text{ mval}/100 \text{ g Boden}$

Boniturwert (b) = 0,2 Punkte/mval/100 g Boden

Gewichtung (G) nach Tiefenbereichen (TB)

##### **Feldkapazität**

$W_{\max} = 25 \text{ mm}/\text{dm}$

Boniturwert (b) = 0,4 Punkte/mm/dm

Gewichtung (G) nach Tiefenbereichen (TB)

<u>TB</u>		<u>G</u>
OB	0 - 3 dm	4
UB1	3 - 6 dm	3
UB2	6 - 10 dm	2
UB3	10 - 15 dm	1

$$b = \frac{P_{\max}}{\sum_{\text{TB1}}^{\text{TB4}} (W_{\max} \cdot G_{\text{TB1-4}})}$$

Für das Beispielsgebiet des Meßtischblattes Haldensleben (3734), Sachsen-Anhalt, wurden als Ergebnis zwei thematische Karten vorgestellt:

- Karte der Austauschkapazität (KAK)
- Karte der nutzbaren Feldkapazität (nFK).

Auf der Grundlage der für die Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Sachsen und Thüringen flächendeckend vorliegenden Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) kann die landwirtschaftliche Nutzfläche dieser genannten Gebiete insgesamt nach den bearbeiteten Parametern beurteilt werden. Durch die vorgenommene Parallelisierung der Substratklassifikation nach TGL 24 300 und KA 4 sind auch Ergebnisvergleiche und Nutzungen für bundesweite Aufgabenstellungen möglich.

Die Berechnung und Anwendung von Boniturwerten ermöglicht es, unterschiedliche Parameter in vergleichbare Bewertungsskalen zu transformieren.

#### 5 Schlußbemerkungen

- Durch die Abstraktion von Standortmerkmalen zu Flächentypen wird die Mannigfaltigkeit der qualitativen und quantitativen Vergesellschaftungen von Standortelementen überschaubar und für den Nutzer rationell interpretierbar.
- Kartierungseinheiten unterschiedlicher Maßstäbe sowie unterschiedliche Nutzflächeneinheiten können mit Hilfe der Flächentypen inhaltlich gekennzeichnet, vergleichbar beurteilt und bewertet werden.

- Das Flächentypenkonzept hat sich bewährt bei der Beurteilung von Standorteignungen (Anbau- und Bewirtschaftungseignung) und Gefährdungen (Erosionsgefährdung, Verdichtungsaneignung).
- Zur Beurteilung weiterer standortabhängiger Bodenpotentiale sowie für standortbezogene ökonomische Bewertungen ist das Flächentypenkonzept ausbaufähig.
- Das entwickelte Aggregierungs- und Beurteilungskonzept ist nicht nur für die MMK-Daten, sondern auch für die gegenwärtig verbindlichen standortkundlichen Nomenklaturen anwendbar.

## 6 Literatur

- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Aufl., 392 S., 33 Abb., 91 Tab., Hannover.
- ALTERMANN, M.; KÜHN, D. (1999): Systematik bodenbildender Substrate.- In: BLUME, FELIX-HENNINGSSEN, FISCHER, FREDE, HORN, STAHR: Handbuch der Bodenkunde, 6. Ergänzungslieferung, ecomed-Verlagsgesellschaft Landsberg/Lech.
- ALTERMANN, M.; STEININGER, M.; THIÈRE, J. (1995): Methodische Erprobung zur Bewertung von ausgewählten Standortregionaltypen der MMK in Beispielsgebieten Sachsen-Anhalts für bodenschutzrelevante Fragestellungen und Umweltverträglichkeitsprüfungen. Auftraggeber: Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Sachsen-Anhalt, unveröffentlichter Ergebnisbericht, Halle.
- RIEK, W.; WESSOLEK, G.; RENGER, M.; VETTERLEIN, E. (1995): Luftkapazität, nutzbare Feldkapazität von Substrat - Horizontgruppen - eine statistische Auswertung von Labordatenbanken. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Weinheim 158, 5: 485-491.
- THIÈRE, J., ALTERMANN, M.; LIEBEROTH, I.; RAU, D. (1991): Zur Beurteilung landwirtschaftlicher Nutzflächen nach technologisch wirksamen Standortbedingungen.- Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk. Berlin 35 ( 3): 171-183.
- THIÈRE, J. & R. SCHMIDT (1979): Kriterien von Flächentypen bei der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK). Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk. Berlin 23 (9): 529-537.
- THIÈRE, J., W. REIHER & H. MORGENSTERN (1986): Analyse des Zusammenhanges von Austauschkapazität (T-Wert), Körnung organischer Substanz und Bodenreaktion für verbreitete Substrat- und Horizontgruppen. Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk., Berlin 304: 211-218.

## Ein multifaktorieller Ansatz zur Erfassung und Quantifizierung von Bodenerosion und -deposition im semiariden Niger

<sup>1</sup>Vahlkampf, G.; <sup>1</sup>Wahr, J.; <sup>1</sup>Graef, F.; <sup>2</sup>Cercasov, V.; <sup>1</sup>Stahr, K.

### 1 Einleitung

Diese Studie stellt einen multifaktoriellen Ansatz vor, welcher verschiedene Degradationsprozesse auf unterschiedlichen räumlichen wie zeitlichen Ebenen erfaßt. Dabei wurden von sieben Bodentransekten die Landschaftseinheiten, Böden und Krusten kartiert sowie 16 Profilgruben nach bodenkundlichen Gesichtspunkten aufgenommen und beprobt. Zusätzlich zu Standardanalysen wurden die Bodenproben im Labor auch auf den Gehalt an <sup>137</sup>Cs untersucht. An sieben Standorten wurde während der Regenzeit die Veränderung des Mikroreliefs und die Niederschlagsverteilung gemessen. Ferner wurde entlang des Leittransektes ein semistrukturiertes Interview mit Bauern durchgeführt. Methoden der Fernerkundung, multitemporale Luftbilddauswertung von drei Befliegungen der Jahre 1956/1975/1997 und die Weiterverarbeitung mit Hilfe Geographischer Informationssysteme (GIS) runden die Studie ab. Die Geländearbeiten in Niger/Westafrika wurden zwischen Mai und September 1998 durchgeführt. Ziel dieser Studie ist die Erfassung aktueller und längerfristiger Degradationsprozesse sowie die Untersuchung der Interdependenzen von Nutzung, Vegetation, Relief, Böden und Niederschlag und deren Beziehungen zu Erosions- und Akkumulationsvorgängen. Dabei soll auch auf die Frage eingegangen werden, ob sich die beobachteten Prozesse während der letzten vier Jahrzehnte verstärkt haben und wo die Gründe hierfür liegen. Im folgenden werden Ergebnisse der Mikroreliefmessungen sowie der <sup>137</sup>Cs-Analysen entlang des Leittransektes vorgestellt.

### 2 Charakterisierung des Untersuchungsgebietes und -transektes

Das Untersuchungsgebiet liegt am Nordrand der südlichen Sahelzone im Südwesten der Republik Niger etwa 185 km nordöstlich der Hauptstadt Niamey in der Umgebung des Dorfes Chikal (14° 25' N; 3° 26' E) und besitzt eine Größe von ca. 150 km<sup>2</sup>.

Das Klima ist semiarid mit jährlichen Niederschlägen von 300-350 mm, welche auf wenige Ereignisse verteilt in einer kurzen sommerlichen Regenzeit fallen. Aus terrestrischen und limnischen Sedimenten des „*Continental Terminal*“ aufgebaute Plateaus, das im Pleistozän ausgebildete Trockental „*Dallol Bosso*“ sowie ebenso im Pleistozän gebildete Dünenzüge und Fußflächen prägen die Landschaft des Untersuchungsgebietes. Extensiver Ackerbau (Hirse, Sorghum, Bohnen) und Viehhaltung bilden die Hauptnutzungsarten.

Das Leittransekt (siehe Abb. 1) verläuft von Ost nach West durch eine typische Fußflächenlandschaft. Sowohl der Bereich des Pediments als auch der des Glacis' kann morphologisch in je zwei Zonen (A/B - C/D) unterteilt werden (vgl. Abb. 1): **Zone A** ist gekennzeichnet durch weitläufige, vegetationslose Spülfächen mit einer Hangneigung von 5-6%, stark erodierten Cambisols und oberflächenabflußfördernden Krusten. Eingeschaltet zwischen diese Spülfächen sind aufsitzende Mikrodünenzüge mit sehr stark degradierten Büschen und stellenweise kargem Grasbewuchs. Auf

<sup>1)</sup> Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310), Universität Hohenheim, 70599 Stuttgart

<sup>2)</sup> Institut für Physik (120), Universität Hohenheim, 70599 Stuttgart

den Dünen finden sich stark geschichtete Arenosols. **Zone B** ist mit Neigungen von 2-4% flacher. Der Flächenanteil der Spülfächen mit Cambisols nimmt zugunsten von Mikrodünenzügen ab, auf welchen wie in Zone A Arenosols zu finden sind. Auf den Spülfächen sind vereinzelt karge Büsche, auf den Mikrodünenzügen sowohl Büsche als auch annuelle Gräser und einzelne Bäume zu finden. **Zone C:** Die Neigung liegt bei etwa 1%. An die Stelle abtragsdominierter Spülfächen tritt eine Vielzahl kleiner flacher Abflußrinnen („Kori“) und kleiner Schwemmfächer. Die Mikrodünen werden geringmächtiger, gehen aber deutlich mehr in die Fläche. Die Böden sind meist fluvial überprägte Cambisols ohne oberflächenabflußfördernde Krusten. In der folgenden **Zone D** erfolgt der Abfluß in großen, breiten Rinnen zwischen großflächigen Mikrodünenbereichen mit Arenosols. Ackerbau wird vor allem in den Zonen C und D betrieben.

### 3 Material und Methoden

Zur Erfassung der rezenten Dynamik während einer Vegetationsperiode wurde innerhalb der Zonen auf insgesamt sieben 100x150 cm großen Flächen mittels eines Reliefmeters das jeweilige **Mikrorelief** (5cm-Raster) im Intervall von zwei Wochen (Phasen A) gemessen. Die **Bodenprofile** wurden im Gelände nach der FAO-BODENSYSTEMATIK (1992) aufgenommen und klassifiziert. Zusätzlich wurden jeweils die Nutzungsart, Bedeckungsgrad der Vegetation, Reliefsituation, Mikrorelief und Oberflächenbeschaffenheiten/Krusten (CASENAVE UND VALENTIN 1989) bestimmt. Die Entnahme von Stechzylinderproben (100 ml) erfolgte horizontweise in 3 Parallelen. Mächtigere Horizonte wurden zur Probenahme weiter unterteilt und zusätzlich zu den Standardanalysen im Labor auf den Gehalt an  $^{137}\text{Cs}$  untersucht.

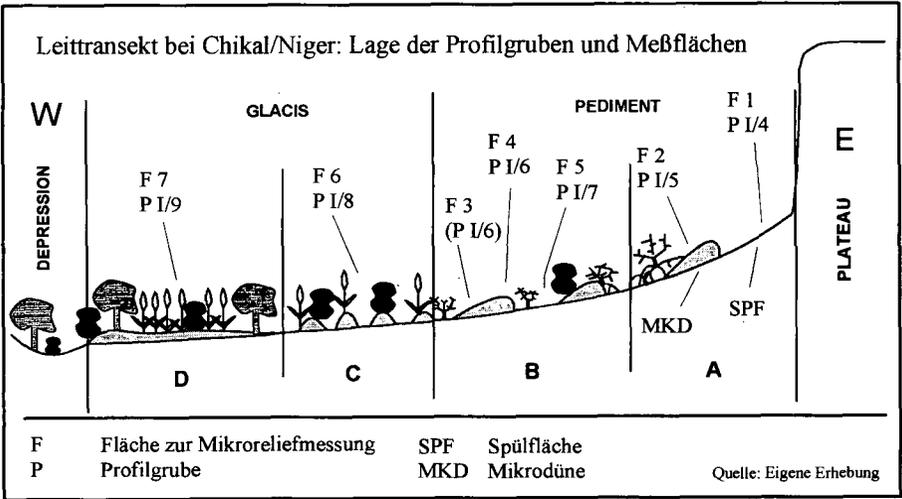
### 4 Ergebnisse

Die über die **Mikroreliefmessungen** ermittelten Nettomengen an Ab- und Auftrag beziehen sich auf den Meßzeitraum von Anfang Juni bis Ende August (Phasen 1-5). Die Nettoverlagerung von Bodenmaterial während des gesamten Meßzeitraumes betrug zwischen  $-17,5 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$  und  $+45,2 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ . In Zone A und B waren jeweils Flächen zur Repräsentation der Spülfächen wie der Mikrodünenzüge vertreten. In Zone B wurde zusätzlich zwischen vegetationsloser und mit annuellen Gräsern bedeckten Mikrodünen unterschieden.

In Zone A lag der Nettoabtrag auf den Spülfächen bei  $-2,1 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$  (Fläche 1), in Zone B bei  $-17,4 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$  (Fläche 5). Auf den vegetationsfreien Mikrodünen ergab sich ein Nettoabtrag von  $-17,5 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$  (Fläche 2) in Zone A und  $-14,8 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$  (Fläche 3) in Zone B. Auf der mit annuellen Gräsern durchsetzten Mikrodünenfläche konnte nur für die Phasen 3-5 ein Abtrag berechnet werden. Dieser lag mit  $-2,4 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$  (Fläche 4) deutlich unter den  $-5,6 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ , welcher für den gleichen Zeitraum auf der vegetationsfreien Mikrodünenfläche (Fläche 3) in Zone B erfaßt wurde. Die Messungen für die Fläche in Zone C ergaben einen Nettoauftrag von  $+24,1 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$  (Fläche 6), in Zone D von  $+45,2 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$  (Fläche 7). Insgesamt fielen während der Mikroreliefmessungen 209,5 mm Niederschlag, welcher sich wie folgt auf die einzelnen Phasen verteilt: Phase 1: 14,9 mm / Phase 2: 9,1 mm / Phase 3: 61,1 mm / Phase 4: 44,7 mm und Phase 5: 79,7 mm. Der Niederschlag verteilte sich durchschnittlich auf vier Einzelereignisse pro Phase.

Die Ergebnisse der  $^{137}\text{Cs}$ -Analyse gehen qualitativ in die Diskussion ein. Jedoch kann für einen Teil der Bodenprofile über die  $^{137}\text{Cs}$ -Tiefenverteilung der Nettoauftrag der letzten 35 Jahre berechnet werden. Dabei ergab sich für das Bodenprofil I/9 in Zone D (Ferralic Arenosol) eine mittlere Nettodeposition von  $+15 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  für den Zeitraum von 1963 bis 1998. Analog hierzu wurden für die Ferralic Arenosols in Zone A und B Werte von  $+33 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  (Profil I/5) und  $+23 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  (Profil I/6) respektive errechnet. Die genaue Lage der einzelnen Mikroreliefflächen sowie der Profilgruben ist Abbildung 1 zu entnehmen.

Abbildung 1:



### 5 Diskussion

Die über die **Mikroreliefmessungen** ermittelten Ergebnisse belegen eine sehr hohe Dynamik in dem Untersuchungsgebiet. Nur Fläche 2 (Zone A) und Fläche 7 (Zone D) weisen einen durchgängigen Trend über alle Phasen hinweg auf, wobei die einzelnen Phasen dennoch eine hohe Variabilität zeigen. Auf allen weiteren Flächen gab es in den Einzelphasen sowohl Erosion als auch Akkumulation. Der jeweilige Nettotrend über den gesamten Zeitraum hinweg wird bei den Flächen 1 (Profil I/4), 5 (Profil I/7), 6 (Profil I/8) und 7 (Profil I/9) durch die Beobachtungen in den Profilgruben bestätigt. Deutliche Schichtung und überdeckte Ah-Horizonte belegen den akkumulativen Trend auf den Flächen 6 und 7 in den Zonen C und D. Analog belegt das Fehlen jeglichen Oberbodenhorizontes bei Fläche 1 in Zone A den erosiven Charakter. Profil I/7 (Fläche 5) weist eindeutig unregelmäßig wechselnd fluviale und äolische Schichtung und damit eine sehr hohe Dynamik und akkumulativen Charakter auf. Geländebeobachtungen, wie stark degradierte Büsche auf den Spülflächen, freierodierte Wurzeln, Erosionskanten und oberflächenabflußfördernde Krusten, unterstützen dagegen die abtragsdominierten Ergebnisse der Mikroreliefmessung. Dies könnte mitunter die Folge anthropogener Eingriffe (Weidewirtschaft, Holzeinschlag, Ackerbau) darstellen, welche laut Befragung in den letzten 5 bis 10 Jahren in Zone B deutlich zugenommen haben. Profil I/5 (Fläche 2) und Profil I/6 (Fläche 3/4) in den Zonen A und B zeigen eine deutliche, kaum pedogen überprägte äolische Schichtung sowie alte überlagerte Horizonte in unterschiedlichen Tiefen, obwohl ein deutlicher Abtrag gemessen wurde. Dies ist durch die unterschiedliche Reliefsituation zu erklären. Fläche 2 und 3 liegen jeweils auf der durch Auswehung (freierodierte Wurzelstöcke), Krusten und hohe Oberflächenabflüsse geprägten flacheren Luvseite der Mikrodünen. Die Profilgruben befinden sich am Dünenkamm. Dort stabilisieren annuelle Gräser und kleine Büsche die Düne, was ein Vergleich der Flächen 3 und 4 unterstützt. Zudem bestärkten Piquetsmessungen entlang des Quer- und Längsschnittes der Mikrodüne diese Beobachtung.

Die zeitliche Einordnung der Entwicklung und ablaufenden Prozesse wurde durch eine **<sup>14</sup>C-Datierung** (1020 ± 50 BP) von Holzkohlestückchen ermöglicht, welche in Profil I/6 in 1,60 m Tiefe an einer Schichtgrenze entnommen wurden sowie die Tiefenverteilung des <sup>137</sup>Cs. So kann in den Profilen I/9, I/6 und I/5 in den Tiefen 35, 60 und 90 cm jeweils ein Peak in der Tiefenverteilung

des  $^{137}\text{Cs}$  erkannt und als die alte Oberfläche zur Zeit des höchsten Fallouts (1963) gesehen werden. Die jeweils darüber liegende Menge an Bodenmaterial stellt die Netto- und zugleich Minimummasse an aufgelagerten Bodenmaterial dar (Ergebnisse siehe oben). Diese These wird durch weitere Profilbeobachtungen unterstützt: Der  $^{137}\text{Cs}$ -Peak in Profil I/9 fällt mit einem überdeckten Ah-Horizont zusammen, die pedogene Überprägung der Profile von Zone A nach D nimmt zu, während analog die recht junge äolische Schichtung in ihrer Mächtigkeit und die errechneten mittleren jährlichen Depositionsmengen abnehmen. Für Profil I/6 ergibt sich ein Zeitraum von rund 1000 a für eine Nettodeposition von 100 cm und 35 a für 60 cm Bodenmaterial. Ein in 96-116 cm Tiefe liegender Ah-Horizont deutet darauf hin, daß hier in den letzten 1000 Jahren mindestens 2 unterschiedliche bodenbildende Phasen auftraten. In Profil I/9 können drei solcher Phasen ausgegliedert werden.

Diese Methode der Quantifizierung kann auf die in den Spülfächen angelegten Profilgruben aufgrund anderer Einflußfaktoren nicht angewendet werden. Ebenso ist eine Berechnung nach dem „*mass balance model*“ (CHAPPELL ET AL., 1998; SUTHERLAND & DE JONG, 1990) wegen verschiedenster Faktoren in einer so labilen Landschaft nicht sinnvoll anwendbar. Einzig für Profil I/4 (Fläche 1) kann aufgrund des Fehlens eines nachweisbaren  $^{137}\text{Cs}$ -Gehaltes ein mittlerer Mindestabtrag von  $15 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  bestimmt werden, welcher sich über den  $^{137}\text{Cs}$ -Gesamtgehalt des Referenzprofils ergibt. Für die Profile I/7 (Fläche 5) und I/8 (Fläche 6) können nur qualitative Aussagen getroffen werden, welche jedoch die oben genannten Beobachtungen stützen.

Zur Absicherung der hier vorliegenden Ergebnisse sollten die Messungen auf den Mikroreliefflächen über einen Zeitraum von mehreren Jahren durchgeführt werden. Für die über  $^{137}\text{Cs}$  ermittelten Werte sind mehrere Referenzstandorte in den jeweiligen Einheiten von Vorteil. Ohne die Beobachtungen in den Profilgruben sind  $^{137}\text{Cs}$ -Analysen in einer solch heterogenen Landschaft kaum zu interpretieren, da wichtige Informationen wie Schichtung, überdeckte Ah-Horizonte etc. nicht erkannt werden und somit zu falschen Schlußfolgerungen führen können.

## Literatur

- CASENAVE, A. & VALENTIN, C., (1989): Les états de surface de la Zone sahélienne. Influence sur l'infiltration. Collection "Didactiques". ORSTOM, Paris. 229 pp.
- CHAPPELL, A., WARREN, A., OLIVER, M.A. & CHARLTON, M. (1998): The utility of Cs137 for measuring soil redistribution rates in southwest Niger. *Geoderma* 81: 313-337.
- SUTHERLAND, R.A. & DE JONG, E. (1990): Quantification of soil redistribution in cultivated fields using caesium-137, Outlook, Saskatchewan. *Catena* 17: 177-193.

# **Waldhumusformen in Südwestdeutschland – Widersprüche zwischen Ansprache nach KA4, Regenwurmpopulationen und Eigenschaften des Oberbodens.**

von

**VOLLMER, T. & EHRMANN, O.**

## **Einleitung**

Die Waldhumusformensystematik der KA4 (AG BODEN 1994) basiert im wesentlichen auf Kartierungen im nordwestdeutschen Mittelgebirgsraum. Gegenwärtig wird über eine Neufassung der Humusformensystematik diskutiert.

Untersuchungen zu Humusformen, Regenwurmpopulationen sowie bodenchemischen Eigenschaften an 45 Waldstandorten in Südwestdeutschland, eröffneten die Möglichkeit

- die Humusformensystematik der KA4 für das Untersuchungsgebiet zu überprüfen und
- die Humusformen in Beziehung zu bodenbiologischen und -chemischen Parametern setzen.

## **Methoden**

Die Standorte wurden so ausgewählt, daß hinsichtlich pH-Wert und Bodenfeuchte das in Südwestdeutschland vorkommende Spektrum erfaßt wurde. Aufgrund der geringen Klassenbelegung im Bereich der Feucht-, Naß- und Auflagehumusformen werden im folgenden nur Daten zu den Mineralbodenhumusformen präsentiert.

An jedem Standort wurden 3 bzw. 4 Profile innerhalb einer homogenen Fläche von ca. 100 m<sup>2</sup> Größe beprobt.

Die Bestimmung der Humusformen erfolgte nach KA4 (AG BODEN 1994). Gesamtkohlenstoff- (Ct) und -stickstoffgehalte der Feinerde wurden für den Bereich 0-25 cm unter GOF gaschromatografisch ermittelt. Corg-Gehalte wurden als Differenz zwischen Ct und carbonatischem Kohlenstoff bestimmt (Methode siehe SCHLICHTING ET AL. 1995). Die Bestimmung der pH-Werte erfolgte potentiometrisch in 0,01M CaCl<sub>2</sub>-Lösung (SCHLICHTING ET AL. 1995). Die Bodenfeuchte der Standorte wurde in Anlehnung an MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR BADEN-WÜRTTEMBERG (1991) unter Zuhilfenahme von nFK, klimatischer Wasserbilanz, Exposition, Hangneigung und Bodentyp auf einer Skala von 0 (dürr) bis 10 (naß) bewertet.

Regenwurmpopulationen (Individuendichten, sowie Biomassen als Frischgewicht) wurden im Frühjahr 1998 mit einer Kombination aus Elektromethode (Probefläche 1/8 m<sup>2</sup>) und nachfolgender Handauslese (1/30 m<sup>2</sup> bis 30 cm Tiefe) in sechsfacher Wiederholung erfaßt (siehe Ehrmann & Babel 1991). Die Auswertung der Ergebnisse erfolgte auf Ebene der Arten und der drei ökologischen Gruppen.

## Ergebnisse und Diskussion

Bereits bei der Geländeansprache fiel die große Heterogenität der – nach KA4 - als F-Mull zu bezeichnenden Humusprofile auf. Für die weitere Auswertung wurden diese nach Merkmalen der Ah-Horizonte (Gefüge und Mächtigkeit) in die Untergruppen F(+)- und F(-)-Mull unterteilt, wobei Profile mit mächtigem (>10 cm), krümeligem Ah-Horizont (Abb. 1 rechts) der erstgenannten, solche mit geringmächtigem, scharf vom darunterliegenden Horizont abgegrenzten Ah-Horizont (Abb. 1 links) der letztgenannten Gruppe zugeordnet wurden.

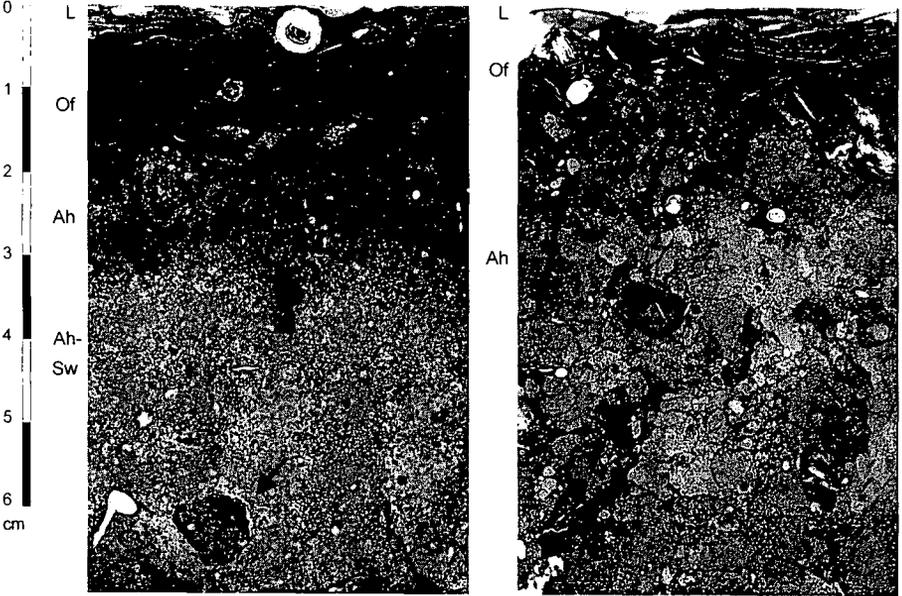


Abb. 1: typische Beispiele für F(-)- Mull (links) und F(+)-Mull (rechts).

In beiden Bildern sind die oberen Teile der L-Horizonte entfernt. Beim abgebildeten F(-)-Mull (links) ist der Of-Horizont ca. 1,5 cm mächtig. Der Ah-Horizont ist deutlich vom Of abgesetzt, sehr geringmächtig und durch (eingewaschene) Huminstoffe dunkel gefärbt. Er geht in den dichten Ah-Sw über, der große Konkretionen (Pfeile) enthält. Im Bild rechts ist der Of nur sehr dünn und liegt locker dem krümeligen, makroporenreichen Ah-Horizont auf. Dieser besteht überwiegend aus Regenwurmlosungen (endogäischer Arten), die an den abgerundeten Formen gut zu erkennen sind.

Humusform	L-Mull		F(+)-Mull*		F(-)-Mull*		mullartiger Moder	
(n) Standorte	10		6		5		7	
pH-Wert	3,9 - 7,2	6,1	4,3 - 7,0	6,1	3,5 - 3,8	3,7	3,7 - 4,4	3,9
Bodenfeuchte	2 - 10	4,9	1 - 5	2,6	3,5 - 6,5	5,3	2 - 6,5	3,6
Nt (kg m <sup>-2</sup> )	0,25 - 0,90	0,60	0,42 - 0,77	0,55	0,26 - 0,57	0,37	0,18 - 0,55	0,37
Corg (kg m <sup>-2</sup> )	3,2 - 10,6	6,8	5,6 - 9,0	7,0	3,9 - 6,8	5,0	3,1 - 7,9	5,1
C/N	8,8 - 14,4	11,5	12,0 - 17,5	14,5	14,1 - 16,7	15,6	13,7 - 21,7	16,2

Tab. 1: Stichprobenumfang und Kennwerte des Oberbodens (Min.- Max. und arithmetisches Mittel)

\* Arbeitsbezeichnungen

Nach pH-Wert und Corg- bzw. Nt-Vorräten zerfallen die Mineralbodenhumusformen in zwei Gruppen. L-Mull und F(+)-Mull weisen dabei jeweils höhere, F(-)-Mull und mullartiger Moder dagegen niedrigere Werte auf. Das C/N-Verhältnis (Tab. 1) zeigt einen graduellen Anstieg vom L-Mull zum mullartigen Moder, ebenso die Mächtigkeit der Auflagehorizonte (Of+Oh) (Abb. 2).

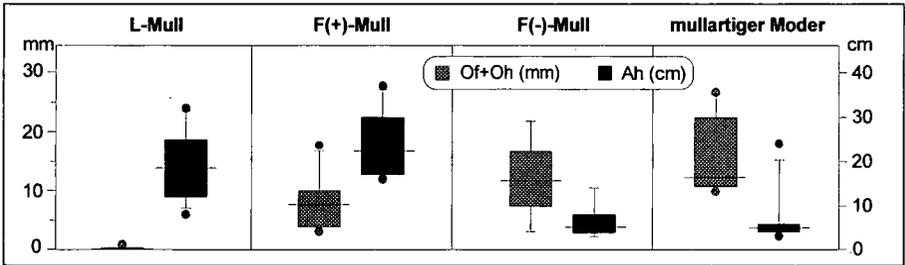


Abb. 2: Mächtigkeiten der Humusauflagen (Of+Oh) und Ah-Horizonte

Die Größe der Regenwurmpopulationen nimmt vom L-Mull zum mullartigem Moder ab, das Minimum liegt jedoch beim F(-)-Mull (Abb. 3a). Zwischen F(-)- und F(+)-Mull verläuft eine sehr deutliche Grenze: F(+)-Mull weist hinsichtlich Populationsgröße, Artenspektrum und Dominanz der ökologischen Gruppen mehr Ähnlichkeit mit dem L-Mull auf, während die Regenwurmpopulationen der Standorte mit F(-)-Mull eher an Standorte mit mullartigem Moder oder Auflagehumusformen erinnern (Abb. 3b; s. hierzu auch VOLLMER ET AL. 1999). Hauptursache für die unterschiedlichen Regenwurmpopulationen ist vermutlich der niedrige pH-Wert an den Standorten mit F(-)-Mull und mullartigem Moder (Tab. 1).

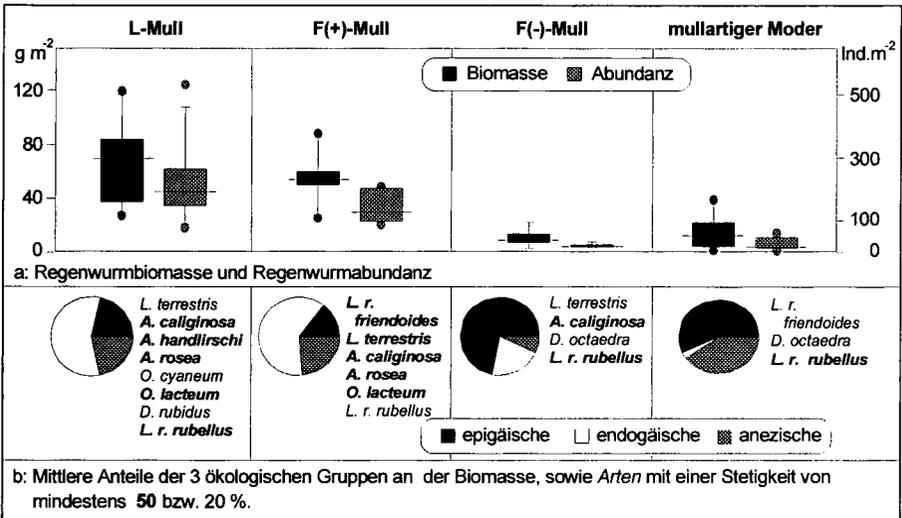


Abb. 3 a und b: Regenwurmpopulationen der untersuchten Standorte

L. = *Lumbricus*, A. = *Aporrectodea*, D. = *Dendrobaena/Dendrodriulus*, O. = *Octolasion*.

Charakteristisch für die Humusformen L-Mull und F(+)-Mull scheint neben der absolut größeren Biomasse anezischer Regenwürmer besonders das hochstetige Vorkommen endogäischer Arten (vor allem *O. lacteum* und *A. rosea*) zu sein. Die anezischen Arten *L. terrestris* und *L. r. friendoides* kommen dagegen auch noch auf Standorten mit F(-)-Mull und mullartigem Moder vor, allerdings nur in sehr geringen Dichten.

Folge der verschiedenenartigen Regenwurmpopulationen sind Gefügeunterschiede im Ah-Horizont: zahlreiche endogäische und anezische Regenwürmer bei L- und F(+)-Mull schaffen einen krümeligen Ah-Horizont (Bsp. in Abb. 1 rechts), die bei F(-)-Mull und mullartigem Moder dominierenden epigäischen Regenwürmer verändern den Mineralboden kaum (Bsp. in Abb. 1 links).

## Schlußfolgerungen

In Südwestdeutschland kommen zwei, hinsichtlich Bodenstruktur, -biologie und -chemie, sehr unterschiedliche Ausprägungen der Humusform F-Mull vor. Diese Unterschiede lassen eine Neuordnung der Humusformensystematik im Bereich F-Mull sinnvoll erscheinen. Die vorwiegend auf der Abfolge der Auflagehorizonte basierende Systematik nach KA4 kann die beschriebenen Typen nicht trennen.

Eine bessere Differenzierung dieser Humusformen könnte durch die stärkere Berücksichtigung von Merkmalen des Ah-Horizontes (Gefüge), wie bereits von BABEL (1971) vorgeschlagen, erreicht werden. Die französische Humusformensystematik (JABIOL ET AL. 1995) greift dies teilweise auf und sollte bei einer Neufassung der Humusformensystematik beachtet werden. Durch die Berücksichtigung von Strukturmerkmalen des Ah-Horizontes würde gleichzeitig die Aktivität strukturwirksamer Bodenorganismen (besonders endogäischer und anezischer Regenwürmer) in die Klassifikation (wie von GRAEFE & BELOTTI 1999 vorgeschlagen) mit einbezogen.

## Literatur

- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl., 392 S., Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Hannover.
- BABEL, U. (1971): Gliederung und Beschreibung des Humusprofils in mitteleuropäischen Wäldern. *Geoderma* **5**, 297-324.
- EHRMANN, O. & BABEL, U. (1991): Quantitative Regenwurmerfassung - ein Methodenvergleich. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **66** (1), 475-478.
- GRAEFE, U. & BELOTTI, E. (1999): Strukturmerkmale der Bodenbiozönose als Grundlage für ein natürliches System der Humusformen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **89**, 181-184.
- JABIOL, B., BRÉTHES, A., PONGE, J.F., TOUTAIN, F. & BRUN, J.-J. (1995): L'Humus sous toutes ses Formes. 63 S., ENGREF, Nancy.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR BADEN-WÜRTTEMBERG (1995): Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit. Leitfaden für Planungen und Gestattungsverfahren. Luft, Boden, Abfall. Heft **31**.
- SCHLICHTING, E., BLUME, H.P., STAHR, K. (1995): Bodenkundliches Praktikum. 2. Aufl., 295 S., Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin.
- VOLLMER, T., SOMMER, M. & EHRMANN, O. (1999): Die Regenwürmer südwestdeutscher Wälder – Vorkommen und Abhängigkeit von Standortfaktoren. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **89**, 289-292.

# **Auswirkungen von oberflächennahen Bodenverdichtungen auf die Infiltrationsleistung einer Regenwasserversickerungsmulde auf einem Lößlehm- und einem Sandbodenstandort**

Von Twer, D.\* und Burghardt, W.\*\*

## **1 Einleitung**

Bei der Planung dezentraler Regenwasserversickerungsanlagen werden in der Regel im Vorfeld der Baumaßnahmen die bodenkundlichen Untersuchungen durchgeführt, die zu einer Dimensionierung der Anlagen führen. Während der Bauphase wird der zukünftige Versickerungsstandort oft mit in die Bautätigkeit einbezogen. Die daraus resultierenden Bodenverdichtungen führen zu einer veränderten Infiltrationsleistung des Bodens. Eine fehlerhafte Dimensionierung der Versickerungsanlage kann die Folge sein.

Das Ziel der nachfolgenden Untersuchung besteht in der Klärung der Frage des Einflusses der Bodenverdichtung auf die Versickerungsleistung und dessen Erfassung durch verschiedene Methoden. Dadurch soll die Frage nach einem geeigneten Meßverfahren für durch den Baustellenbetrieb verdichtete Böden abgeleitet werden.

Hierbei ist vom besonderem Interesse, ob die in der Praxis üblichen Meßverfahren (kf-Wert-Bestimmung, Open-End-Test und Doppelringinfiltrrometer) die Änderungen hinreichend genau wiedergeben.

## **2 Material und Methoden**

### **2.1 Versuchsaufbau**

Die Untersuchungen erfolgten an den zwei Bodenarten lehmiger Schluff und feinsandiger Mittelsand.

Die erste Versuchsreihe wurde auf einem Parabraunerde-Pseudogley aus Lößlehm mit der Horizontabfolge Ap-ALsw-SwBt-SwBv1-SwBv2 durchgeführt. Diese im Essener Stadtteil Fulerum gelegene Versuchsreihe stellt einen Standort mit geringer Infiltrationsrate des Bodens dar.

Im Gegensatz dazu hatte der zweite Standort in Gelsenkirchen eine hohe Versickerungsrate. Der Brauneisengley aus Sand wies die Horizontierung Ap-Go-Gkso-Gr auf.

Auf beiden Standorten wurden drei Versickerungsmulden angelegt, in denen der humose Oberboden abgetragen wurde (siehe Abbildung 1). Von dem darunterliegenden Unterbodenhorizont wurden die oberen 20 cm entfernt, um ein Speichervolumen zu schaffen. Die drei Muldensohlen wurden unterschiedlich weiterbehandelt:

- Versuchsmulde I: (unverdichtet)

In dieser Mulde wurde die ungestörte Infiltrationsrate gemessen, indem die Sohlenoberfläche vorsichtig frei präpariert wurde. Dieser Standort dient im weiteren als ungestörte Vergleichsvariante.

- Versuchsmulde II: (mittel verdichtet)

Die Muldensohle wurde mit einer Rüttelplatte sieben Minuten lang verdichtet, um eine leichte Bodenverdichtung zu simulieren.

\*Twer, Dietmar, Eppenhauer Str. 26, 58093 Hagen, e-mail: [d.twer@hagener-tgz.de](mailto:d.twer@hagener-tgz.de)

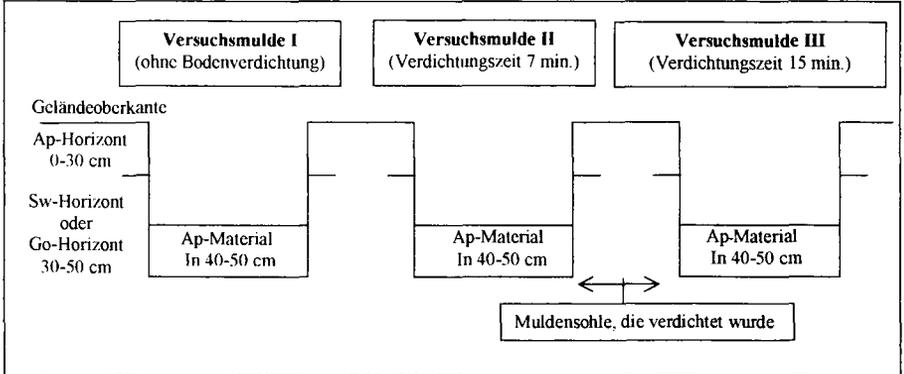
\*\*Burghardt, W., Fb9, Abt. Angewandte Bodenkunde, Universität GH Essen, 45117 Essen, e-mail: [wolfgang.burghardt@uni-essen.de](mailto:wolfgang.burghardt@uni-essen.de)

- Versuchsmulde III: (stark verdichtet)

Die Muldensohle wurde 15 Minuten mit einer Rüttelplatte verdichtet, um eine starke Bodenverdichtung zu simulieren.

Da die Rüttelplatten von einer Baufirma entliehen wurden, standen für die beiden Versuchsreihen nur unterschiedliche Modelle zu Verfügung. Der Lößboden wurde mit  $62 \text{ kN/m}^2$  und der Sandboden wurde mit  $55 \text{ kN/m}^2$  verdichtet.

Anschließend wurde der humose Oberboden zehn Zentimeter hoch wieder aufgetragen und festgetreten, wie es bei einer Raseneinsaat üblich ist.



**Abbildung 1:** Schema der drei Versuchsmulden mit den unterschiedlich langen Verdichtungszeiten

## 2.2 Methoden

An jedem Standort wurde die Infiltrationsrate mit einem  $1 \text{ m}^2$  großen Beetinfiltrometer nach BURGHARDT (1999) gemessen. Das Beetinfiltrometer besteht aus einem rechteckigem Stahlblechrahmen, der die Seitenlänge von einem Meter hat und 25 cm hoch ist. Die vier Bleche werden an den Kanten mit Gummipplatten wasserdicht verschraubt. Der Wasserstand im Infiltrometer wird mit einer Meßvorrichtung konstant gehalten. Sie besteht aus einem kapazitiven Sensor, der ein Absinken der Wasseroberfläche zwischen 1 und 3 mm registriert und über ein Magnetventil die versickerte Wassermenge aus einem Vorratsbehälter ausgleicht. Der Wasserverbrauch kann an einer Millimeterskalierung abgelesen werden. Die Ablesung erfolgt in bestimmten Zeitintervallen. Um die raschen Änderungen der Anfangsinfiltrationsrate zu erfassen, wird alle fünf Minuten die Skala abgelesen. Nach 30 Minuten sind die Wasserstandsänderungen nicht mehr so hoch und die Ableseintervalle werden auf 10 Minuten ausgedehnt.

Die in 140 Minuten erreichte Endinfiltrationsraten wurden außerdem mit einem Doppelringinfiltrometer und mit einem Pegelrohr (Open-End-Test) gemessen. Bei der anschließenden Beprobung wurden Volumenproben in  $250$  und  $920 \text{ cm}^3$  Stechringen für die Bestimmung der Volumengewichtes,  $250 \text{ cm}^3$  Stechringe für die  $k_f$ -Messung und  $100 \text{ cm}^3$  Stechringe für die  $pF$ -Untersuchung entnommen. Weiterhin wurde der gravimetrische Wassergehalt vor und nach den Infiltrationsversuchen bestimmt.

## 3 Ergebnisse

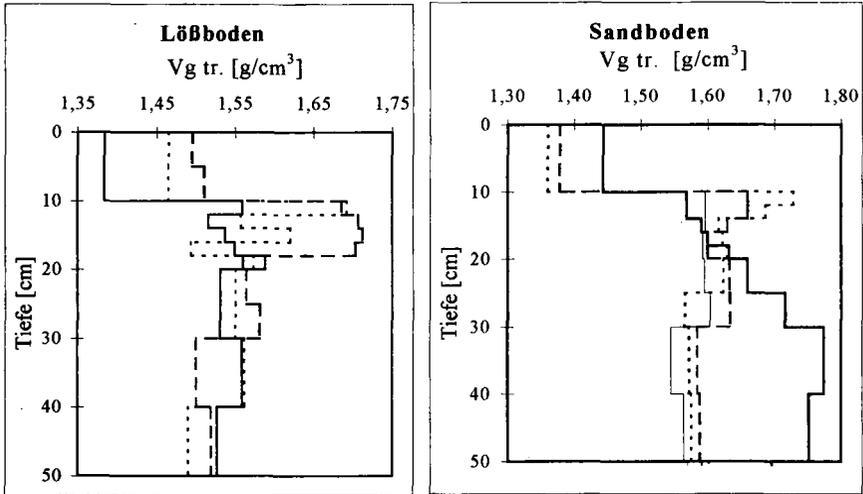
Die Rohdichte der ersten 10 cm liegt immer deutlich höher, da hier der Oberboden auf die Muldensohle aufgetragen wurde und nur leicht verdichtet wurde, wie die Abbildung 2 zeigt.

Beim Parabraunerde-Pseudogley des **Lößbodens** konnte bei der mittleren Versuchsmulde bis 6 cm und bei der stark verdichteten Versuchsmulde bis maximal 20 cm eine höhere Rohdichte gegenüber der unverdichteten Versuchsmulde festgestellt werden.

Bei dem **Sandstandort** wurde ein Profil in der Nachbarschaft zum Vergleich der Rohdichten herangezogen, da die unverdichtete Versuchsmulde in der Tiefe eine Ortsteinbildung aufwies. Die

mittel verdichtete Versuchsmulde wies bis 15 cm Tiefe eine erhöhte Rohdichte auf. Die geringere Tiefenverdichtung der dritten Versuchsmulde ließ sich durch mechanische Störungen während des Verdichtungsvorganges erklären.

Die durchgeführte Bodenverdichtung wirkt sich auf die Porengrößenverteilung der Muldensohle aus. Für den **Lößboden** waren Unterschiede nur in der Muldensohle erkennbar. Die Luftkapazität mit einer Äquivalentporengröße  $> 50 \mu\text{m}$  lag für die unverdichtete Versuchsmulde mit ungefähr 2,4 % schon niedrig. Der weite Grobporenanteil der verdichteten Varianten ging auf unter 1 % zurück. Auch der Anteil der engen Grobporen, mit einem Äquivalentporendurchmesser von 50-10  $\mu\text{m}$ , war sehr gering. Der Verlust des Grobporenanteils führte nicht zu einer Erhöhung der Feldkapazität, sondern zu einer Abnahme des Gesamtporenvolumens von 37,9 Vol.-%, für die unverdichtete Versuchsmulde, zu 35,4 Vol.-% bzw. zu 34,9 Vol.-% der verdichteten Versuchsmulden.



**Abbildung 2:** Vergleich der Volumengewichte trocken des Löß- und des Sandbodens. Mit: unverdichtet, mittel verdichtet, stark verdichtet und außerhalb der Untersuchungsfläche.

Durch die Bodenverdichtung ist das Gesamtporenvolumen des mittel verdichteten **Sandbodens** in 10-20 cm Tiefe um rund 10 % zurückgegangen. Das betrifft vor allem den größten Teil der weiten Grobporen. Bei den engen Grobporen war der Rückgang geringer und nur noch im unmittelbaren Verdichtungsbereich von 10-15 cm festzustellen. In 15-20 cm Tiefe war der Rückgang der Grobporen nicht mehr so stark ausgeprägt, aber noch deutlich erkennbar.

Dagegen führte die starke Verdichtung zu keinem Rückgang des Gesamtporenvolumens, sondern die starke Abnahme der Luftkapazität in 10-15 cm Tiefe wurde durch die größere Feldkapazität ausgeglichen, wobei der Anteil der engen Grobporen auch rückläufig war.

Die veränderte Porengrößenverteilung wirkte sich durch den Rückgang der Infiltrationsraten der verdichteten Versuchsmulden aus. Vorallem der Verlust der durchgehenden Makroporen wirkte sich negativ auf die Infiltrationsleistung der Versickerungsmulden aus. Auch schon die geringe Bodenverdichtungen der mittleren Versuchsmulde wirkten sich infiltrationshemmend aus, wie im folgenden Abschnitt dargestellt wird.

Der Vergleich der Endinfiltrationsraten aus der Tabelle 1 ergab für den **Lößboden** folgendes Bild. Als Ausgangsgrößen wurden die Endinfiltrationsraten des Beetinfiltrometers gewertet. Die Flächengröße von 1 m<sup>2</sup> minimiert mögliche Störungen. Die niedrige Infiltrationsleistung des Lößbodens ging um den Faktor 4 für die mittel verdichtete und um die Hälfte für die stark verdichtete Versuchsmulde zurück. Das Doppelringinfiltrometer lieferte innerhalb eines vertretbaren Zeitauf-

wandes kein Ergebnis. Die überschlagene Versickerungsrate lag eine Zehnerpotenz unter der Vergleichsrate des Beetinfiltrometers. Mit dem Open-End-Test konnte nur die unverdichtete Versuchsmulde gemessen werden. Das Ergebnis lag leicht über der Vergleichsrate. Die geometrischen Mittelwerte der  $k_f$ -Werte lagen ein bis zwei Zehnerpotenzen über der Vergleichsrate.

Bei dem **Sandstandort** liegen die Beetendinfiltrationsraten der beiden verdichteten Versuchsmulden eine Zehnerpotenz niedriger als die der unverdichteten Versuchsmulde. Die Ergebnisse des Doppelringinfiltrometers stimmten nur für die unverdichtete Versuchsmulde mit dem Beetinfiltrometer überein. Für die geringeren Endinfiltrationsraten der beiden verdichteten Versuchsmulden konnte keine Übereinstimmung ermittelt werden. Der Open-End-Test erzielte eine gute Übereinstimmung mit dem Beetinfiltrometer. Nur für die stark verdichtete Versuchsmulde war das Ergebnis deutlich zu klein. Die im Labor bestimmten Wasserdurchlässigkeitsbeiwerte lagen alle eine Zehnerpotenz zu hoch.

**Tabelle 1:** Endinfiltrationsraten und geometrischen Mittelwerte der  $k_f$ -Werten mit  $n=8$  (k. E. = kein gemessenes Ergebnis, die Endinfiltrationsraten in Klammern wurden überschlagsmäßig berechnet.)

Versuchsmulde:	Infiltrometerart			$k_f$ -Wert [m/s]
	Beet [m/s]	Doppelring [m/s]	Open-End-Test [m/s]	
Löß unverdichtet	$8,9 \cdot 10^{-7}$	k. E. ( $<7,8 \cdot 10^{-8}$ )	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$6,0 \cdot 10^{-5}$
Löß mittel verdichtet	$2,0 \cdot 10^{-7}$	k. E. ( $<7,8 \cdot 10^{-8}$ )	k. E. ( $<1,6 \cdot 10^{-6}$ )	$1,8 \cdot 10^{-6}$
Löß stark verdichtet	$5,9 \cdot 10^{-7}$	k. E. ( $<7,8 \cdot 10^{-8}$ )	k. E. ( $<1,6 \cdot 10^{-6}$ )	$7,4 \cdot 10^{-6}$
Sand unverdichtet	$2,3 \cdot 10^{-5}$	$2,5 \cdot 10^{-5}$	$2,0 \cdot 10^{-5}$	$1,8 \cdot 10^{-4}$
Sand mittel verdichtet	$2,0 \cdot 10^{-6}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$	$2,8 \cdot 10^{-6}$	$7,5 \cdot 10^{-5}$
Sand starkverdichtet	$1,4 \cdot 10^{-6}$	k. E. ( $<7,8 \cdot 10^{-8}$ )	$2,8 \cdot 10^{-7}$	$5,7 \cdot 10^{-5}$

#### 4 **Schlußfolgerungen:**

Schon die geringen Bodenverdichtungen senken nachhaltig die Infiltrationsrate und damit die Leistungsfähigkeit einer zukünftigen Regenwasserversickerungsanlage. Zur Bewertung der Infiltrationsleistung eines Bodens ist der  $k_f$ -Wert ungeeignet. Auch das Doppelringinfiltrometer und der Open-End-Test geben bei geringen Infiltrationsraten die Verhältnisse im Boden nur unzureichend wieder. Daher sollte die Bestimmung der Infiltrationsrate mit einem Beetinfiltrometer durchgeführt werden.

Aus diesem Ergebnis heraus muß die Stelle, an der die spätere dezentrale Regenwasserversickerungsanlage gebaut werden soll, vor allen Bodenverdichtungen geschützt werden. Dieses Ziel wird am besten durch die Errichtung eines Bauzaunes gewährleistet, um einen optimalen Schutz zu gewährleisten.

#### 5 **Literatur**

BURGHARDT, W (1999): Zur Konzeption der Bodenuntersuchungen für eine Regenwasserversickerung. In: Regenwasserversickerung und Bodenschutz. Fachtagung des Fachausschusses Regenwasserversickerung im Bundesverband Boden e. V., Erich Schmidt Verlag, Berlin.

## Die Bodenflächendaten 1 : 50 000 Hessen; Methodische Ableitungen und Anwendungen

Vorderbrügge, Th.\*

### **Einleitung:**

Der Boden, als zentrale Steuerungsgröße im Landschaftshaushalt, hat eine Vielzahl von Potentialen und Funktionen, die von der Landesentwicklungsplanung bis hin zur Bauleitplanung zu berücksichtigen sind, um die Ziele des vorsorgenden Bodenschutzes zu erreichen. Allerdings bedarf es festgelegter Verfahren mit denen Böden und ihre Funktionen gemäß den Vorgaben des Bundes-Bodenschutzgesetzes bewertet werden können (BERGER, C., 1995; ARNOLD & VORDERBRÜGGE, 1996; MÜLLER & OELKERS, 1997; VORDERBRÜGGE & FRIEDRICH 1998). Die Spannweite der Bewertungsgrundlagen umfaßt die Entwicklungsgeschichte der Böden und deren historische Nutzung durch den Menschen (Archivfunktion) bis hin zu einer Vielzahl von Informationen über Standorteigenschaften, -potentiale und -funktionen (Ertrags-, Regelungs-, Lebensraumfunktion). Als Beitrag für die Landschaftsrahmenplanung wurden in Hessen in den Jahren 1997/1998 mehrere thematische Karten auf Basis der bodenkundlichen Flächendatenbank (FRIEDRICH 1999) entwickelt. Die Karten werden ergänzt um eine Bewertung der dargestellten Funktionen sowie um Handlungsempfehlungen, als Beitrag zum vorbeugenden Bodenschutz.

Sowohl für natürliche Funktionen der Böden als auch für die Nutzungsfunktion als Standort für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung wurden die im folgenden vorgestellten Karten entwickelt.

### • **Bodenkarte von Hessen 1 : 50 000**

Die Karte kann Grundlage sein für die Beurteilung des Bodens als Bestandteil des Naturhaushaltes. Sie ist eine Aggregation der „Kartiereinheiten“, also eine spezifische Sicht auf den gesamten Flächendatenbestand. Abgeleitet und dargestellt wird die räumliche Differenzierung der Boden-decke, geordnet nach Bodenformengesellschaften. Als Begrenzungskriterien dienen Genese und Aufbau des bodenbildenden Ausgangsgesteins, Körnung des Substrates, Reliefposition sowie die bodensystematische Benennung des (Leit-) Bodentyps. Die Legendenstruktur ist durchgängig hierarchisiert und maßstabsunabhängig anwendbar. Die Legende kann blatt- oder ausschnittsbezogen dargestellt werden.

### • **Ertragspotential von Böden**

Die Karte ist Grundlage für die Bewertung der Funktion „Standort für land- und forstwirtschaftliche Nutzung“. Das Ertragspotential eines Bodens wird vor allem durch seine Durchwurzelbarkeit und seinem Wasserspeichervermögen begrenzt. Unter den heutigen wirtschaftlichen und technischen Bedingungen ist eine ausreichende Versorgung mit Nährstoffen nicht die limitierende Größe. Eine Kenngröße, welche geeignet ist, die edaphischen Eigenschaften eines Standortes zu beschrei-

---

\* Thomas Vorderbrügge, Hessisches Landesamt für Bodenforschung, Leberberg 9 - 11, 65193 Wiesbaden, email:t.vorderbrügge@hlfb.de

ben und zu klassifizieren, unabhängig von der Form und der Intensität der Bewirtschaftung, ist die nutzbare Feldkapazität im durchwurzelbaren Bodenraum [nFKdB]. Das Ertragspotential eines Bodens ist (bei gleichen klimatischen Bedingungen) umso höher, je größer seine nFKdB ist (VORDERBRÜGGE 1997). Ein möglicher Einfluß des Grundwasser wird in Abhängigkeit von der Tiefenlage des Gr-Horizontes berücksichtigt.

**Bewertung:**

Die Einstufung des Ertragspotentials erfolgt nutzungsdifferenziert auf Basis der nFKdB sowie des potentiellen Grundwassereinflusses. Der natürliche Basenhaushalt hat für forstwirtschaftlich genutzte Kulturen eine besondere Bedeutung. Für Standorte, die aufgrund des Ausgangsgesteins der Bodenbildung durch einen guten Basenhaushalt gekennzeichnet sind, wird dies auf der Karte mittels Übersignatur dargestellt.

**Ziele der Planung und gesetzliche Grundlagen:**

Im Rahmen der Landschaftsplanung sollten die Flächen mit hohem bis sehr hohem Ertragspotential als Vorranggebiete für die Landwirtschaft mit Schwerpunkt Ackerbau sowie Sonderkulturen dargestellt werden. Gesetzliche Grundlagen hierfür finden sich im BBodSchG §§ 2(3)c, 7, 21; dem BNatG § 2 Abs.1(4) und dem HENatG § 3 Abs. 2 (3).

**Handlungsempfehlungen bei unterschiedlichem Ertragspotential des Bodens:**

Ertragspotential	Einstufung	Handlungsempfehlung
sehr gering und gering	Flächen mit eingeschränktem landwirtschaftl. Ertragspotential und probl. Böden (z.B. Nitratrückhaltevermögen).	Vorranggebiete für Flächenstillegung, extensive Landbewirtschaftung und Grundwasserneubildung.
mittel	Flächen zur extensiven landwirtschaftlichen Nutzung mit hohem Grünlandanteil im Wechsel mit Wald.	Vorranggebiete für Förderprogramm „Landwirtschaft und Landschaftspflege“ (Offenhaltung der Landschaft), z.T. geeignet für Flächenstillegung.
hoch und sehr hoch	Vorranggebiete für die Landwirtschaft mit Schwerpunkt Ackerbau, auch Sonderkulturen, überwiegend in Beckenlandschaften mit nährstoffreichen Böden.	Vermeidung von Flächenverlust, Minderung von Schadstoffeinträgen, Schutz des Humuskörpers, Boden-erosion unterbinden.

• **Standorttypisierung für die Biotopentwicklung**

Die Karte ist Grundlage für die Bewertung der Funktion Lebensgrundlage und -raum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen. Böden als Bestandteil von Lebensräumen für Biozönosen (Biotopfunktion) sind vor allem für den flächenhaften Naturschutz interessant, besonders unter den Aspekten der Biotopvernetzung, -entwicklung und -regeneration. Auswertungen der Roten Listen haben gezeigt, daß viele der verschollenen und gefährdeten Arten zu einem erheblichen Teil zu Pflanzengesellschaften (Trocken- und Halbtrockenrasen, Feuchtwiesen, Zwergstrauchheiden, Borstgrasrasen und Moore) gehören, deren Vorkommen häufig an extreme Standortbedingungen gebunden sind, insbesondere bezüglich Wasser- und Lufthaushalt oder Nährstoff- und Basenversorgung. Infolge intensiver Landnutzung sind solche Standorte relativ selten geworden. Für die Belange des Naturschutzes (Biotopverbundsysteme, Auenverbund, Biotopentwicklung) sind vor allem

- trockene Standorte,
- vernäßte Standorte (incl. Moore),
- sehr nährstoffarme Standorte,
- sehr saure oder basenreiche Standorte,
- Salz- und Alkaliböden

bei standortgemäßer Nutzung potentiell wertvolle Standorte.

Die Karte der Standorttypisierung (SABEL 1999) liefert Grundlagen zur Ausweisung von Flächen mit den unterschiedlichsten Standorteigenschaften.

### **Gesetzliche Grundlagen:**

Im Rahmen der Landschaftsplanung sollten die Flächen mit besonderer Bedeutung für die Biotopentwicklung, Biotopvernetzung, Entwicklung von Biotopverbundsystemen sowie die Renaturierung dargestellt werden. Gesetzliche Grundlagen hierfür finden sich im BBodSchG § 3(2)1c, 7, 21, sowie § 17 (2) 1-7; BNatG § 1 Abs.1(1) und dem HENatG § 3 Abs. 2 (2).

### **Maßnahmen für den Erhalt standort- und nutzungsbedingter Extrema:**

Leitbild der Planung ist eine Nutzungsanpassung oder eine Nutzungssteuerung mit dem Ziel des Erhaltes standortbedingter Extrema als Grundlage für die Biotopentwicklung. Maßnahmen hierfür sind:

- Sicherung, Erhalt und Regeneration überwiegend zusammenhängender Flächen vor allem in Auenlagen,
- Sicherung und Regeneration zusammenhängender Moorflächen,
- Minimierung der Nährstoffzufuhr, Verbot der Düngung auf Magerstandorten,
- Entwicklung von Konzepten zur Aushagerung,
- Entwicklung und Umsetzung von Pflegemaßnahmen (Vertragsnaturschutz),
- Entwicklung und Förderung extensiver Bewirtschaftungskonzepte,
- Durchführung von Wiedervernässungsmaßnahmen im Rahmen naturschutzfachlicher Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen,
- Einbeziehung von Pufferflächen.

### **• Nitratrückhaltevermögen des Bodens**

Die Karte ist Grundlage für die Bewertung der Funktion Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen. Die Verlagerung von Nitrat mit dem Sickerwasser wird als ausschlaggebender Faktor einer Grundwassergefährdung angesehen. Sie steigt mit der Sickerwasserrate, die sich vor allem aus dem jährlichem Wasserbilanzüberschuß ergibt und verringert sich mit der Verweildauer des Wassers im Boden sowie dem dadurch vermehrten Nitratentzug durch die Pflanzen. Die Verweildauer hängt vor allem von der Feldkapazität ab, die für den durchwurzelbaren Bodenraum (FKdB) in 5 Klassen ermittelt wird. Die Einstufung des Nitratrückhaltevermögens erfolgt zunächst analog zur Klassenbildung der FKdB. Bei Standorten mit der Neigung zur Bildung von Trockenrissen wird die Einstufung des Rückhaltevermögens um eine Klasse herabgesetzt. Durch Stauwasser beeinflusste Böden werden gesondert gekennzeichnet, da potentielle Denitrifikation, längere Verweilzeit des Stauwassers im Wurzelraum und ein nicht quantifizierbarer seitlicher Nitrat- ein- bzw. -austrag durch Interflow, die Austragsgefährdung besonders beeinflussen. Böden aus organogenen Substraten zeichnen sich grundsätzlich durch ein hohes Rückhaltevermögen aus. Aufgrund ihres erhöhten Mineralisationspotentials ist aber eine Gefährdung des Grundwassers nicht auszuschließen. Die Standorte sind gesondert gekennzeichnet. Deren erhöhtes Mineralisationspotential wird aber bei der Bewertung nicht berücksichtigt.

### **Maßnahmen zur Minderung einer Grundwassergefährdung durch Nitrat:**

Leitbild der Planung ist eine Nutzungsanpassung oder eine Nutzungssteuerung mit dem Ziel der Minderung einer Grundwassergefährdung durch Nitrat. Maßnahmen hierfür sind:  
bei Grünlandnutzung:

- kein Umbruch von Grünland
- mittlere Nutzungsintensität
- Düngung auf Entzug und in Abhängigkeit der Nutzungshäufigkeit
- keine intensive Beweidung; vermeiden von Narbenverletzungen
- keine Beaufschlagung mit Siedlungsabfällen

bei ackerbaulicher Nutzung:

- Minimierung der N-Bevorratung im Boden durch Düngung auf Entzug
- Anbau von Kulturen mit geringem N-Bedarf
- ganzjährige Begrünung anstreben (Zwischenfruchtumbruch im Frühjahr)
- Entwicklung von Fruchtfolgen mit Zwischenfrüchten
- Ausbringung der Düngung in geteilten Gaben
- Ausbringung organischer Dünger im Frühjahr
- keine Lagerung von Mistmieten
- Minimierung der herbstlichen Bodenbearbeitung
- kein N-intensiven Sonderkulturen
- Einsatz von Pflanzenschutzmittel nach dem Schadschwellenprinzip
- keine Beaufschlagung mit Siedlungsabfällen
- keine Ackernutzung in weniger als 5 m Entfernung zu Fließgewässern

### **Ausblick**

Mit den vorgestellten Themenkarten können bereits einige der wichtigsten Bodenfunktionen - gemäß Bundesbodenschutzgesetz - für Zwecke der Planung dargestellt und bewertet werden. Weitere Themenkarten, insbesondere zur Filter- und Pufferfunktion der Böden, sowie die Einbindung externer Daten (Klima, Relief) sind in der Planung, um eine stärker differenzierte Gliederung und Beschreibung des Naturraums und seiner Potentiale zu erreichen. Mit der direkten thematischen Einbindung von Geofaktoren, wie Klima und Relief, wird es möglich sein, übergreifende, standortbezogene Aussagen zu machen. Das führt u.a. zu einer erweiterten Aussage der vorgestellten thematischen Karten, von den Eigenschaften, Potentialen und Funktionen der Böden, hin zu einer umfassenden Standortbewertung. Dadurch kann der Planung zukünftig eine noch bessere Datengrundlage für die lokale Standortbeurteilung zur Verfügung gestellt werden.

### **Literatur**

- ARNOLD, H., & VORDERBRÜGGE, Th. (1996): Beiträge des Bodenschutzes zum Naturschutz - am Beispiel von thematischen Bodenschutzkarten zum Produktions- und Biotopenwicklungspotential. - Jb. Naturschutz in Hessen 1: 67-70; Zierenberg.
- BERGER, C., (1995): Planungsrelevante Bodenbewertungskriterien: Anforderungen und Möglichkeiten. Mittlgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. 76: 1257 - 1260; Oldenburg.
- FRIEDRICH, K. (1999): Die Bodenflächendaten 1 : 50 000 Hessen; Ziele, Aufbau und Erfahrungen.-Mittlgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. [in diesem Band]
- MÜLLER, U. & OELKERS, K.-H. (1997): Bodenkundliche Auswertungsmethoden als Planungs- und Entscheidungsinstrumente. -In: Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung [Hrsg.]: Arbeitshefte Boden 3: 5 - 9, 1 Abb., 2 Tab.; Hannover.
- SABEL, K.-J. (1999): Standorttypisierung für die Biotopentwicklung, eine planungsunterstützende Auswertung auf der Grundlage der Bodenflächendaten 1 : 50 000 Hessen.-Mittlgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch, [in diesem Band].
- SPIES, E.D., BROSCINSKI, S., FRIEDRICH, K. & VORDERBRÜGGE, TH. (1998): A spatial information database for integrating soil, land use and relief. In: H.-J. Heineke, W. Eckelmann, A.J. Thomasson, R. J. A. Jones, L. Montanarella and B. Buckley [eds]: *Land Information Systems: Developments for planning the sustainable use of land resources*. EUR 17729 EN, 481 - 488. Office for Official Publication of the European Communities; Luxembourg.
- VORDERBRÜGGE, Th. (1997): Das Ertragspotential der Böden - Eine Methode im Fachinformationssystem Boden/Bodenschutz.- In: Inst. für Bodenkunde [Hrsg.]: Boden und Landschaft, Bd. 17: S. 165 - 184; Gießen.
- VORDERBRÜGGE, TH. & FRIEDRICH, K. (1998): Thematische Bodenkarten als Grundlage der Landes- und Regionalplanung in Hessen. In: HMIuLFN [Hrsg.]: Ökologie Forum Hessen - Bodenschutz in der Landschaftsplanung, S. 16 - 23; Wiesbaden.

## **Ermittlung der Versickerungsleistung von Böden als Grundlage für die Niederschlagswasserversickerung**

G. Winzig, J. Tüselmann, W. Burghardt<sup>1</sup>

### **1 Einleitung**

Bei der dezentralen Regenwasserversickerung in Siedlungsgebieten wird Niederschlagswasser von Dach- und teilweise Hofflächen über Mulden in den Untergrund eingeleitet. Bei dieser überaus ökologisch orientierten naturnahen Regenwasserentsorgung muß jedoch die Versickerungsleistung des anstehenden Bodens bekannt sein, um die Muldenanlagen entsprechend dimensionieren zu können. Eine wichtige und entscheidende Größe bei der Dimensionierung von Versickerungsanlagen ist die Versickerungsleistung des anstehenden Bodens.

Der Bau und die Bemessung von dezentralen Versickerungsanlagen wird im ATV-ARBEITSBLATT A 138 (1990) geregelt. Als hydrologische Voraussetzungen für dezentrale Versickerungsanlagen werden lediglich folgende Hinweise gegeben:

- $k_F$ -Wert-Ermittlung aus Sieblinie oder Sickertest; der  $k_F$ -Wert wird für die weitere Berechnung halbiert ( $k_F/2$ ).
- $k_F$ -Werte müssen zwischen  $5 \cdot 10^{-3}$  und  $5 \cdot 10^{-6}$  m/s liegen.

Welche Testverfahren zur Ermittlung der Infiltrationsrate verwendet werden sollen, wie ihre Güte ist, bzw. wie sie Flächen repräsentieren, wird bisher nicht vorgegeben. Ebenso gibt es keine Vorgehensweise bei der Standortauswahl und Bewertung der natürlichen Bedingungen.

### **2 Material und Methoden**

Im Rahmen des MURL-Projektes (BURGHARDT et al. 1998) wurden unterschiedliche Versickerungsmethoden (Doppelzylinderinfiltrometer, Open-End-Test, Beetinfiltrometer) in Verbindung mit Feld- und Labormethoden auf ihre Güte hinsichtlich der Ermittlung der tatsächlichen Infiltrationsrate einer Fläche untersucht. Darauf aufbauend wurde eine praxisorientierte Vorgehensweise zur Einschätzung der Versickerungsleistung von Flächen erarbeitet. Hierzu wurde eine Lößlehmfäche und eine Sandfläche in vier Quadranten eingeteilt. Die Flächen wurden zuvor mit dem Bohrstock kartiert. Pro Quadrant wurden 4 Doppelzylinder und vier Open-End-Test in den Tiefen 10 cm und 50 cm durchgeführt (vgl. Abb. 1). In der Mitte von jedem Quadrant wurde eine Profilgrube angelegt, aus der u.a. ungestörte Proben für die  $k_F$ -Messung entnommen wurden. An der Stirnseite der Profilgrube wurde als Referenz ein Beetinfiltrometertest in 10 cm und 50 cm Tiefe durchgeführt. Die Überstauffläche lag bei 2 m<sup>2</sup>.

<sup>1</sup> Universität-GH Essen, FB 9, Angewandte Bodenkunde, Universitätsstraße 5, 45141 Essen

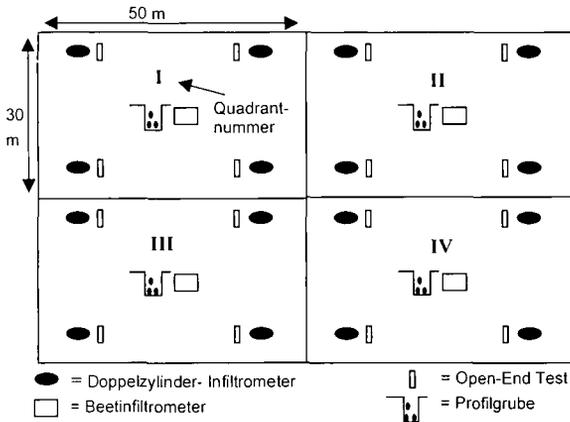


Abb. 1: Anordnung der Messpunkte und Profile

### 3 Ergebnisse

Abb. 2 zeigt die Endinfiltrationswerte (Messwerte nach 150 min) in 50 cm Tiefe der Lößlehmfäche der einzelnen Messverfahren. Es zeigt sich, daß die größten Variabilitäten bei den  $k_f$ -Werten und bei der Open-End-Methode zu finden sind. Die Messwerte hatten eine Schwankungsbreite von über 4 Zehnerpotenzen. Die Messwerte aus den Beetttests lagen dagegen sehr nah beieinander. Mit zunehmender Überstauffläche werden die kleinräumigen Variabilitäten gemittelt, wodurch die Endinfiltrationsraten von verschiedenen Meßstellen auf der Fläche nicht mehr so stark voneinander abweichen. Hierauf weisen auch die Variationskoeffizienten hin, die beim Beet bei 75 %, beim Doppelring bei 116 %, beim Open-End-Test bei 200 % und bei den  $k_f$ -Proben bei 189 % lagen.

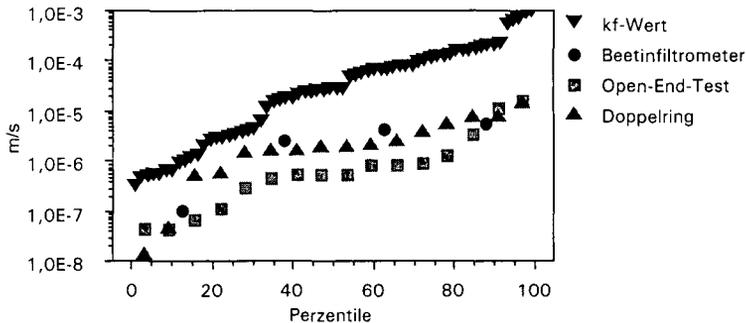


Abb.2: Perzentil-Plot der Endinfiltrationsrate in 50 cm Tiefe auf der Lößlehmfäche

Aus den Untersuchungen können weiterhin folgende Schlußfolgerungen für die Ermittlung der Infiltrationsraten auf Flächen gezogen werden:

- Sowohl die Doppelinfiltrometrie als auch die Open-End-Methode können aufgrund ihrer kleinen Überstauffläche die Versuchsflächen nicht repräsentieren. Mit zunehmender Überstauffläche nimmt die Streuung der Infiltrationswerte auf den Flächen ab. Somit ist nicht die Meßmethode an sich für die Streuung verantwortlich sondern die Größe der Überstauffläche.
- Trotz einer Beetfläche von 2 m<sup>2</sup> lag auch hier der Variationskoeffizient zwischen 50 % (Sandfläche) und 75 % (Lößlehmfäche) Diese eher kleinen Varianzen auf den Flächen können durch feldbodenkundliche Kartieraufnahmen nicht ausgewiesen werden. Dagegen ist es mit den feldbodenkundlichen Methoden möglich, Bereiche mit hohen und niedrigen Infiltrationsraten auszugrenzen.
- Laboruntersuchungen wie die gesättigte Wasserleitfähigkeit, Porengrößen- und Korngrößenverteilung können die Flächen gar nicht oder nur sehr unzureichend hinsichtlich der Versickerungseignung charakterisieren. Besonders die im Labor ermittelten  $k_r$ -Werte laufen mit den Infiltrationsraten auf der Sand- und Lößlehmfäche nicht konform.
- Die Infiltrationsfläche muß zwischen 0,64 m<sup>2</sup> und 1 m<sup>2</sup> groß sein, um für die Untersuchungsfläche eine repräsentative Infiltrationsrate zu erhalten.
- Die Meßdauer des Infiltrationstest sollte 120 min betragen.

#### 4 Vorgehensweise zur Abschätzung der Versickerungsleistung von Böden

Aus den vorgestellten Ergebnissen wurde eine praxisorientierte Vorgehensweise zur Abschätzung der Versickerungsleistung von Böden entwickelt. Das Ziel ist es größere Flächen im Hinblick auf ihre Eignung für die oberflächennahe Niederschlagswasserversickerung zu bewerten. Das Ablaufschema in Abb. 3 zeigt eine in drei Schritte gegliederte Vorgehensweise.

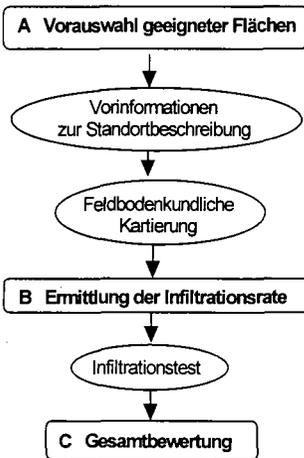


Abb. 3: Ablaufschema zur Vorgehensweise bei der Abschätzung der Versickerungsleistung von Böden.

#### A Vorauswahl geeigneter Flächen

- Vorinformationen zur Standortbeschreibung

Im ersten Schritt werden mit Hilfe vorhandener bodenkundlicher, geologischer, geohydrologischer und Baugrunderkarten sowie mit einer ersten Ortsbegehung Flächenareale erfaßt, die potentiell für eine Niederschlagswasserversickerung in Frage kommen. Bei Kartenmaterialien ist auf die Eignung des Maßstabs zu achten. Kleinmaßstäbliche Karten geben meist nur grobe Informationen über eine Fläche. Besonders gut haben sich in der Praxis die Bodenschätzungskarten mit ihrer großmaßstäblichen (1:2000 / 1:5000) Ausführung erwiesen. Diese liegen flächendeckend bei den zuständigen Finanzämtern vor.

- Feldbodenkundliche Kartierung  
1 Vorkartierung

Für eine oberflächennahe Muldenversickerung wird der Ober- und Unterboden mit einem Pürckhauer-Bohrer (Rillenbohrer mit 3 cm Durchmesser) bis zu einer Tiefe von 1 m sondiert. Das Kartieraster soll 50 x 50 m betragen. Auf anthropogen überprägten Flächen ist bei Bedarf

das Raster kleiner zu wählen. Entscheidend für die Größe des Kartierasters sind lokale geomorphologische und vegetationskundliche Besonderheiten (z. B. starkes Gefälle, auffällige Vegetationsgrenzen etc.). Folgende für die Infiltrationsrate relevanten Bodenmerkmale werden nach den Vorgaben der AG BODEN (1994) aufgenommen:

- Bodenfarbe
- Bodenart
- Eindringintensität
- Bodenfeuchte
- Humusgehalt
- Carbonatgehalt

## 2. Detailkartierung

Aufgrund der Ergebnisse der Vorkartierung werden Flächenareale mit annähernd gleichen Bodenmerkmalen ausgewiesen. In jeder Fläche wird ein Schurf von 1,0 m Tiefe angelegt. Hier werden zusätzliche Bodenmerkmale aufgenommen, die in der Vorkartierung nicht zuverlässig erfaßt werden können

- Skelettgehalt
- Durchwurzelung
- Porenraum
- Gefügeart u. Aggregatgröße

Wichtig ist hierbei, die Größe und Anzahl der Makroporen festzuhalten, die besonders in schluffigen und lehmigen Böden für die Infiltrationsrate maßgebend sind.

Die oben aufgeführten Kartierungen können je nach Flächenbeschaffenheit stark variieren. Bei einer Sandfläche mit ausreichendem Grundwasserflurabstand ist es gerechtfertigt, das Kartier- und Schürfraster auf das Doppelte zu vergrößern.

Der Unterbodenbereich > 1,0 m muß immer dann mitberücksichtigt werden, wenn die Fläche im Hangbereich liegt oder wenn in der Kellerbautiefe Festgestein bzw. ein Schichtwechsel im Untergrund ansteht (siehe geologische und bodenkundliche Karten).

## B Ermittlung der Infiltrationsrate

Für die nach der feldbodenkundlichen Aufnahmen ausgewiesenen Flächenbereiche wird jeweils ein Infiltrationstest in unmittelbarer Nähe eines Schurfes mit dem Beetinfiltrimeter durchgeführt. Die Meßdauer sollte 120 min betragen.

## C Gesamtbewertung

Die Gesamtbewertung erfolgt unter der Berücksichtigung der Ergebnisse aus A und B. Hierbei ist es nicht immer möglich für die Untersuchungsfläche eine einheitliche Aussage zu treffen. Vielmehr ergeben sich aufgrund der Heterogenität der Böden Einzelaussagen zu den auskartierten Teilflächen. Eine einzige Aussage oder einen einzelnen  $k_r$ -Wert für die gesamte Untersuchungsfläche anzugeben ist hierbei nicht möglich.

## Literatur:

**AG BODEN (1994):** Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl. Hannover.

**ATV-ARBEITSBLATT A 138 (1990):** Bau und Bemessung von Anlagen zur dezentralen Versickerung von nicht schädlich verunreinigtem Niederschlagswasser. St. Augustin.

**BURGHARDT, W., WINZIG, G. u. TÜSELMANN, J. (1998):** Anleitung zur Ermittlung der Infiltrationsrate unter Feldbedingungen. Eine praxisorientierte Vorgehensweise für die Abschätzung der Versickerungsleistung von Böden als Grundlage zur Dimensionierung von Regenwasserversickerungsanlagen. Abschlußbericht MURL NRW. Unveröffentlicht.

**Dank:** Wir danken dem Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft (MURL) NRW für die finanzielle Unterstützung.

Aus dem Arbeitskreis für Bodensystematik  
Zur Bodengesellschaftssystematik - Bericht zum Stand der Diskussion  
von Otto Wittmann

Im Vergleich zur Bodensystematik steht die Klassifikation von Bodengesellschaften national und international erst am Anfang. Der wesentliche Grund dafür dürfte darin zu suchen sein, daß sich die Bodenkartierung im Gegensatz zur pflanzensoziologisch gestützten Vegetationskartierung ohne ein solches System entwickeln konnte. Soweit Bodengesellschaften zur Gliederung von Bodenkarten abgeleitet wurden, hatten sie regionalen Charakter und waren mit denen anderer Landschaften nicht unmittelbar vergleichbar. Systematische Erfassung, Kennzeichnung und Ordnung von Bodengesellschaften sowie die Ermittlung diagnostischer Böden sind unabhingbare Voraussetzungen für einen absoluten Vergleich von Bodenformenausstattung, Raumstruktur, bestimmten Prozeßabläufen und nicht zuletzt von standortkundlichen Gegebenheiten.

Aus diesem Grund hat sich der AK für Bodensystematik nach Abschluß der Arbeiten an der "Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands" (Bd.86 Mitt.DBG,1998) die Erfassung und systematische Gliederung der Bodengesellschaften Deutschlands zum Ziel gesetzt.

Bei der Erarbeitung eines solchen Klassifikationssystems wird zwar die inhaltliche Verwandtschaft der Bodenformen-Ausstattung der Gesellschaftseinheiten zunächst im Vordergrund stehen, analog zur Bodensystematik sollten jedoch genetische und prozeßorientierte Überlegungen in gleichem Maße beteiligt sein, damit auf jeden Fall ein natürliches System entsteht. Untersuchungen, in die die Methodik des hierarchisch aufgebauten Ordnungssystems der Pflanzensoziologie (BRAUN-BLANQUET 1951) einbezogen wurde, führten zu dem Ergebnis, daß neben einer Bodenarealsystematik, die sich mit der Chorologie der Bodengesellschaften befaßt, zur Bewältigung der ungeheuren Vielfalt eine eigene Bodengesellschaftssystematik benötigt wird, die die Einheiten nach ihrer inhaltlichen Verwandtschaft gliedert und sie als abstrahierte gesellschaftssystematische Typen anbietet, vor allem auch als Ordnungssystem für die konkrete Arealssystematik (WITTMANN 1984).

Der Arbeitskreis prüft derzeit am Beispiel ausgewählter Landschaften dieses Konzept.

BODENGESELLSCHAFTSSYSTEMATIK (s. Übersicht 1)

Die Erarbeitung der Einheiten der Bodengesellschaftssystematik erfolgt induktiv-synthetisch aus einer großen Anzahl von Sequenzaufnahmen (Bodenformengemeinschaften, s.Übers.1) im Gelände oder aus geeigneten Bodenkarten. Die Aufnahmen werden zusammengestellt und (evtl.mit EDV-Unterstützung) nach Gemeinsamkeiten, Verschiedenheiten und Abweichungen der Bodenformenvergesellschaftung geordnet. Daraus ergeben sich abstrahierte gesellschaftssystematische Typen und für die beteiligten Bodenformen eine Reihe bestimmter Kennwerte (z.B. mittlere Flächendeckung, Stetigkeit in %, Beispiele s.R.SCHMIDT 1982, O.WITTMANN 1984, dort auch Methodik der Auswertung).

Sämtliche hierarchischen Stufen der Bodengesellschaftssystematik sowie die Bodengesellschaftseinheit als Grundeinheit der Bodenarealsystematik (s.Übers.2) werden nach bestimmten Reliefbereichen abgegrenzt. Wichtigstes Kriterium sind dabei die Stoffflüsse und damit verbundene Prozesse. Nach R.SCHMIDT (Mskr.) werden folgende "Gefügestile" unterschieden:

1.Hanggefüge (Inklinalgefüge) mit der Dominanz catenaorientierter Prozesse, den Bereich des möglichen oberflächigen bzw. oberflächennahen Stofftransports von der Hangschulter bis zur Tiefenlinie bzw. bei Flußauen bis zur Grenze zwischen Hangsedimenten und fluviatilen Ablagerungen umfassend.

2.Senkgefüge (Infusionsgefüge) mit der Dominanz grundwasserbestimmter Prozesse.  
Bei stark abgesenktem Grundwasser: Plattengefüge.

3. Plattengefüge (Inzidenzgefüge) mit fehlenden bzw. untergeordnet wirkenden lateralen Prozessen; vorwiegend durch unterschiedliche vertikale Prozesse bestimmt. Hang-Plattengefüge: lateraler Stofftransport auf <50% der Fläche.

4. Gezeitengefüge im Küstenbereich mit regelmäßiger Überflutung (neu eingeführt). Bodengesellschaften und Bodensubgesellschaften, aber auch die übrigen Stufen der Bodengesellschaftssystematik sind durch Bodenformen mit hohem diagnostischen Wert gekennzeichnet (Kenn- oder Charakterbodenformen, Differentialbodenformen). Die Qualität dieser diagnostischen Bodenformen wird primär von der Stetigkeit, von ihrer statistischen Präsenz bestimmt ( $\geq 60\%$ ); großer Flächenanteil kann damit verbunden sein, ist aber für die diagnostische Qualität nicht ausschlaggebend. Die Kenn- und Differentialbodenformen bleiben auch in den höheren Stufen der Bodengesellschafts- (und der Bodenareal-) systematik unverändert bestimmend. Inhaltliche Aggregation ist kaum nötig.

Diagnostische Funktionen haben auch die bereits eingeführten "Leitbodenformen". Da sie nach Flächenanteil, jedenfalls nicht nach Stetigkeit ausgedrückt werden, ist zu prüfen, ob sie die gleiche Qualität wie Kenn- und Differentialbodenformen besitzen, vor allem, wenn an einer Gesellschaft viele Bodenformen beteiligt sind.

DARSTELLUNG der Bodengesellschaften: in einem sukzessiv zusammenzustellenden Nachschlagwerk (ähnlich der Bodensystematik); keine Landschaftsbezeichnungen.

#### BODENAREALSYSTEMATIK (s. Übersicht 2)

Sie dient der Erfassung und Ordnung der konkreten bodensoziologischen und bodengesellschaftssoziologischen Inhalte von real existierenden und abgrenzbaren Flächen und Arealen (deshalb Flächenangaben in ha oder qkm möglich).

DARSTELLUNG: auf Bodenkarten sowie in Beschreibungen, die sich auf bestimmte Areale beziehen; in der Regel mit Landschaftsbezeichnungen.

Die Grundeinheit der Bodenarealsystematik, die sog. Bodengesellschaftseinheit kann jeweils von allen Stufen der Bodengesellschaftssystematik abgeleitet werden. Zwei oder mehrere (meist verschiedene) Bodengesellschaftseinheiten bilden einen Bodengesellschaftskomplex. Solche Verknüpfungen lassen sich fast immer regelhaft aus der gesetzmäßig sich wiederholenden Anordnung der Bodengesellschaftseinheiten in den einzelnen Landschaften ableiten und können abstrahiert als eigene soziologische Systematik der Bodengesellschaften, die Gesellschaftssystematik der Bodenformen ergänzen (Ergänzungsvorschlag WITTMANN Mai 99).

#### INHALTLICHE UND RÄUMLICHE AGGREGIERUNG

von Kartiereinheiten größermaßstäblicher Bodenkarten

Dieses von den Geologischen Ämtern der Bundesrepublik Deutschland entwickelte und angewandte Verfahren (AG Boden 1994) regelt die sinnvolle inhaltliche und räumliche Zusammenfassung von Kartiereinheiten größermaßstäblicher Bodenkarten zu Einheiten, wie sie zur vergleichbaren Darstellung in Boden-Übersichtskarten benötigt werden. Die Kartiereinheiten der Bodenkarten i.M. 1:10000 bis etwa 1:200000 stellen in der Regel BODENGESellschaftSTEILE der Bodenarealsystematik dar (s. Übersicht 2). In fast allen Fällen dürften sich daraus die Einheiten der Bodenarealsystematik bzw. die entsprechenden Bodengesellschaftsteile ableiten, definieren und darstellen lassen.

#### Literatur:

- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Auflage. - Hannover, 392 S.  
BLUME, H.-P. (1984): Definition, Abgrenzung und Benennung von Bodenlandschaften. - Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges., 40, 169-176.  
BLAUN-BLANQUET, J. (1951): Pflanzensoziologie. - Wien., 631 S.  
HAASE, G. u. R. SCHMIDT (1970): Die Struktur der Bodendecke und ihre Kennzeichnung. - Albrecht-Thaer-Archiv, 14, 399-412.  
HAASE, G., MANNSFELD, K. und R. SCHMIDT (1986): Typen des Anordnungsmusters zur Kennzeichnung der Arealstruktur von Mikro-Geochoren. - Peterm. Geogr. Mitt., 129, 31-39.  
SCHMIDT, R. (1982): Die Struktur der Bodendecke der Grundmoränengebiete der DDR. - Peterm. Geogr. Mitt., 3, 153-170.  
WITTMANN, O. (1984): Zur Abgrenzung und Gliederung von Bodengesellschaftseinheiten, dargestellt an Beispielen aus dem Tertiärhügelland. - Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges., 40, 239-248.

## Übersicht 1: BODENGESELLSCHAFTSSYSTEMATIK

(Pedosynsystematik, Systematik der Bodenformenvergesellschaftung)

### GLIEDERUNG DER BODENGESELLSCHAFTSSYSTEMATISCHEN STUFEN

(nach WITTMANN 1984)

Sie gliedert die auf bestimmte Reliefbereiche (Platten-, Hang-, Senken-, Gezeitengefüge) bezogenen Bodengesellschaften nach der inhaltlichen Verwandtschaft ihrer Bodenformen-Ausstattung sowie der sie prägenden Boden- und Landschaftsprozesse.

Alle Einheiten stellen abstrahierte natürliche gesellschaftssystematische Typen dar. Sie entsprechen somit in diesem Punkt der (ebenfalls abstrakten) deutschen Bodensystematik.

#### BODENFORMENGEMEINSCHAFT

Gemeinschaft von Pedons ohne systematischen Rang: der innerhalb einer bestimmten Aufnahmefläche vorkommende konkrete Einzelbestand an Bodenformen.

#### BODENVERBAND

Zusammenfassung von verwandten Bodengesellschaften, die durch eine vergleichbare Bodenformen-Ausstattung, vor allem durch vergleichbare oder gleiche Kennbodenformen gekennzeichnet sind.

#### BODENGESELLSCHAFT

Abstrahierter Typus, ermittelt aus einer Gesamtheit verwandter Bodenformengemeinschaften mit vergleichbar-einheitlichen Voraussetzungen hinsichtlich Relief, (Substrat) und Bodenformen-Ausstattung. Kennzeichnend sind sog. Kenn- oder Charakterbodenformen, die mit hoher Stetigkeit ( $\geq 60\%$ ) und meist auch mit hoher Flächendeckung innerhalb eines gesellschaftssystematisch relevanten Reliefbereichs auftreten (s.oben).

Die Bodengesellschaft ist die Grundeinheit der Pedosynsystematik.

#### BODENSUBGESELLSCHAFT

Qualitative Abwandlung der Bodengesellschaft, gekennzeichnet durch (nicht-dominantes) Auftreten anderer Böden, die als Differentialbodenformen bezeichnet werden, in dieser Eigenschaft hohen diagnostischen Wert haben und durchaus Kennbodenformen anderer Bodengesellschaften sein können. Differentialbodenformen können bedingt sein z.B. durch Einschaltungen anderer Substrate, durch besondere Reliefelemente, wie Hangrücken, Hangmulden, Hangverebnungen, Hangstufen, wie welliges Relief oder Terrassenstufen bei Ebenen, durch unterschiedliches Klima, auch infolge Höhenstufung oder allgemein durch Abweichungen vom typischen Verteilungsmuster.

#### BODENGESELLSCHAFTSVARIETÄT

Gliederung nach den innerhalb einer Bodengesellschaft möglichen und sinnvoll zu trennenden Bodenartenunterschieden.

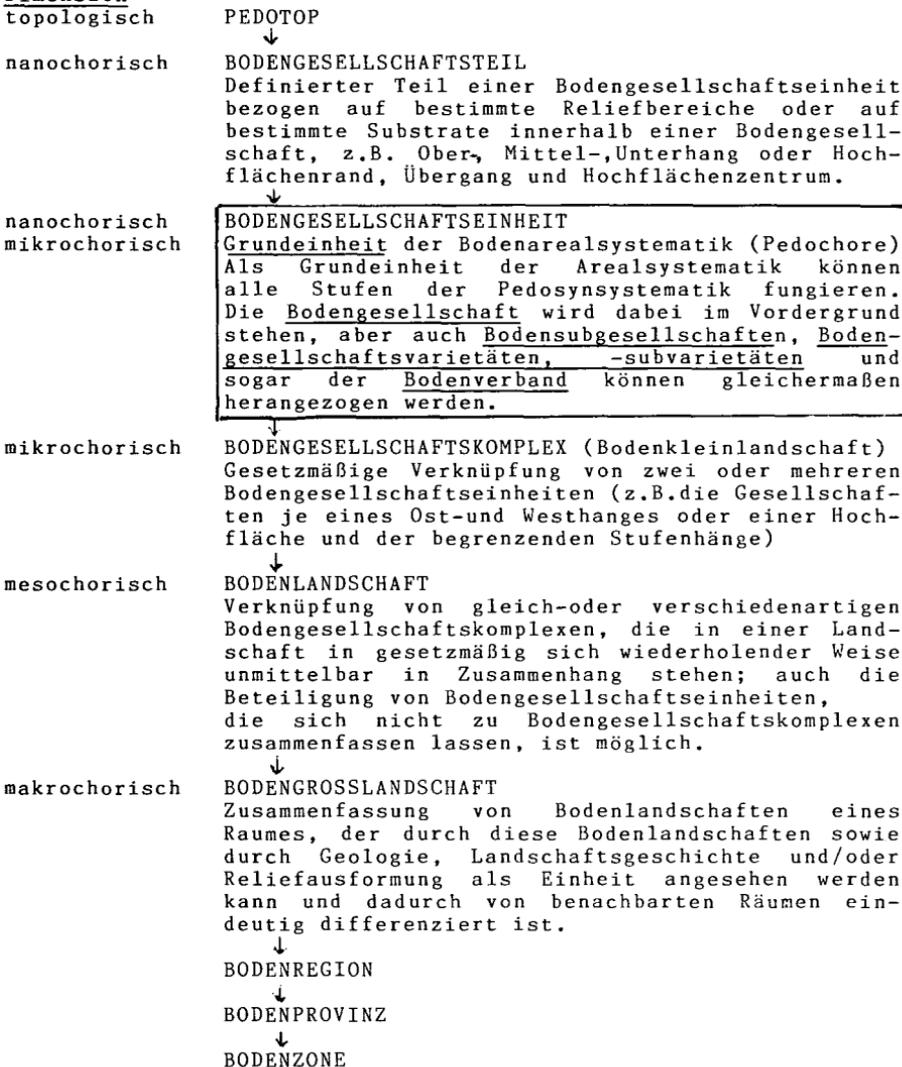
#### BODENGESELLSCHAFTSSUBVARIETÄT

Gliederung nach nutzungsbedingten Unterschieden (z.B. erosionsbedingt). Diskutiert wird die Bildung eigener Bodengesellschaften bei sehr starken anthropogenen Veränderungen.

Übersicht 2: BODENAREALSYSTEMATIK (Pedosynchorologie)  
GLIEDERUNG DER BODENAREALSYSTEMATISCHEN STUFEN  
nach BLUME 1984, HAASE u. SCHMIDT 1970,  
SCHMIDT 1982, WITTMANN 1984 u.a.

Sie befaßt sich mit der Verbreitung von Bodengesellschaftseinheiten und deren Ordnung nach arealgeographischen Gesichtspunkten. Sie zeigt somit die konkrete bodensoziologische und bodengesellschaftssoziologische Ausstattung von Einzelräumen und Landschaften auf.

Dimension



## Die Verwendung von Flächenbodenformen der Niedermoore für Fragen des Bodenschutzes

von  
Zeitze, J. und D. Kühn

### 1 Einleitung

Bodenschutz hat vor allem das Ziel, Vorsorge gegen das Entstehen schädlicher Bodenveränderungen zu treffen (§ 7 BbodSchG, 1999). Die Bodenfunktionen Lebensraum-, Regelungs-, und Produktionsfunktion sind im Hinblick auf die Daseinsvorsorge besonders erhaltens- und schützenswert. Voraussetzung für verantwortungsvolles Handeln im Sinne des Bodenschutzes ist aber immer das Wissen über die Bodenfunktionen. Die Bewertung von Bodenfunktionen ist notwendig für den Abwägungsprozeß in der Raumplanung, aber auch für das tägliche Arbeiten auf, in und mit dem Boden. Derzeitige Bewertungsverfahren (UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG, 1995; MÜLLER, 1997) weisen für die Moore Defizite bezüglich der Bewertungsmethoden und der Bewertungsparameter auf. Dies führt im praktischen Bodenschutz häufig zu überzogenen Forderungen nach einem maximalen Schutz der Moore, so dass erhebliche Nutzungskonflikte entstehen. Bodenkennwerte für Moore werden derzeit aktuell während der laufenden Kartierarbeiten der Geologischen Landesämter in Vorbereitung der Kartenerstellungen für die Bodenkarte BK 25 oder BK 50 erhoben. Desweiteren liegen für die ostdeutschen Moore sehr umfangreiche Altdaten aus Standortgutachten vor, welche für alle geplanten Meliorationsvorhaben nach relativ einheitlichem Kartierstandard erhoben wurden.

Ziel der Datenauswertung für Moore war die Erarbeitung einer Methode, vorhandene Altdaten für die Kennzeichnung von Flächenbodenformen zu verwenden und so aufzubereiten, dass Idealprofile mit entsprechenden Datensätzen für die Ableitung von Bodenfunktionen und weiteren thematischen Auswertungen bereitgestellt werden können.

Die Flächenbodenform ist ein für Flächenbeschreibungen idealisiertes, d.h. abstraktes Bodenprofil. Das systematische Kennzeichnungsniveau der jeweiligen boden- und substratsystematischen Einheit orientiert sich am Maßstab. Die Flächenbodenform ist somit ein auf einem bestimmten Kennzeichnungsniveau nicht weiter differenzierbares (quasi homogenes) Bodenareal. Die Daten zur Kennzeichnung der Flächenbodenform werden aus systematisch vergleichbaren Profilen oder/und Substrat-Horizont-Kombinationen idealisiert (s.u.) übernommen und bilden somit das sogenannte Idealprofil einer Flächenbodenform (HANNEMANN, BAURIEGEL & KÜHN, 1999).

### 2 Material und Methode

Die Entwicklung einer Methode erfolgte sowohl durch statistische Auswertung umfangreicher Bodenparameter als auch durch Nutzung von Expertenwissen; letzteres insbesondere bei der Ableitung der Zuordnungsregeln. Die Eingangsparameter der Altdaten entstammen aus Bohrungen bis auf den mineralischen Untergrund im Raster von 100 x 100 m (mit Geländeinformationen über Torf- und Muddeart sowie -mächtigkeit, Zersetzungsgrad, Tiefenlage von Substratwechsel, hydrologisch-

---

<sup>1)</sup> Humboldt-Universität zu Berlin, FG Bodenkunde und Standortlehre; Invalidenstr. 42, 10115 Berlin (jutta.zeitze@rz.hu-berlin.de)

<sup>2)</sup> Landesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg, Stahnsdorfer Damm 77; 14532 Kleinmachnow (kuehnd@lgrb.de)

genetischem Moortyp, Vererdungsgrad im Oberboden), aus Labordaten von Beprobungen (je 25 ha eine repräsentative Probe mit Substanzvolumen, Glührückstand, pH-Wert, Kalkgehalt als Standarddaten) sowie aus über 1000 Datensätze aus Forschungsprojekten mit differenzierten physikalischen Parametern (einschließlich Wasserretentionskurve).

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Substratsystematische Einheiten

Die Altdaten enthalten seit Beginn der umfangreichen Moorkartierungen 1952 die selbe Tiefenstufenklassifikation der Substrattypen in sogenannte "Viererstufen", so dass eine Zuordnung zu den Substrattypen der KA 4 wie folgt möglich ist:

TGL			KA 4	
Substratwechsel; Bezeichnung	TGL (1970)	TGL (1985)	Substratwechsel; Bezeichnung	Symbol
> 12 dm Torf; ohne	Nto Ia	h	> 12 dm Torf; ohne	og-Hn
> 8-12 dm Torf über...; ...-unterlagerter Torf	Nto Ib / ...	h // ...	7-12 dm Torf über tiefem ...	og-Hn // ...
4-8 dm Torf über ...; Torftief- ...	Nto II / ...	h / ...	3-7 dm Torf über ...	og-Hn / ...
2-4 dm Torf über ...; Torfflach-....	Nto III / ...	h ' ...	1,5-3 dm flacher Torf über ... <u>oder:</u> 1,5-3 dm stark humoser Sand; Lehm oder Ton über Sand; Lehm oder Ton <u>analog:</u> 1,5-3 dm stark humose organo - mineralische Mudden über organo-mineralische Mudden	og-Hn \ ... <u>oder:</u> s; l; t (ohne Schichtung) <u>analog:</u> Fms; Fmu; Fmt; Fmi; Fmk (ohne Schichtung)

Die Auswertung von über 3000 Profilaufnahmen ergab typische Schichtenfolgen von Torfarten in Abhängigkeit vom hydrologisch-genetischen Moortyp und vom Substrattyp. Für die Substrattypen (nach TGL 24 300/04, 1985) Torf, sandunterlagerter Torf und muldeunterlagerter Torf konnten für die in Brandenburg am häufigsten vorkommenden Moortypen Durchströmungsmoor, Verlandungsmoor und Versumpfungsmoor entsprechende Abfolgen erarbeitet werden (ZEITZ & KÜHN im Druck).

#### 3.2 Bodensystematische Einheiten

Bodentypen im Sinne der zuletzt gültigen TGL 24300/04 (1985) wurden auf den Niedermooren Nordostdeutschlands erst ab Mitte bis Ende der 70er Jahre kartiert, wo bereits der größte Teil der Meliorationen in Mooren beendet war. Somit liegen nur sehr wenige Altunterlagen mit Angaben zur bodensystematischen Einheit vor. Trotzdem kann eine Zuordnung durch Nutzung der Informationen zum Substrattyp und zum hydrologisch-genetischen Moortyp nach folgenden Regeln erfolgen:

Substrattyp (TGL)	Bodentyp bzw. -subtyp (KA 4)	Gültigkeitsbereich
Nto I a	HNv	für alle hydrologisch-genetischen Moortypen (HGMT)
Nto Ib/	HNv	bei Mulde-, Lehm oder Tonunterlagerung für alle HGMT
	HNv	bei Sandunterlagerung, wenn kein Versumpfungsmoor
	HNm	bei Sandunterlagerung, wenn Versumpfungsmoor
Nto II/	HNv	bei Mulde-, Lehm- oder Tonunterlagerung, wenn kein Versumpfungsmoor
	HNm	bei Sandunterlagerung für alle HGMT und bei Mulde-, Lehm- oder Tonunterlagerung, wenn Versumpfungsmoor

Nto III/	HNm	für alle HGMT, wenn organische Mudden unterlagern
	GG-rGM	für alle HGMT mit mineralischen Substraten oder organo-mineralischen Mudden
S/Nto I und S/Nto II und S/Nto III/ Organo-Mudden	YKvHN	für alle HGMT; Vererdungsgrad wird nicht berücksichtigt; Mächtigkeit des YK wird abweichend von KA 4 mit 3 dm angenommen
S/Nto III/S;L;T und organo-min. Mudden	GG-YK	für alle HGMT

**Legende:** HN: Niedermoor; HNv: Erd-(Norm)Niedermoor; HNm: Mulm-(Norm)Niedermoor; GG: Gley; GM: Anmoorgley; YK: Kolluvisol; „Nto“ nach TGL 24300 (1970) entspricht „h“ nach TGL 24300/04 (1985) und bedeutet (Niedermoor-)Torf; hydrologisch-genetischer Moortyp (HGMT).

Zwei Besonderheiten sind bei der Interpretation von Altdaten aus flachgründigen Mooren zu beachten:

1. Die Kennzeichnung eines Standortes mit der Kategorie "Moor" erfolgte in den Altdaten definitivgemäß für Torf und/oder Mudden mit einer Mächtigkeit ab 2 dm im entwässerten Zustand.
2. Alle limnischen Bildungen - also auch organo-mineralische und mineralische Mudden wurden in ihrer Abfolge und Mächtigkeit und somit dann auch in der bodensystematischen Einheit dem Moor zugeordnet.

Unter Beachtung eines Moorverlustes infolge des oxydativen Torfzersatzes (unter Brandenburger Verhältnissen nach LEHRKAMP, 1987 bei Grünlandnutzung 1 bis 2 cm/a) kann davon ausgegangen werden, dass sich die flachgründigen Moore seit dem Zeitpunkt der Kartierung stark verändert haben. Die systematische Zuordnung der Altdaten nach KA 4 ist einzelfallbezogen mit Hilfe o.g. Vorschläge möglich.

Eine Zuordnung der Altdaten zu Bodensubtypen ist nur für die zwei pedogenetisch geprägten Subtypen Erd-(Norm-)Niedermoor und Mulm-(Norm-)Niedermoor möglich (eine Erweiterung erfolgt unter Beachtung der Kalkverhältnisse). Die typischen Profile des Erd-(Norm-)Niedermoores zeigen im Mittel folgende Horizontabfolge: nHv (0 - 3 dm)/nHt (3 - 5 dm)/nHr (>5 dm). Da keine Erfahrungen mit dem nHw-Horizont vorliegen - sowohl bezüglich Tiefenlage, Mächtigkeit als auch Labordaten - wird eine Abfolge von nHt/nHr im unteren Profilteil zugewiesen. Die Tiefenstufen ergeben sich aus der bisherigen landwirtschaftlichen Nutzung (Tiefe des periodischen Umbruchs sowie mittlere Grundwasserstände); die typischen Horizontabfolgen des Mulm-(Norm-)Niedermoores lauten dann entsprechend: nHm (0 - 3 dm)/nHv (3 - 4 dm)/nHa (4 - 5 dm)/nHt (5 - 8 dm)/nHr (>8 dm). Der nHa-Horizont kann je nach Intensität der Entwässerung (Tiefe der Grundwasserabsenkung und zeitliche Intensität) bis 3 dm mächtig werden. Dann weist das Profil häufig keinen darüberliegenden nHv-Horizont auf.

Die Verknüpfung dieser systematischen Einheiten mit Substratmerkmalen ermöglicht die Erstellung von Idealprofilen für die genannten drei wesentlichen hydrologisch-genetischen Moortypen; es liegen nunmehr Informationen über die Tiefenabfolge von Substrat-Horizont-Kombinationen vor. Die Kennzeichnung von Flächenbodenformen kann über die Zuordnung von Horizontmerkmalen aus einer Datei über drei Wege erfolgen:

1. Es existiert von jeder ausgeschiedenen Flächenbodenform ein reales typisches Originalprofil mit den zutreffenden Beschreibungen und einer Mindestprobung für eventuell spätere Auswertungen nach Aspekten des Bodenschutzes.
2. Mit Hilfe der statistischen Auswertungen vorhandener Datenbanken, die verschiedene Quellen zusammenfassen, werden nach den Gliederungsparametern des hydrologisch-genetischen Moortyps und innerhalb dieses dann nach Bodenformen durchschnittliche Parameter ermittelt.
3. Die horizontbezogenen Parameter werden der Flächenbodenform nach Auswertung von Literaturquellen, vorhandenen Datenbanken, Geländeerfahrungen (Expertenwissen) empirisch dem Leitprofil zugeordnet.

Derzeitig wird der 3. Weg realisiert. Hierbei werden in einem ersten Schritt physikalisch-hydrologische Bodenkennwerte nach Substrat-Horizont-Kombinationen den Flächenbodenformen zuge-

ordnet (ausführlich siehe ZEITZ & KÜHN im Druck). Zur Auswertung kamen Daten aus der Literatur über Nordostdeutschland (SCHMIDT, et al., 1981; WOJAHN & SCHMIDT, 1997; ZEITZ, 1992), Nordwestdeutschland (SCHÄFER, 1996) und Polen (OKRUSZKO, 1993) sowie Daten aus der KA 4. Für 13 Substrat-Horizont-Kombinationen der Niedermoore liegen somit Informationen zu den Werten Substanzvolumen, Luftkapazität, Feldkapazität, nutzbare Feldkapazität, Mittelporen I (< 10 - 3 µm) und Grobporen II (< 50 - 10 µm) vor. Diese Angaben bilden den „Baukastensatz“ für die Idealprofile/Flächenbodenformen. Das Idealprofil in einem Durchströmungsmoor der Bodenform Erd-(Norm-)Niedermoor aus Torf (HNv:og-Hn) hätte dann unter Zuordnung der Informationen: typische Abfolge der Substrate je Substrattyp; typische Abfolge der Horizonte je Bodentyp nach den zuvor genannten Zuordnungsregeln nachfolgend gezeigten Aufbau und Inhalt. Die bevorzugten Datensätze ergeben sich aus der Verknüpfung von Substrat und Horizont und der Wechsel in den Tiefen durch die jeweilige Überschneidung.

Tiefe (dm u. Fl.)	typischer Horizont	typisches Substrat	bevorzugter Datensatz einer Hor.-Substrat-Kombination
0 - 1	nHv	Hav	V1
1 - 2		Ha; H8-10	
2 - 3			nHt
3 - 4	nHr	Hnr/Hnp; H1-4	
4 - 5			
5 - 6			
6 - 7			
7 - 8			
8 - 9			
9 - 10			
10 - 11			
11 - 12			
>12			

#### 4 Literatur

Fachbereichstandard TGL 24300/04 (1985): Aufnahme landwirtschaftlich genutzter Standorte – Moorstandorte, Berlin  
 HANNEMANN, J., BAURIEGEL, A. & D. KÜHN (1999): Bildung von Flächenbodenformen für die Verwendung in Karten und geographischen Informationssystemen. – in diesem Band.  
 LEHRKAMP, H. (1987): Die Auswirkungen der Meliorationen auf die Bodenentwicklung im Randow - Welse - Bruch. - Diss., Humboldt - Universität zu Berlin, 99 S.; Berlin  
 MÜLLER, U. (1997): Auswertungsmethoden im Bodenschutz. - NIBIS Niedersachsen, 321 S., Hannover  
 OKRUSZKO, H. (1993): Transformation of fen-peat soil under the impact of draining. - Pols. Akad. Nauk; zesz. 406; 3-75; Lublin  
 SCHÄFER, W. (1996): Changes in physical properties of organic soils induced by land use. - Proc. 10<sup>th</sup> International Peat Congress, Vol. 4, 77 - 84 Bremen  
 SCHMIDT, W. et al. (1981): Kennzeichnung und Beurteilung der Bodenentwicklung auf Niedermoor unter besonderer Berücksichtigung der Degradierung. - Fo.-Bericht d. Inst. f. Futterprod. Paulinenaue; AdL der DDR, 124 S., Berlin  
 UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (1995): Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit - Leitfaden für Planungen und Gestattungsverfahren. - Umweltministerium Baden-Württemberg, Heft 31; 34 S.  
 WOJAHN, E. & W. SCHMIDT (1987): Ergebnisse und Probleme der landwirtschaftlichen Moornutzung in der DDR. - Internationales Moorsymposium, AdL der DDR, 3-47, Eberswalde  
 ZEITZ, J. (1992): Bodenphysikalische Eigenschaften von Substrat-Horizont-Gruppen in landwirtschaftlich genutzten Niedermooren. - Z.f.Kulturtechnik und Landentw. 33, 301-307, Berlin.  
 ZEITZ, J. & D. KÜHN (im Druck): Erarbeitung einer Methode zur Verwendung von Altdaten der Moore für die Kennzeichnung von Flächenbodenformen. - Arch. Acker u. Pflanzenbau u. Bodenkunde