

# DBG



DEUTSCHE

BODENKUNDLICHE

GESELLSCHAFT

# MITTEILUNGEN

DBG · Band 107 / Heft 2 · 2005 · ISSN - 0343-1071

*Schriftleitung:* P. Hugenroth, Oldenburg

# **MITTEILUNGEN**

**der**

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN  
GESELLSCHAFT**

**Band 107**

**2005**

**ISSN – 0343-1071**

**Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg**

**MITTEILUNGEN  
DER  
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN  
GESELLSCHAFT**

REFERATE / POSTER

**Jahrestagung 2005 der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft**

**02. bis 09. September 2005 in Marburg**

Band 107

Heft 2

2005

**MITTEILUNGEN  
DER  
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN  
GESELLSCHAFT**

**Referate, Poster Kommission VI**

Band 107

Heft 2

2005

### Sickerwasserprognose von Spurenelementen mit der „Deutschland-Isotherme“

S. Altfelder<sup>1</sup>, W.H.M. Duijnsveld<sup>1</sup>, T. Streck<sup>2</sup>, G.H. Meyenburg<sup>1</sup>, J. Utermann<sup>1</sup>

Betrachtet man die Vielzahl der Ansprüche die an ein in der bodenkundlichen Praxis routinemäßig eingesetztes Verfahren zur Sickerwasserprognose nach Bundesbodenschutzverordnung gestellt werden, so wird relativ schnell deutlich, dass es ein „universell“ einsetzbares Verfahren nicht gibt und auch in Zukunft nicht geben wird.

Daher stellt das hier vorgestellte Verfahren zur Sickerwasserprognose von Spurenelementen auch lediglich einen Baustein in dem „Gebäude von Verfahren“ dar, welche in Zukunft eine Prognose der Sickerwasserqualität in unterschiedlicher Güte erlauben werden.

In einem derartigen „Gebäude von Verfahren“ in dem jeder Baustein eine wichtige Funktion erfüllt, ist die Güte des Bausteins je nach Anspruch der an seine Qualität gestellt wird unterschiedlich. Bei der Sickerwasserprognose reicht - je nach benötigter Qualität der Aussage - die Güteskala der Verfahren von verbal/argumentativen Methoden bis hin zu hochkomplexen Stofftransportmodellen. Es liegt beim Anwender zu entscheiden, welches Verfahren für den von ihm benötigten Zweck sinnvoll erscheint. Er muss außerdem bei seiner Entscheidung abwägen, welche Auswertemöglichkeit die ihm zur Verfügung gestellten Daten zulassen.

Dieser Beitrag stellt ein Verfahren vor, das auf der einen Seite den Vorteil hat wenig Datenn intensiv und damit kostengünstig zu sein, das auf der anderen Seite aber unscharfe nicht eindeutige Ergebnisse liefert. Bezüglich seiner Funktion im „Gebäude der Verfahren“ ist es als intermediär zwischen verbal/argumentativen Methoden und hochkomplexen Stofftransportmodellen einzuordnen.

Grundlage des Verfahrens ist ein Katalog von Pedotransferfunktionen (Utermann et al., 2005), welche die Sorption von Spurenelementen über einfach zu erhebende Bodeneigenschaften beschreiben. Eine breite Anwendbarkeit wird durch

die den Funktionen zugrunde liegende, für Böden in Deutschland repräsentative Datengrundlage gewährleistet. Ein Vorteil dieser „Deutschland-Isothermen“ für die Praxis der Sickerwasserprognose ist die sehr einfache Bestimmung der elementspezifischen Sorption in einem beliebigen Boden anhand von pH-Wert, C<sub>org</sub>- und Ton-Gehalt.

Diese vereinfachende Beschreibung hat allerdings den Nachteil, dass die an der Festphase sorbierte Menge nicht mehr eindeutig vorhergesagt werden kann. Stattdessen erhält man ein durch Minimum und Maximum begrenztes Unsicherheitsintervall, mit dem bei den weiteren Prognoseschritten umgegangen werden muß.

Eine weitere Quelle von Varianz ist die räumliche Variabilität der in die Pedotransferfunktionen eingehenden sorptionsbestimmenden Eigenschaften. Will man diese quantifizieren, so ergibt sich eine weitere Unsicherheitsquelle, da es in der Praxis nicht möglich sein wird die Variabilität von Eigenschaften im Raum kontinuierlich zu erfassen.

Nimmt man an, dass die Sorption der wesentliche verlagerungssteuernde Prozeß ist, so muss vor allem die Unsicherheit und räumliche Variabilität der Sorption bei der Vorhersage der Verlagerung berücksichtigt werden. Als Verlagerungsmodell wird ein konvektiv/dispersiver Ansatz gewählt der - gekoppelt mit einem 2D-Monte-Carlo Verfahren (Abbildung 1) - die Verlagerungsberechnung auf der Feldskala erlaubt.

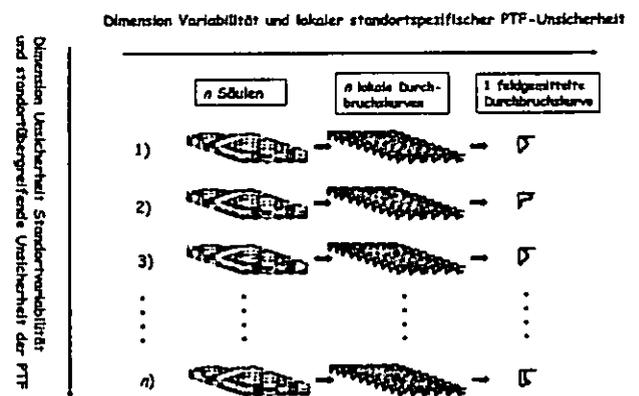


Abb.1: Schematische Darstellung der im Rahmen des 2-D-Monte-Carlo Verfahrens durchgeführten n x n lokalen Simulationen zur Berechnung von n feldgemittelten Verlagerungsprofile, die (wie in Abbildung 2 für den Standort Nordenham dargestellt) statistisch ausgewertet werden können.

Der Vergleich der Modellvorhersagen mit Messdaten soll dazu dienen den hier vorgestellten Ansatz zu bewerten. Hierzu wurden zum einen Mo-

<sup>1</sup>Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, 30655 Hannover  
<sup>2</sup>Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart

dellrechnungen für zwei aus der Literatur übernommenen Feldexperimenten für Cd mit einer Verlagerungsgeschichte zwischen 30 und 85 Jahren durchgeführt.

Abbildung 2 zeigt das Ergebnis einer dieser Untersuchungen (Nordenham mit 85 jähriger Cd-Immissionsgeschichte). Abbildung 3 zeigt das Ergebnis einer Sickerwasserprognose bis zum Jahr 2190 für den gleichen Standort.

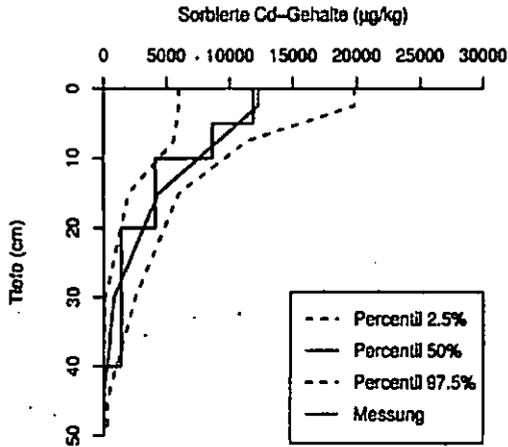


Abb. 2: Gemessene Tiefenverteilung der sorbierten Cd-Konzentration am Standort Nordenham nach 85 jähriger Belastungsgeschichte. Die Abbildung zeigt darüber hinaus die mit der Cd-Pedotransferfunktion von Utermann et al. (2005) berechnete Tiefenverteilung (mit 95% Konfidenzintervall).

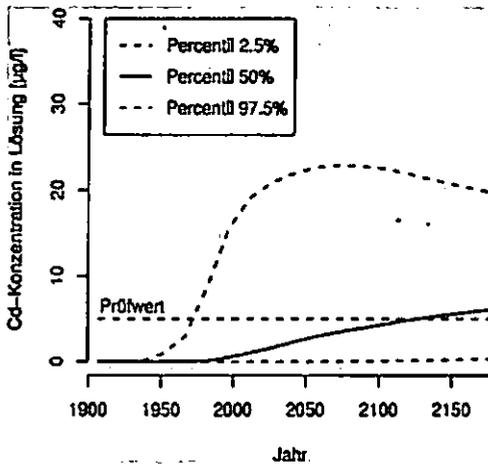


Abb. 3: Sickerwasserprognose bis zum Jahr 2175 für den Standort Nordenham. Der Ort der Beurteilung nach BBodSchV (1999) liegt bei 60 cm u. Gelände.

Zum anderen wurden Rechnungen für die drei im Rahmen des BMBF-Projekts „Sickerwasserprognose“ durchgeführten Lysimeterexperimente für Cd, Pb, Cu, Ni, Zn und Cr mit einer Verlagerungszeitspanne von ca. 2 Jahren durchgeführt. Abbildung 4 zeigt am Beispiel von Kupfer den Vergleich zwischen Vorhersage und Messung 35 cm unterhalb der Quelle für die drei Transportly-

simeter „Boden“, „Müllverbrennungsasche“ und „Bauschutt“.

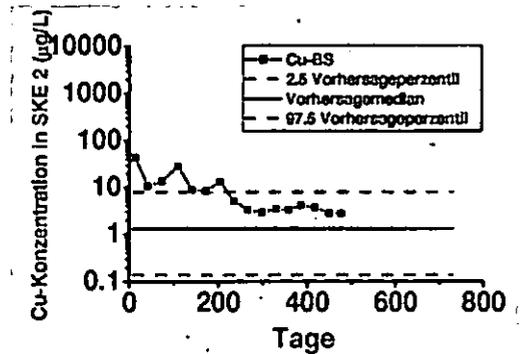
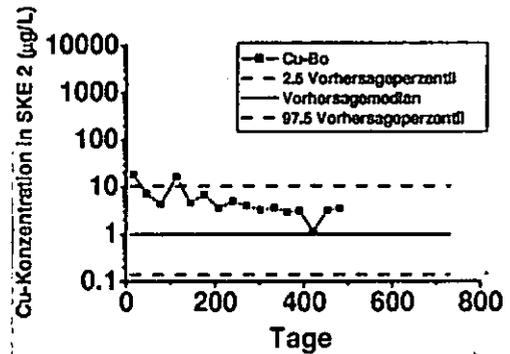
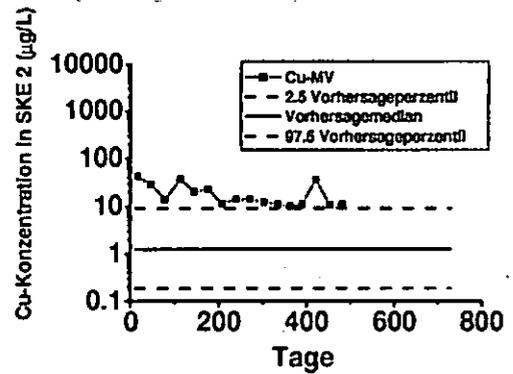


Abb. 4: Gemessene sowie mit der Cu-Pedotransferfunktion von Utermann et al. (2005) vorhergesagte Kupferkonzentration 35 cm unterhalb der Quelle der BMBF-Transportlysimeter (mit 95% Konfidenzintervall).

Die dargestellten Ergebnisse erlauben die Güte des Verfahrens in einer abgestuften Sickerwasserprognose einzuordnen. Darüber hinaus erlaubt das Verfahren Aussagen im Bezug auf Stoffe über deren Transportverhalten bisher nur wenige Informationen vorlagen.

### Literatur

BBodSchV, Bundesgesetzblatt (1999): Bundesbodenschutzverordnung; BGBl I, S. 1554

Utermann, J., Heidkamp, A., Meyenburg, G., Gäbler, H. E., Altfelder, S., Böttcher, J., (2005): Pedotransfer-functions for Sorption of Trace Elements in Agricultural & Forest Soils, Consoll 2005

# Stofffreisetzung aus Recycling-Baustoffen unter realen Einsatzbedingungen

Andrea Baasch \*, Dietmar Goetz

## Einleitung

Aufbereiteter Bauschutt wird vor allem im Straßen- und Wegebau wieder verwertet. Für eine Beurteilung der Umweltverträglichkeit der Recycling-Baustoffe in bezug auf das Grundwasser werden nach den Technischen Regeln der LAGA (LAGA, 1995) die Eluatwerte des Auslaugverfahrens nach DIN 38 414-4 (DEV-S4) herangezogen. In der BBodSchV sind dem gegenüber Prüfwerte für Sickerwasserkonzentrationen vorgesehen. Eine Beurteilung durch ein Laborverfahren ohne nachgewiesenen Bezug zur Praxis erscheint nicht sinnvoll. Andererseits ist eine direkte Untersuchung der Sickerwässer für regelmäßige Untersuchungen nicht realisierbar. Da beide Regelwerke zur Feststellung der Umweltverträglichkeit herangezogen werden können, stellt sich die Frage nach möglichen Unterschieden in der Beurteilung und deren Ursachen. Es wurden deshalb zur Ermittlung der Quelltermkonzentration Sickerwasserkonzentrationen an realen Einbaustandorten mit Recycling-Baustoffen gemessen und mit den Ergebnissen verschiedener Auslaugversuche am gleichen Material verglichen.

## Methodik

Mit Hilfe von Keramiksaugkerzen und Lysimetern wurden Sickerwässer von 34 Standorten mit Recycling-Baustoffen im offenen Einbau gewonnen und auf die anorganischen Parameter pH, Leitfähigkeit, Sulfat, Chlorid, Arsen sowie Schwermetalle hin untersucht. Parallel dazu fanden Auslaugversuche nach den Laborverfahren DIN 38 414-4 und der ungesättigten Perkolation nach FGSV Arbeitspapier „Umweltverträglichkeit von Mineralstoffe Nr. 28/1“ statt.

## Beurteilung der Umweltverträglichkeit

In der Beurteilung der Umweltverträglichkeit ergeben sich sowohl Über- als auch Unterschätzung der Gefährdung durch die TR LAGA im Vergleich zur BBodSchV. Für den Parameter Kupfer unterschreiten alle Materialien im Eluat die Z0-Werte der TR LAGA und sind damit für den uneingeschränkten Einbau zugelassen. Im Sickerwasser dieser Standorte treten dagegen Überschreitungen des Prüfwertes für Kupfer nach BBodSchV auf (Abb. 1). Für den Parameter Sulfat ergeben sich für die untersuchten Baustoffe z.T. Überschreitungen des Z0 und Z1-Wertes und damit drei unterschiedliche Einbauklassen. Im Sickerwasser dieser Baustoffe treten im Vergleich mit dem Geringfügigkeitsschwellenwert nach LAWA für Sulfat sowohl Über- als auch Unterbewertungen der Umweltverträglichkeit auf (Abb. 1).

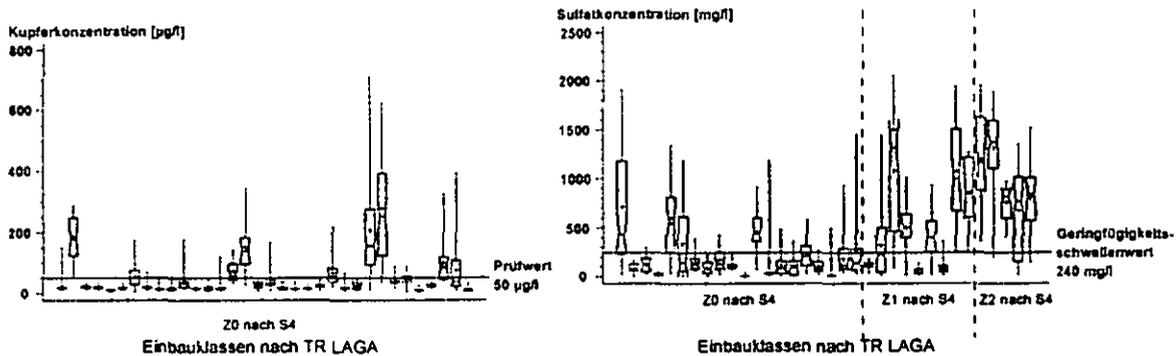


Abb. 1: Häufigkeitsverteilung der Sickerwasserkonzentrationen für Kupfer und Sulfat aus Recycling-Baustoffen, Untergliederung der Standorte nach Einbauklassen nach TR LAGA anhand der jeweiligen Eluatkonzentration des DEV-S4; Prüfwert nach Bundesbodenschutzverordnung; Geringfügigkeitsschwellenwert nach LAWA

Die Ursache für die Unterschiede in der Beurteilung der Umweltverträglichkeit liegen unter anderem in der unterschiedlich verlaufenden Carbonatisierung der Baustoffe. Die aus Zementanteilen freigesetzten  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -Ionen reagieren im Freiland zu einem geringeren Teil mit  $\text{CO}_2$  zu Calciumcarbonat als in den Laborauslaugversuchen. Gleichzeitig können durch die wesentlich längere Auslaugdauer im Freiland in einem stärkeren Maße  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -Ionen in Lösung gehen.

Dadurch liegen im Sickerwasser die pH-Werte mit über pH 12 höher als in den Laboreluaten mit pH 11 – 11,5. Parallel zu den steigenden pH-Werten erhöht sich die Konzentration von Kupfer und Nickel. Die gleichförmige Freisetzung beider Schwermetalle ist wahrscheinlich auf die Bildung wasserlöslicher Komplexe mit Ammonium zurückzuführen (Abb. 2). Durch das pH-abhängige Gleichgewicht zwischen Ammonium und Ammoniak steigt die Verfügbarkeit bei steigenden pH-Werten. Dagegen verringern sich die Sulfatkonzentrationen durch die Ausfällung mit den vorhandenen Calciumionen als Gips (Abb.3).

\* Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg, Allende-Platz 2, 20146 Hamburg, A.Baasch@ifb.uni-hamburg.de

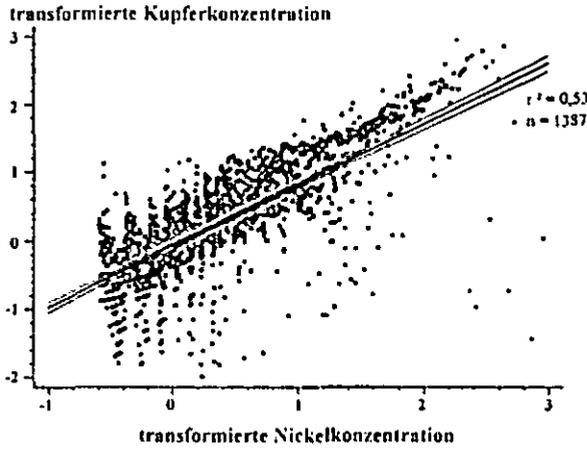


Abb. 2: Kupferkonzentrationen der Sickerwässer aus den untersuchten Baustoffen als Funktion der Nickelkonzentrationen, die Konzentrationen wurden in die Normalverteilung transformiert

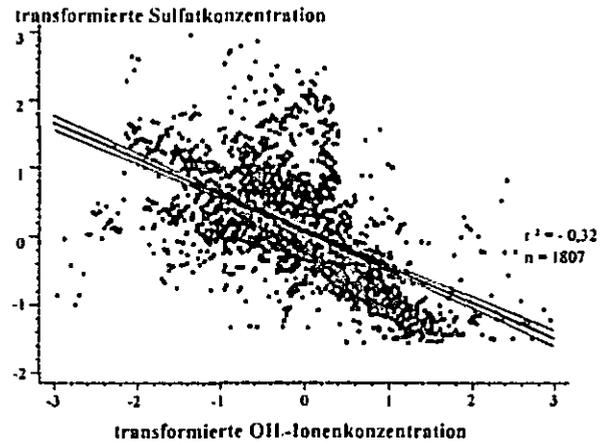


Abb.3: Sulfatkonzentrationen der Sickerwässer aus den untersuchten Baustoffen als Funktion der Hydroxidionkonzentrationen, die Konzentrationen wurden in die Normalverteilung transformiert

Im Vergleich der insgesamt freigesetzten Stoffmengen ergeben sich durch die Unterschiede in der Carbonatisierung deutliche Differenzen im Vergleich zwischen Sickerwasser und Laborauslaugverfahren. Die Kupfermengen sind im Freiland durch die erhöhte Löslichkeit bei steigenden pH-

Werten erhöht (Abb. 4). Dagegen sind die Sulfatmengen im Sickerwasser durch die Ausfällung von Gips gegenüber den Laborverfahren deutlich verringert (Abb. 5).

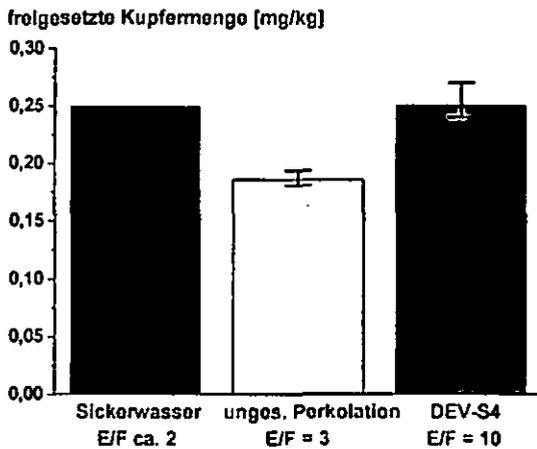


Abb. 4: freigesetzte Kupfermenge im Vergleich zwischen Sickerwasser, ungesättigter Perkolatlon nach FGSV und DEV-S4 (DIN 38 414-4), Min-Max-Werte als Fehlerbalken

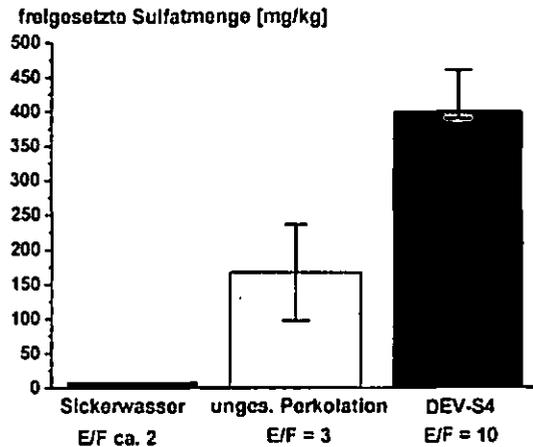


Abb. 5: freigesetzte Sulfatmenge im Vergleich zwischen Sickerwasser, ungesättigter Perkolatlon nach FGSV und DEV-S4 (DIN 38 414-4) , Min-Max-Werte als Fehlerbalken

### Schlussfolgerung

Es zeigt sich, dass die Carbonatisierung bei der Auslaugung von Recycling-Baustoffen einen deutlichen Einfluss auf die Stofffreisetzung hat. Damit stellt sie eine weitere Randbedingung dar, welche die Übertragbarkeit zwischen Ergebnisse aus Laborverfahren und Freiland erschwert. Sie führt zu Unterschieden in der Beurteilung der Umweltver-

träglichkeit der Baustoffe im Vergleich zwischen TR LAGA und BBodSchV.

### Literatur

LAGA ( 1995): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen – Technische Regeln Bauschutt. Länderarbeitsgemeinschaft Abfall; S.26

## Bodentemperaturen in der Oberflächenabdeckung der Deponie Hamburg-Georgswerder

Klaus Berger, Stefan Melchior

### Einleitung

Die Bodentemperatur hat einen wesentlichen Einfluss auf eine Vielzahl von Prozessen im Boden. Maßgebliche steuernde Größe der Bodentemperatur ist das Klima am Standort; daneben spielen Vegetationsbedeckung und Bodeneigenschaften sowie an bestimmten Standorten – z.B. gewissen Deponien – die Wärmezufuhr aus dem Untergrund eine Rolle. Im folgenden werden Ergebnisse einer deskriptiv-statistischen Analyse der tiefenabhängigen Jahres- und Tagesverläufe der Bodentemperaturen in der Oberflächenabdeckung der Deponie Hamburg-Georgswerder vorgestellt. Sie wurden im Rahmen des von der FHH und dem BMBF geförderten Forschungsvorhabens „Untersuchung des Wasserhaushalts mehrschichtiger Abdecksysteme“ (MELCHIOR 1993) gemessen.

### Material und Methoden

In die Obere Abdeckung der Deponie Georgswerder wurden im Bereich der Wasserhaushalts-Testfelder Pt-100-Messelemente nach DIN IEC 751, Genauigkeitsklasse A, in den folgenden Tiefen uGOF eingebaut: 2, 10, 27 und 50 cm (Rekultivierungsschicht mit Grünlandvegetation), 90 und 95 cm (Flächendränge), 105, 135 und 167 cm (mineralische Abdichtungsschicht) sowie 177 cm (Gasdränschicht) (Näheres in MELCHIOR 1993). Die Messwerte wurden stündlich zur vollen Stunde MEZ erfasst (s. BERGER 1994). Die Lufttemperatur wurde mit einem Aspirationspsychrometer nach Frankenberger im halbstündigen Rhythmus gemessen.

Für die statistische Analyse wurde das „Lysimeterjahr“ 04.1992 – 03.1993 gewählt, da in ihm alle Größen fast messlückenfrei vorliegen (15 fehlende von 8760 Stunden).

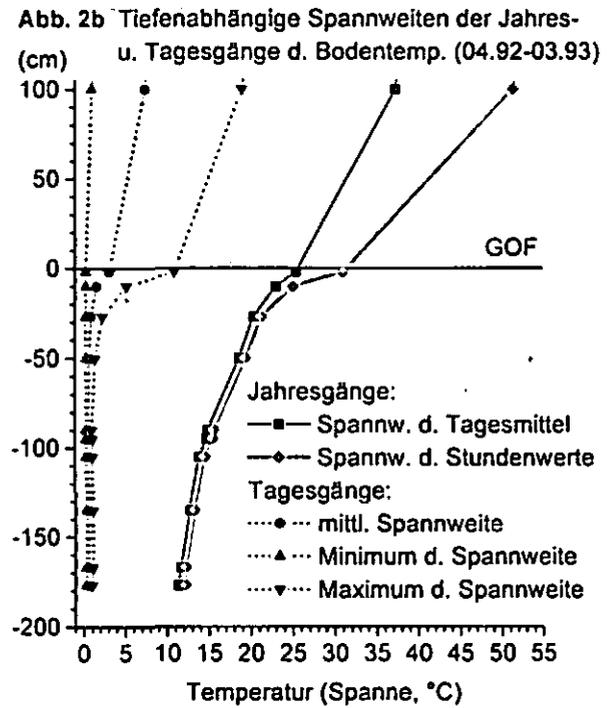
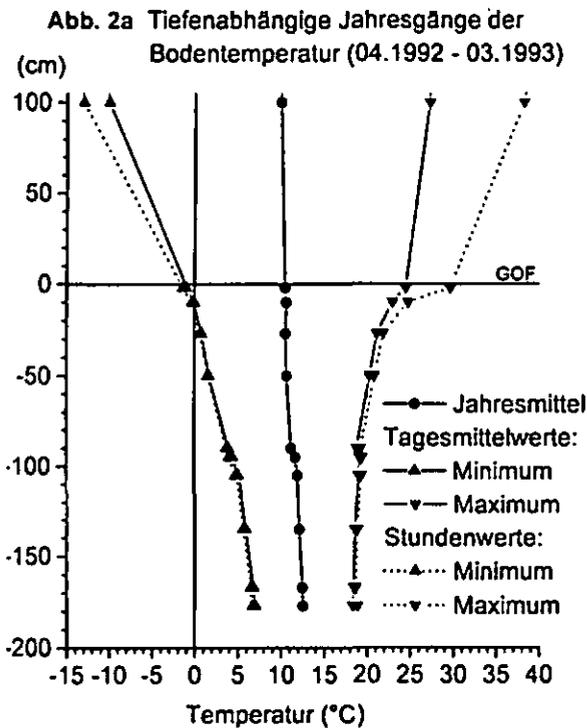
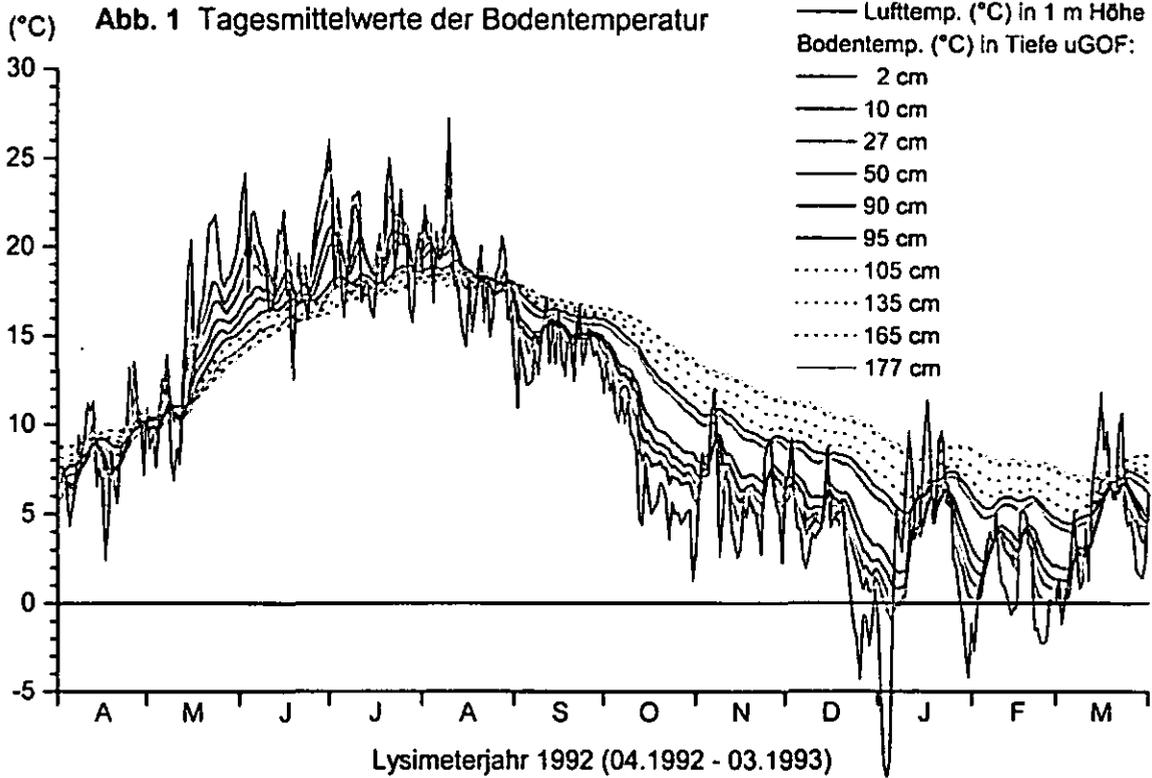
### Ergebnisse und Diskussion

Die Bodentemperaturen zeigen folgende Regelmäßigkeiten (s. Abb. 1 und 2a, b):

- Die Tagesgänge (Spannweiten Max – Min) nehmen mit der Tiefe ab von im Mittel (Max.) 3,14 (10,9) °C in 2 cm Tiefe auf ca. 0,6 (1,1) °C ab 90 cm Tiefe (Werte für die Lufttemperatur: 7,43 (19,0) °C). Tagesgänge sind in 2 und 27 cm Tiefe deutlich, in 50 cm Tiefe noch und in 90 cm Tiefe nicht mehr erkennbar. Bei Bodenfrost treten keine Tagesgänge auf.
- Die Jahresgänge nehmen ebenfalls mit der Tiefe ab, auf Basis der Tagesmittelwerte (Stundenwerte) von 25,5 (31,1) °C in 2 cm Tiefe auf 11,3 (12,2) °C in 177 cm Tiefe (Werte für die Lufttemperatur: 37,3 (51,3) °C).
- Die Jahresmitteltemperatur nimmt beinahe monoton um 2,1 °C zu von 10,5 °C in 2 cm Tiefe auf 12,6 °C in 177 cm Tiefe bei einer mittleren Lufttemperatur von 10,0 °C. Dies deutet unter Berücksichtigung der mittleren Lufttemperatur der Vorjahre auf eine Wärmezufuhr aus dem Deponiekörper hin.
- Damit zusammenhängend sind die Temperaturgradienten (Basis Tagesmittel der Temperatur) vorwiegend einheitlich gerichtet, für 8 Monate – also die meiste Zeit des Jahres – meist abwärts („unten wärmer als oben“) und nur für ca. 3 Monate, von Mai bis August, meist aufwärts mit zwei jeweils ca. zweiwöchigen Übergangsphasen in der ersten Mai- und der zweiten Augusthälfte. Dieses Schema wird in Oberflächennähe nicht konsequent eingehalten, was auf starke Lufttemperaturschwankungen zurückzuführen ist.
- In den Tagesgängen der Temperatur tritt neben der mit der Tiefe zunehmenden Dämpfung der Amplituden ein mit der Tiefe zunehmender zeitlicher Versatz auf. Dieser ist an Tagen mit ausgeprägten Tagesgängen, also an klaren Tagen mit hohem Anteil direkter Strahlung v. a. im Frühjahr und Sommer, deutlich erkennbar, lässt sich jedoch wegen der relativ geringen zeitlichen Auflösung der Daten von 1 Std. nur näherungsweise angeben. Das Maximum der Bodentemperatur in 2 cm Tiefe tritt ca. 0 – 1 Std. nach dem Maximum der Lufttemperatur auf, das Max. in 10 cm Tiefe ca. 3 Std. nach dem in 2 cm, das in 27 cm Tiefe ca. 3 – 4 Std. nach dem in 10 cm und das in 50 cm Tiefe ca. 1 – 2 Std. nach dem in 27 cm Tiefe.

---

Dr. Klaus Berger, Institut für Bodenkunde,  
Universität Hamburg, Allende-Platz 2, 20146  
Hamburg; e-mail: [k.berger@ifb.uni-hamburg.de](mailto:k.berger@ifb.uni-hamburg.de)  
Dr. habil. Stefan Melchior, melchior + wittpohl  
Ingenieurgesellschaft, Karolinenstr. 6, 20357  
Hamburg; e-mail: [melchior@mplusw.de](mailto:melchior@mplusw.de)



**Ausblick**

Die BSU der FHH führt die Bodentemperaturmessungen mit höherer zeitlicher Auflösung fort. Die Datenauswertung läuft derzeit und wird genauere Aussagen v. a. zum zeitlichen Verhalten erlauben.

**Literatur**

BERGER, K., 1994: Messdatenerfassung und -verarbeitung im Forschungsvorhaben. In: MELCHIOR, S. et

al. 1994: Untersuchung des Wasserhaushalts mehrschichtiger Abdecksysteme für Deponien und Altlasten auf der Deponie Georgswerder, Teilbericht F; unveröff. Abschlußbericht an d. Freie u. Hansestadt Hamburg, Umweltbehörde, Fachamt Altlastensanier. MELCHIOR, S., 1993: Wasserhaushalt und Wirksamkeit mehrschichtiger Abdecksysteme für Deponien und Altlasten. Hamburger Bodenkundliche Arb. 22 VIELHABER, B., 1995: Temperaturabhängiger Wassertransport in Deponieoberflächenabdichtungen. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten 29

# Kleinsimeteruntersuchungen an Materialien aus dem Altlastenbereich

W. Berger, U. Kalbe, J. Eckardt, H.-P. Walzel

## Einleitung

Zielsetzung einer Sickerwasserprognose auf der Grundlage der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) [1] ist die Beurteilung der Gefahr, die von kontaminierten Standorten für das Schutzgut Grundwasser ausgeht. Es soll prognostiziert werden, in welchem Ausmaß Schadstoffe im Boden oder aus Altablagerungen durch das Sickerwasser mobilisiert und bis zum Grundwasser transportiert werden können.

Neben Säulen- und Batchversuchen ermöglichen auch Lysimeterversuche eine Abschätzung von Sickerfrachten von Schadstoffen aus kontaminierten Materialien. Es werden Ergebnisse von drei Kleinsimeterversuchen mit unterschiedlichen Materialien (kontaminierter Boden, Hausmüllverbrennungsschutt - HMVA -, Bauschutt), die für das BMBF Verbundvorhaben „Sickerwasserprognose“ [2] als Referenzmaterialien hergestellt worden waren (FKZ02WP0143), vorgestellt.

## Material und Methoden

Tabelle 1 enthält die für die Beschreibung der drei Ausgangsmaterialien für die Lysimeteruntersuchungen wesentlichen Parameter.

Tab. 1: Materialcharakteristik

Parameter	Dimension	kontaminierter Boden	Bauschutt	HMVA
Restfeuchte	Gew.-%	0,3	2,4	3,7
pH-Wert	-	8,8	11,9	11,1
Größtkorn	mm	2	4	4
kl-Wert	m/s	$9,3 \cdot 10^{-6}$	$3,5 \cdot 10^{-6}$	$1,7 \cdot 10^{-6}$
Summe PAK im Feststoff	mg/kg TS	54,9	31,8	-
Cr Eluat L/S = 2	µg/l	-	71	70
Cu Eluat L/S = 2	µg/l	-	138	517
Sulfat Eluat L/S = 2	mg/l	-	1341	226
Chlorid Eluat L/S = 2	mg/l	-	18,8	817

In Abbildung 1 ist der schematische Aufbau der Kleinsimeter dargestellt. Die Lysimeter bestehen aus Glas (Höhe ca. 50 cm, Durchmesser ca. 30 cm). Es wurden ca. 30 kg kontaminiertes Probenmaterial lagenweise eingebaut und mit Wasser befeuchtet. Oberhalb des Bodens wurde eine Schicht von etwa 3,5 cm geglühtem Filterkies und unterhalb ca. 6 cm geglühter Filtersand eingebracht. Als Auflage diente eine V2A-Lochplatte mit einer darüber liegenden gelochten Teflonfolie. Pro Woche wurden in Anlehnung an die durchschnittliche lokale Sickerwasserrate 300 ml demineralisiertes Wasser aufgegeben. Das Perkolat wurde in einem Auffanggefäß aus Braunglas gesammelt. Die Versuche wurden abgedunkelt bei ca. 17 °C durchgeführt.

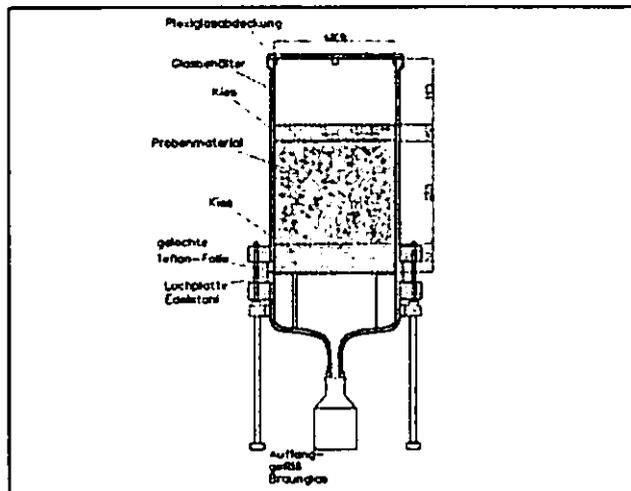


Abb. 1: Schematischer Aufbau der Kleinsimeter

Es wurden folgende Messungen an den Perkolaten durchgeführt:

Kontaminierter Boden: PAK

Bauschutt: PAK, Sulfat

HMVA: Kupfer, Chrom, Sulfat, Chlorid

In allen Perkolaten wurden pH-Wert, Trübung, Leitfähigkeit und DOC bestimmt.

Zusätzlich wurden Batch-Tests mit einem Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis (L/F) = 2 mit den Ausgangsmaterialien der Lysimeterversuche sowie den ausgebauten Materialien nach Versuchsende nach DIN EN 12457-1 [3] durchgeführt.

## Ergebnisse

### Lysimeter Boden und Bauschutt – Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Die Ergebnisse der Lysimeterversuche nach 547 Tagen Versuchsdauer für die PAK-belasteten Materialien Boden und Bauschutt sind in Abb. 2 – 4 sowie für die begleitenden Parameter pH-Wert, DOC, Leitfähigkeit und Trübung im Boden in Abb. 5 dargestellt. Beim Boden gehen bereits nach 40 Tagen bei einem L/S-Verhältnis von 0,14 l/kg die PAK-Gehalte in den Perkolaten deutlich zurück während beim Bauschutt bei vergleichsweise niedrigeren Ausgangskonzentrationen mehr PAK in den Perkolaten nachgewiesen wurden (Abb. 2).

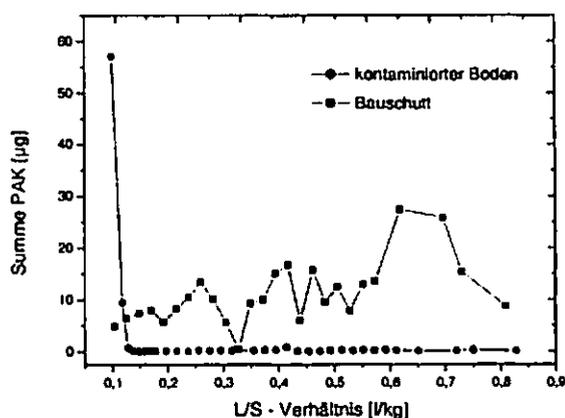


Abb. 2: PAK-Freisetzung in den Lysimetern mit Boden und Bauschutt

Die Mengenbilanzen lassen erkennen, dass beim Boden unter Berücksichtigung der im Gesamtzeitraum eluierten PAK -Mengen (ca. 73 µg) nach Ausbau des Probenmaterials zum Ende der Versuche gegenüber den PAK-Mengen im Ausgangsmaterial deutliche Minderbefunde zu verzeichnen waren (Abb. 3). Dieses ist beim Bauschutt nicht festzustellen (Abb. 4). Die über den Versuchszeitraum eluierte Menge an PAK betrug 286 µg.

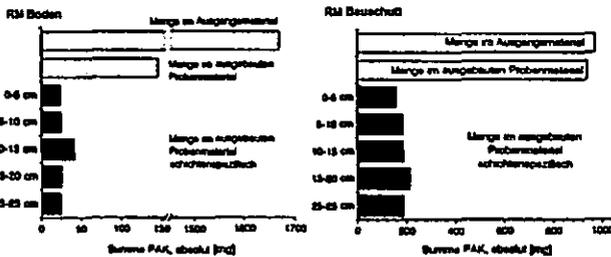


Abb. 3: Mengenbilanzen für PAK im Boden und Bauschutt

*Lysimeter HMVA und Bauschutt - Sulfat, Chlorid, Kupfer, Chrom*

Abb. 4-6 zeigen ausgewählte Ergebnisse von Lysimeter- und Batchversuchen mit HMVA und Bauschutt. Bei den Lysimeterversuchen mit HMVA ist erkennbar, dass die Chlorid- und die Chromkonzentrationen in den Perkolaten im Versuchszeitraum deutlich abnehmen, während die Sulfat- und die Kupferkonzentrationen mit der Zeit bis zum L/S-Verhältnis von 0,611/kg zunehmen (Abb. 4).

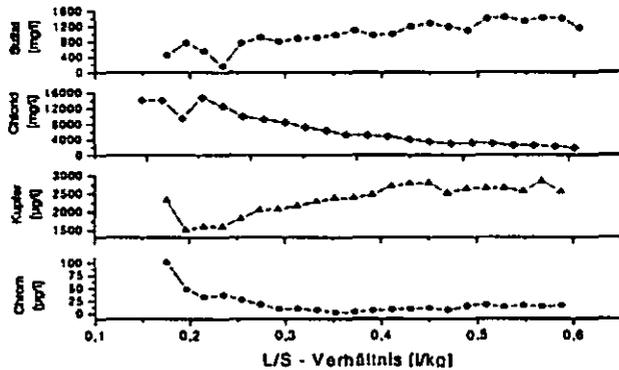


Abb. 4: Freisetzung von Schwermetallen und Anionen im Lysimeter mit HMVA

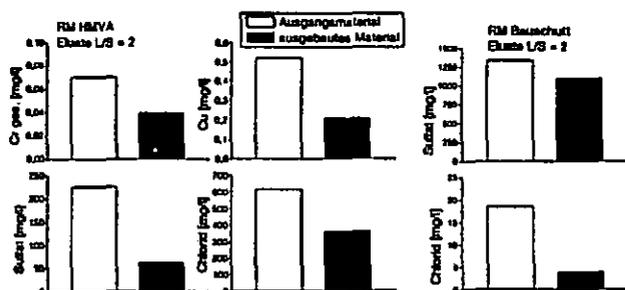


Abb. 5: Ergebnisse von Batch-Tests (L/S=2) für die HMVA und den Bauschutt

Die Sulfatkonzentrationen im Lysimeter mit Bauschutt hingegen sind leicht abnehmend und folgen dem Trend der Leitfähigkeitsentwicklung der Perkolate (Abb. 6).

Die Ergebnisse von Batch-Tests mit den Ausgangsmaterialien der Lysimeterversuche sowie den ausgebauten Materialien nach Versuchsende zeigen ähnliche Tendenzen (Abb. 5).

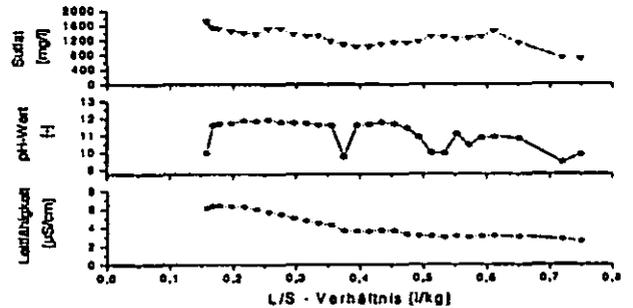


Abb. 6: Begleitparameter und Freisetzung von Sulfat im Lysimeter mit Bauschutt

**Schlussfolgerungen**

Die Kleinlysimeteruntersuchungen mit PAK-kontaminiertem Boden und Bauschutt zeigen deutlich unterschiedliche Ergebnisse. Während im Boden offensichtlich bereits nach kurzer Zeit ein intensiver mikrobieller Abbau einsetzte, war dies beim Bauschutt u.a. auf Grund seines basischen Charakters nur untergeordnet der Fall. Bei diesem Material wurde im Versuchszeitraum nur eine vergleichsweise geringe Menge an PAK eluiert.

Das Elutionsverhalten der untersuchten Inhaltsstoffe wird wesentlich durch den pH-Wert sowie deren Wasserlöslichkeiten geprägt. Dies zeigt sich auch bei den Schwermetallen und Anionen in den Kleinlysimetern mit HMVA und Bauschutt.

Um den starken PAK-Abbau in den Perkolaten des Bodens einzuschränken, werden gegenwärtig weitere Kleinlysimeteruntersuchungen durchgeführt, bei denen dem Sickerwasser Natrium-Azid zugegeben wird.

Wenngleich die Versuchsdurchführung doch relativ aufwendig ist, scheinen Lysimeterversuche das Elutionsverhalten von Schadstoffen in Böden und anderen Feststoffen vergleichsweise realitätsnah abzubilden. Die Ergebnisse können eine wichtige Grundlage für die Modellierung des Transportverhaltens von Schadstoffen in unterschiedlichen Matrices bilden.

**Literatur**

- [1] Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV): BGBl. I, 1554ff (16.07.1999)
- [2] Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF): Bekanntmachung "Sickerwasserprognose", Bundesanzeiger Nr. 177, S. 16, (21.09.1999)
- [3] DIN EN 12457-1: Charakterisierung von Abfällen; Eluierung - Deklarationstest für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen, Teil 1: Einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits/Feststoffverhältnis von 2 l/kg und einer Korngröße unter 4 mm (ohne oder mit Korngrößenreduzierung), Ausgabe Januar 2002

## Lysimeterexperimente vs. In-situ-Untersuchungen Einsatzfelder, Methoden und Probleme

D. Bethge-Steffens\*, R. Meissner, H. Rupp,

### 1 Problemstellung

Die extremen Hochwasserereignisse in den vergangenen Jahren haben zu einem verstärkten Interesse an Informationen über den Stoffhaushalt und damit verbundene Schadstoffverlagerungen auf Flussauenstandorten geführt. Voraussetzung für die detaillierte Quantifizierung des Stoffhaushaltes sind detaillierte Kenntnisse der Bodenwasserhaushaltsgrößen. Deshalb wurde in der UFZ-Lysimeterstation Falkenberg ein wägbares Grundwasserlysimeter entwickelt [1], [2]. Die Ergebnisse der Lysimetermessungen werden mit Standardmethoden zur Bestimmung der Bodenwasserhaushaltsgrößen verglichen. Ziel ist die Anpassung der Standardmethoden an die speziellen Standortbedingungen.

### 2 Methodik

In der Aue bei Schönberg Deich an der unteren Mittelelbe in Sachsen-Anhalt (Strom-km 440) wurde ein bodenhydrologischer Messplatz eingerichtet. Er ist mit Tensiometern, TDR-Sonden, Sonden zur Messung der Bodentemperatur und einer Messeinrichtung zur Ermittlung des Grundwasserflurabstandes ausgestattet. Des Weiteren werden Luftfeuchtigkeit und -temperatur, Windgeschwindigkeit und Niederschlagshöhe ermittelt. Die Daten werden mit einem Datenlogger aufgezeichnet und per Funk in die Lysimeterstation übertragen.

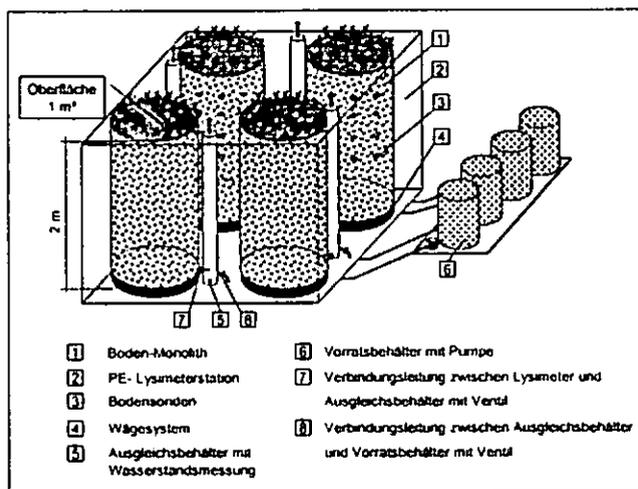


Abb. 1: Schematischer Aufbau eines wägbaren Grundwasserlysimeters mit Grundwassersteuerung und Funkdatenübertragung

Am beschriebenen Messplatz sowie an einem weiteren Standort der Mittelelbe wurden jeweils zwei Bodensäulen mit einer Oberfläche von 1 m<sup>2</sup> ([1] in Abb. 1) monolithisch

entnommen und in eine PE-Lysimeterstation [2] eingebaut. Jedes Lysimeter ist mit Sonden [3] zur Ermittlung von Bodenfeuchtigkeit, Matrixpotential und Bodentemperatur versehen. Das Lysimeter ist wägbare gelagert [4] und mit einer Grundwassersteuerung, bestehend aus Ausgleichsbehälter mit Wasserstandsmessung [5], Vorratsbehälter mit Pumpe [6], dem Ventil in der Verbindungsleitung zwischen Lysimeter und Ausgleichsbehälter [7] sowie dem Ventil in der Verbindungsleitung zwischen Ausgleichsbehälter und Vorratsbehälter [8] ausgestattet.

Zur Berechnung der Evapotranspiration werden in der Forschungsstelle die Klima-Messgrößen Lufttemperatur in 2 m und 5 cm Höhe über dem Erdboden, Bodentemperaturen in 5 Tiefenstufen, Niederschlag 1 m über dem Boden sowie an der Erdoberfläche, Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Globalstrahlung, Luftdruck und Luftfeuchte ermittelt. Zusätzlich werden Sonnenstunden-Daten der nächstgelegenen DWD-Station Seehausen/Altmark, die ca. 5 km von Falkenberg entfernt ist, verwendet.

### 3 Ergebnisse

Die Bodenwasserhaushaltsgleichung wurde für ebene Flussauenstandorte wie folgt spezifiziert:

$$P + \text{Pond} = ET + (R_{ab} - R_{zu}) \pm \Delta S \quad [\text{Gl. 1}]$$

Nach der Auswertung sämtlicher Daten aus Wägung und Grundwassersteuerung können für jedes Lysimeter die direkten Messgrößen Niederschlag (P), Überstau (Pond), Grundwasserabfluss (R<sub>ab</sub>) sowie -zufluss (R<sub>zu</sub>) mit stündlicher Auflösung ausgewiesen werden. Als Restgrößen ergeben sich: Evapotranspiration (ETP) sowie Speicheränderung (ΔS).

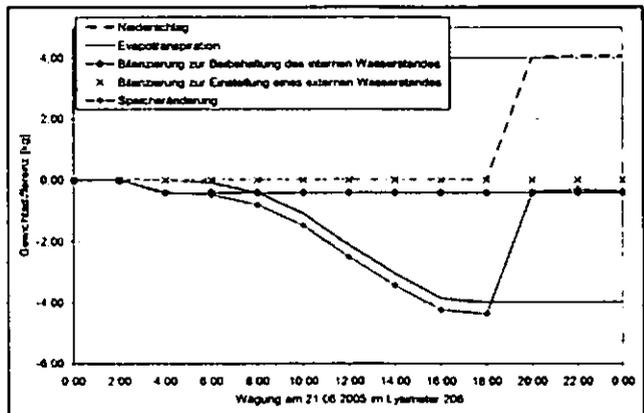


Abb. 2: Verlauf der Bodenwasserhaushaltsgrößen im Lysimeter 206 am 21.06.2005

In Abb. 2 ist für einen Tag im Juni 2005 der Verlauf der Gewichtsänderung dargestellt. Das Lysimeter hat eine Oberfläche von 1 m<sup>2</sup>. Damit entspricht 1 l/m<sup>2</sup> = 1 mm. Da von einer durchschnittlichen Dichte des Wassers von 1 kg/l ausgegangen wird, kann eine Gewichtsänderung von 1 kg direkt in 1 mm umgerechnet werden.

\* UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH  
Department Bodenforschung; Lysimeterstation Falkenberg;  
Dorfstr. 55; 39615 Falkenberg Mail: doerthe.bethge@ulz.de

Von 01:00 Uhr bis 03:00 Uhr des Tages wurde der Grundwasserstand zur Beibehaltung des internen Wasserstandes abgesenkt. Dies entspricht einer Grundwasserneubildung von 0,4 mm. Von 06:00 Uhr bis 18:00 Uhr fand auf Grund der klimatischen Bedingungen eine Evapotranspiration von 4 mm statt. Gegen 19:00 Uhr setzte Regen mit einer Gesamt-Niederschlagssumme von 4,1 mm ein. Dadurch ergibt sich eine Entleerung des Speichers um 0,3 mm. Die Wasserhaushaltsgleichung für den beschriebenen Tag kann wie folgt geschrieben werden:

$$4,1 \text{ mm} + 0 \text{ mm} = 4 \text{ mm} + (0,4 \text{ mm} - 0 \text{ mm}) - 0,3 \text{ mm}$$

Das Beispiel belegt, dass die Bodenwasserhaushaltsgrößen mit hoher Genauigkeit erfasst werden können.

### Evapotranspiration

Mit den Daten der Klimamess-Station wurde die Evapotranspiration nach den Verfahren nach HAUDE, PENMAN, Grasreferenzverdunstung, RENGER und ATV-DVWK-M 504 (Beschreibung der Verfahren in [3] und [4]) berechnet. Diese Verdunstungswerte werden verglichen mit der tatsächlichen Evapotranspiration, die mit Hilfe der wägbaren Grundwasserlysimeter bestimmt wurde.

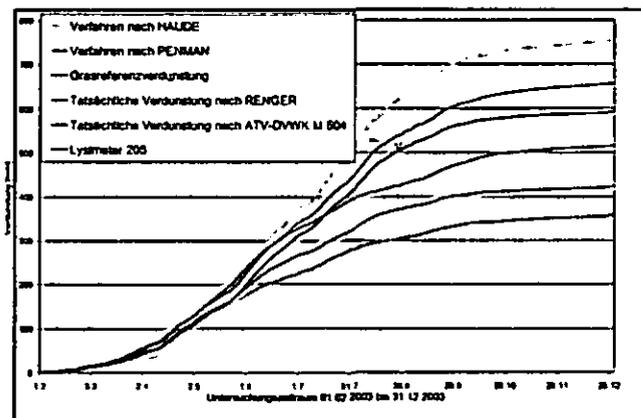


Abb. 3: Vergleich der berechneten Verdunstung mit der in den Lysimetern ermittelten Verdunstung im Untersuchungszeitraum 2003

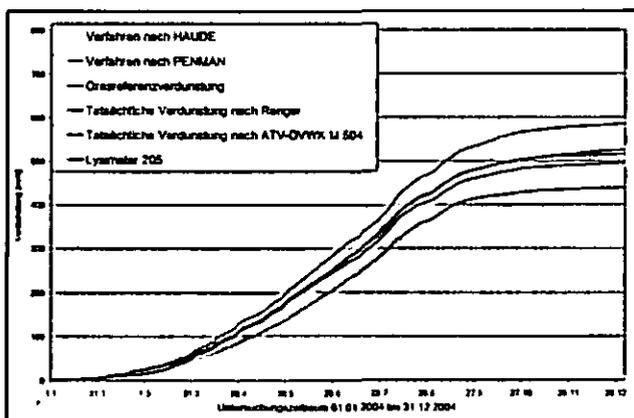


Abb. 4: Vergleich der berechneten Verdunstung mit der in den Lysimetern ermittelten Verdunstung im Untersuchungszeitraum 2004

Für den Untersuchungszeitraum im Jahr 2003 (Abb. 3), das sehr trocken war, wird mit den Berechnungsansätzen der potentiellen Evapotranspiration die Verdunstung sehr stark überschätzt. Die Abminderungsansätze nach RENGER bzw. ATV-M 504 unterschätzen die Evapotranspiration allerdings erheblich. Ursache hierfür ist vor allem die mangelnde Berücksichtigung der kapillaren Wassernachlieferung aus den unteren Bodenschichten. Im Jahr 2004 (Abb. 4) wurden die vorgegebenen Randbedingungen (Grasbewuchs ca. 12 cm hoch, ausreichende Bodenfeuchte, kein Grundwassereinfluss) weitgehend eingehalten. Dadurch war es möglich, mit dem Berechnungsverfahren nach HAUDE bzw. mit der Grasreferenzverdunstung eine fast einhundertprozentige Übereinstimmung mit den Lysimeterwerten zu erreichen. Die Berechnungsansätze nach PENMAN sowie nach ATV-M 504 erreichen keine befriedigende Anpassung.

### 4 Schlussfolgerungen

Das wägbare Grundwasserlysimeter ist für die Gewinnung bodenhydrologischer Daten von Standorten mit variierendem, oberflächennahem Grundwasserflurabstand geeignet. Die zuverlässige Bestimmung der Evapotranspiration mit Standardmethoden (HAUDE, Grasreferenzverdunstung) ist nur bei Einhaltung der vorgegebenen Randbedingungen des jeweiligen Abschätzungsverfahrens möglich; Veränderungen, wie variable Grundwasserflurabstände und extreme Witterungsbedingungen, erfordern eine Anpassung der vorhandenen Berechnungsansätze. Weitere Lysimeter-Untersuchungen zum Einfluss der Wasserverfügbarkeit aus dem Bodenkörper bzw. Variationen des Grundwasserflurabstandes sind notwendig, um vorhandene Bodenwasserhaushaltsmodelle sicher validieren und kalibrieren zu können.

### Literatur

- [1] Meissner, R.; H. Rupp, M. Seyfarth und J. Punzel (2000): Verfahren zum automatischen Betrieb eines wägbaren Grundwasserlysimeters. Patent-Nr. DE 199 02 462.
- [2] Bethge-Steffens, D.; R. Meissner and H. Rupp (2004): Development and practical test of a weighable groundwater lysimeter for floodplain sites. In: J. Plant Nutr. Soil Sci. 2004, 167, 516-524
- [3] ATV-DVWK (2002): Verdunstung in Abhängigkeit von Landnutzung, Bewuchs und Boden; ATV-DVWK-Merkblatt 504, verwant. Herausgeber ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- [4] DVWK (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen; DVWK-Merkblatt 238/1996; verwant. Hrsg. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK)

# Applikation von Bremer Baggergut (Hafenschlick) auf landwirtschaftlich genutzte Flächen

B. Beyme und R. Tippkötter\*

## 1. Fragestellung

Auf der Anlage zur Integrierten Baggergutentsorgung in Bremen Seehausen fallen jährlich zwischen 200.000 – 300.000 m<sup>3</sup> Baggergut an. Das Baggergut aus verschiedenen Hafengebieten in Bremen und Bremerhaven wird in insgesamt 16 Entwässerungsfeldern der Anlage soweit natürlich entwässert, dass es in einer Baggergutdeponie endgültig gelagert werden kann.

In Abhängigkeit vom Herkunftsgebiet unterscheiden sich die Hafenschlick in ihren Stoffeigenschaften. Da die Entwässerungsfelder den Herkunftsgebieten zugeordnet sind, lässt sich der Hafenschlick u.a. hinsichtlich seiner Schadstoffbelastung sortieren.

Derzeit unterschreiten pro Jahr etwa 70.000 m<sup>3</sup> entwässertes Baggergut die geltenden Vorsorge-, bzw. Grenzwerte der BBodSchV. Den charakteristischen Stoffeigenschaften des Baggerguts entsprechend ergibt sich für dieses Baggergut eine Verwertungsmöglichkeit als Bodenhilfsstoff.

Es erscheint daher naheliegend, wenig belastetes Baggergut mit hohen Ton- und Humusgehalten zur Verbesserung von ertragsarmen Sandböden zu verwenden.

## 2. Material und Methoden

Vor einem Freilandversuch stand die Einschätzung unterschiedlich hoher Baggergutgaben auf Schadstoffanreicherungen in Pflanze und Boden sowie auf das Ertragsverhalten bei Roggen und Mais.

In Containern mit 10 l Volumen wurden zwei sandige Böden (Boschenkamp und Neerstedt) jeweils mit Baggergutmengen vermischt, die

Applikationen von 0, 250 und 500 t/ha entsprechen.

Tab. 1: Körnung von 2 Sandböden ohne und mit Zugabe von Baggergut

Bagger-	Boschenkamp			Neerstedt		
	% T	% U	% S	% T	% U	% S
0	5,0	17,2	77,8	1,3	6,7	92,0
250	6,3	18,6	75,1	2,7	8,9	88,4
500	7,6	18,2	74,2	3,8	9,0	87,2

Für die Gefäßversuche wurden Roggen und Mais ausgewählt. Unter geregelten Verhältnissen in einer Klimakammer (Temperatur, Bodenfeuchte, Licht) reiften die Pflanzen in einer Zeit von 35 Tagen zur Handernte heran.

Die Analyse der Böden und der Pflanzenmasse beinhaltete u.a. folgende Parameter: Körnung, dB, Porenvolumen, pH, KAK, CNS, elektr. Leitfähigkeit, Anionen, Kalkgehalt, organische Zinnverbindungen (TBT) und Ertrag.

## 3. Ergebnisse (Auswahl)

Tabelle 2 zeigt die aus 2 Sandböden gemittelten Änderungen im Ertragsverhalten von Mais und Roggen.

Tab. 2: Ertrag von Sandböden (Mittelwerte) unter Zugabe von Baggergut, bezogen auf Böden ohne Baggergutapplikation (= 100)

Bagger- gut t/ha	Ertrag (TS)			
	Spross		Wurzeln	
	Mais	Roggen	Mais	Roggen
0	100	100	100	100
250	113	148	118	135
500	124	149	135	113

Durch die Applikation unterschiedlicher Baggergutmengen verursachte Veränderungen in den Elementgehalten von Boden und Pflanze werden in Tabelle 3 und 4 gezeigt (Mittelwerte).

\*Universität Bremen, Inst. f. Bodenkunde  
UFT, Leobener Str., 28359 Bremen  
rtipp@uni-bremen.de

Tab. 3: Gesamtgehalte von C, N, S, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit in den Kompartimenten Boden, Spross und Wurzel in Sandböden unter Zugabe von Baggergut

Baggergut t/ha		C <sub>t</sub> %	N <sub>t</sub> %	C/N	S <sub>t</sub> %	pH	EL μS/cm
0	Boden	1,3	0,08	17,8	0,02	4,5	195
250		1,4	0,09	16,9	0,03	6,1	345
500		1,6	0,13	13,6	0,04	6,4	519
0	Spross	40,5	5,42	8,2	0,28		
250		40,6	4,92	8,5	0,27		
500		39,3	4,86	7,7	0,28		
0	Wurzel	43,1	2,39	18,4	0,31		
250		42,0	2,22	20,0	0,38		
500		39,2	2,35	17,3	0,53		

Tab. 4: Gesamtgehalte von Schwermetallen und Gehalte von organischen Zinnverbindungen (TBT, DBT, MBT) in den Kompartimenten Boden, Spross und Wurzel in Sandböden unter Zugabe von Baggergut

Baggergut t/ha		Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Hg	Zn	TBT	DBT	MBT
		mg/kg							μg/kg		
0	Boden	11,5	0,12	8,9	8,5	2,2	0,05	23	0	0	0
250		14,5	0,16	10,5	9,1	3,2	0,06	31	11	3	3
500		16,0	0,16	11,7	9,7	4,2	0,07	38	24	6	6
0	Spross	0,0	0,20	0,8	7,3	0,6	0	58	0	0	0
250		0,0	0,20	0,7	7,8	1,2	0	40	0	0	0
500		0,1	0,27	0,3	8,6	2,7	0	47	0	5	0
0	Wurzel	3,4	0,90	0,9	24,1	6,4	0,25	169	0	28*	50*
250		3,4	1,35	1,4	24,5	7,3	0,25	106	0	37*	57*
500		3,4	1,55	1,6	24,6	6,3	0,25	96	0	33*	39*

\* Werte für DBT und MBT in der Wurzelmasse erhöht durch Austritt dieser Substanzen aus PVC-Schläuchen, mit denen die Wurzeln gespült wurden (pers. Mitteilung, Nowak, 2005)

#### 4. Schlussfolgerungen

Die Verbesserung der Bodeneigenschaften (z.B. Tongehalt, nFK, OS, CN, Aggregatstabilität), die geringe Belastung des Bodens mit Schadstoffen und die Ertragszahlen leiten zu dem Schluss, dass ausgewählte Chargen des Bremer Baggerguts ertragsarme Standorte verbessern können.

TBT und seine Metabolite belasten Boden und Pflanze nicht.

## Vegetation oder Boden: Was bestimmt die Unterschiede im Wasserhaushalt bei unterschiedlichen Landnutzungen?

L. Breuer, J.A. Huisman, T. Keller, H.-G. Frede

### Einleitung

Landnutzungsänderungen können einen starken Effekt auf den Landschaftswasserhaushalt haben. Dabei werden zwei wesentliche Einflussfaktoren diskutiert: Änderungen der Transpirationsleistung sowie bodenhydrologische Effekte. Im Rahmen des SFB 299 „Landnutzungskonzepte für periphere Regionen“ wird das Einzugsgebietsmodell SWAT zur Simulation des Wasser- und Stoffhaushalts im Einzugsgebiet der Dill eingesetzt. Zur Analyse des Einflusses von Landnutzungsänderungen auf die hydrologischen Prozesse wurden im Rahmen einer gekoppelten Unsicherheits- und Sensitivitätsanalyse geprüft, inwieweit Änderungen der Vegetation und der bodenhydrologischen Eigenschaften den Landschaftswasserhaushalt verändern. Zur Untersuchung ob vermutete Veränderungen bodenphysikalische Eigenschaften auch *in situ* auftreten, wurden Feldstudien entlang von Chronosequenzen durchgeführt.

### Material & Methoden

Der Untersuchungsraum des SFB 299 ist das Einzugsgebiet der Dill ( $A_{EO} 692 \text{ km}^2$ ). Die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Landnutzungsszenarien wurden für das Teileinzugsgebiet der Aar ( $A_{EO} 60 \text{ km}^2$ , Pegel Bischoffen) berechnet. Der mittlere Jahresniederschlag beträgt 817 mm bei einer Jahresdurchschnittstemperatur von 8.0 °C. Die aktuelle Landnutzung verteilt sich auf 42% Wald, 25% Acker, 20% Grünland, 10% Brache und 3% Siedlung.

Die Beprobung bodenphysikalischer Parameter wurde in zwei Gemarkungen des Untersuchungsraums (Erda und Steinbrücken) durchgeführt. Die Zuweisung des Nutzungsalters der Nutzungseinheiten erfolgte an Hand von Chronosequenzen durch eine Luftbildinterpretation und Feldkartierung für den Zeitraum 1945-2004 (Hietel et al. 2004).

Die Simulation des Wasserhaushalts im Teileinzugsgebiet der Aar sowie die Analyse von

Landnutzungsoptionen erfolgte mit dem *Soil Water Assessment Tool* (SWAT), dass für die Anwendung in Mittelgebirgslagen adaptiert wurde (Eckhardt et al. 2002). SWAT wurde zunächst für die aktuelle Landnutzung automatisch kalibriert und validiert (Huisman et al. 2003).

Die untersuchten Landnutzungsszenarien wurden mit dem agro-ökonomische Modell ProLand erstellt. ProLand berechnet basierend auf einem Raster (25x25 m) je Rasterzelle die maximale Bodenrente unter Beachtung von biotischen (Klima, Relief, Boden etc.) und abiotischen (Abschreibungen, Zuschüsse, Betriebsmittel, Lohnkosten etc.) Faktoren (Kuhlmann et al. 2002). Den hier untersuchten Landnutzungsszenarien „Mutterkuhhaltung mit Winteraußenhaltung“ (MKA) liegt eine Extensivierung der Tierhaltung durch ganzjährigen Weidebetrieb zu Grunde. Die Auswirkung der unterschiedlichen Mutterkuhszenarien auf die Landnutzungsverteilung sind in Tab.1 wiedergegeben.

Tab. 1: Landnutzungsanteile für Szenarien, in denen das Produktionsverfahren Mutterkuhhaltung mit Winteraußenhaltung zu einer prozentualen Verbesserung der Bodenrente führte.

Szenario	>0 %	10 %	25 %	50 %	Kontr.
Ackerland	4.2	7.8	14.7	19.6	20.0
Weideland	38.7	35.0	28.1	23.2	22.9
Milchvieh	13.1	14.7	17.3	19.1	19.6
Mutterkuh	25.6	20.2	10.8	4.1	3.2

Zur Quantifizierung der durch die unsichere Parametrisierung der Vegetation hervorgerufenen Modellunsicherheit, wurde eine Monte Carlo Simulation durchgeführt. Dabei wurden sechs wesentliche Vegetationsparameter zufällig unter Annahme einer Normalverteilung gezogen und 5000 Modellläufe durchgeführt. Für die Sensitivitätsuntersuchung bezüglich des Einflusses von sich ändernden bodenphysikalischen Eigenschaften auf den Landschaftswasserhaushalt wurden sechs Variationen untersucht (Tab.2).

Tab.2: Untersuchte Variationen bodenphysikalischer Eigenschaften auf Grund eines Landnutzungswechsels von Acker nach Grünland im Rahmen der Sensitivitätsanalyse mit dem Modell SWAT für das Einzugsgebiet der Aar.

k. Ä.	Keine Änderung
I	+ 10% Horizontmächtigkeit
II	- 10% Lagerungsdichte (LD)
III	+ 10% nutzbaren Feldkapazität (nFK)
IV	+ 10% gesättigte Leitfähigkeit (Ksat)
V	gleichzeitige Änderungen I-IV

### Ergebnisse & Diskussion

Die tägliche Simulation des Abflusses für das Einzugsgebiet der Dill sowie drei ihrer Teileinzugs-

gebiete lieferte zufriedenstellende Ergebnisse mit Nash-Sutcliffe-Effizienzen um 0.83 (Kalibrierung) und 0.75 (Validierung). Legt man an Stelle der aktuellen Landnutzungsklassifikation die Landnutzungsszenarien der Mutterkuhhaltung zu Grunde, so ist für alle Szenarien eine Abnahme des jährlichen Abflusses festzustellen. Als Kontrollscenario gilt in diesem Fall das Landnutzungsszenario mit dem geringsten Anteil an Mutterkuhhaltung.

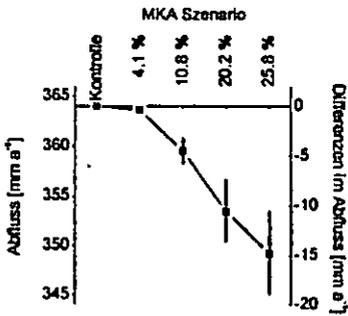


Abb. 1: Simulierter mittlerer Abfluss für die Szenarien MKA. Spannweiten (graue Balken, 5% und 95% Perzentile) stellen Unsicherheit in der Parametrisierung der Vegetationsparameter dar.

Die Unsicherheitsanalyse ergab signifikante Änderungen des Abflusses für alle Landnutzungsszenarien. Als signifikante Änderung wurde definiert, wenn alle Realisierungen der 5% und 95% Perzentile der Monte Carlo Simulation unter beziehungsweise über dem Kontrollscenario lagen (Abb. 1). Es ist daher davon auszugehen, dass die untersuchten Vegetationsparameter zu keiner relevanten Modellunsicherheit führten.

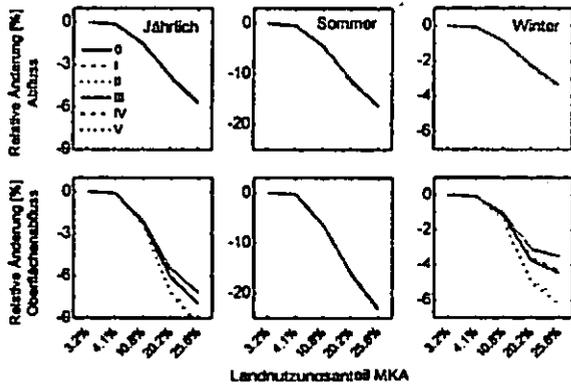


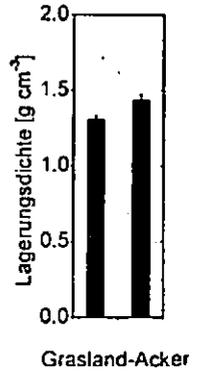
Abb. 2: Sensitivität des Abflusses auf Unterschiede in der Parametrisierung bodenphysikalischer Eigenschaften.

Es ist hinlänglich bekannt, dass Landnutzungsänderungen auch zu Änderungen der bodenphysikalischen und -chemischen Eigenschaften führen. Fraglich ist hingegen, inwieweit solche Änderungen auch im Landschaftsmaßstab zu einer Änderung des Wasserhaushalts führen können. Für den vorliegenden Fall wurde eine Sensitivitätsanalyse relevanter bodenhydrologischer Parameter durchgeführt. Es zeigte sich,

dass weder die 4 einzeln variierten Parameter (Tab. 2) noch die gleichzeitige Variation aller Parameter zu einer eindeutigen Reaktion des Abflusses führten (Abb. 2). Hingegen wurde für den Oberflächenabfluss eine sensitive Reaktion bei Änderungen der LD und der nFK verzeichnet.

Feldstudien dienen zur Prüfung der Hypothese, dass die in der Sensitivitätsanalyse angenommenen Reaktionen bodenphysikalischer Änderungen realistisch waren. Als Proxy-Parameter wurde hierfür die LD untersucht. Es zeigte

Abb. 3: Vergleich der Lagerungsdichte von Acker- und Grünlandflächen gleicher topografischer Lage in der Gemarkung Erda.



sich ein signifikanter Unterschied (+10%) zwischen dauergenutztem Grasland und Acker (Abb. 3). Diese Differenz entspricht auch der im Rahmen der Sensitivitätsanalyse getroffenen Annahme. Eine Auswertung der Änderung der LD Flächen entlang einer Chronosequenz mit einem Landnutzungswechsel von Acker nach Grünland kommt jedoch zu dem Schluss, dass sich über einen Zeitraum von 60 Jahren keine signifikante Änderung der LD nachweisen lässt (Abb. 4). Es ist daher fraglich, ob Vergleiche zweier dauergenutzter Landnutzungsformen wie sie in Abb. 3 zu Grunde gelegt wurden, überhaupt zulässig sind.

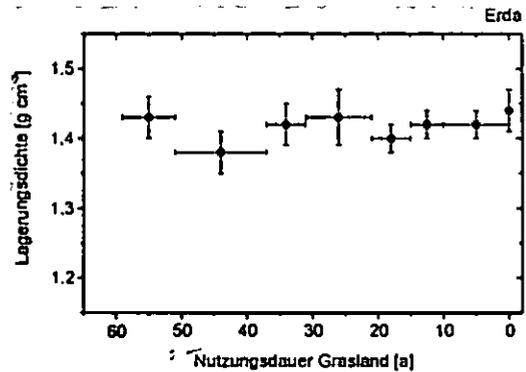


Abb. 4: Relative Änderung des Abflusses auf Grund von unterschiedlichen Landnutzungsszenarien.

### Literatur

Eckhardt K, Haverkamp S, Fohrer N, Frede H-G, 2002. *Phys Chem Earth B* 27, 641-644.  
 Hietel E, Waldhardt R, Otte A, 2004. *Landsc Ecol* 19, 473-489.  
 Huisman JA, Breuer L, Eckhardt K, Frede H-G, 2003. TWRI Report 266, 168-173.  
 Huisman JA, Breuer L, Frede H-G, 2004. *Phys Chem Earth* 29, 749-758.  
 Kuhlmann F, Möller D, Weinmann B, 2002. *Ber Landwirtschaft* 80, 351-392.

## Unterschiedliche Rekultivierungsansätze einer Altablagerung aus Hausmüll im Raum Osnabrück und die daraus resultierenden Stoffausträge in die Umweltkompartimente Boden, Grundwasser und Luft

Ulrich Clever, Helmut Meuser\*

### Einleitung

Das Niedersächsische Landesamt für Ökologie hat im Juni 1995 eine Auswertung der Daten von den bis zu diesem Zeitpunkt erfassten 8160 Altablagerungen durchgeführt. Altablagerungen aus Hausmüll machen den weitaus größten Anteil aus (ca. 65 %). Die häufigsten Nutzungsformen sind Forstwirtschaft, Landwirtschaft und Ödland (je ca. 30 %). Deshalb wurden diese drei Nutzungsformen für den Versuch ausgewählt. Ziel des Projektes ist es Empfehlungen für geeignete Nachnutzungsmöglichkeiten einer Altablagerung aus Hausmüll zu geben.

Zur Erkundung der Ausmaße und der stofflichen Zusammensetzung der Altablagerung wurden Rammkernsondierungen jeweils bis zum geogenen Ausgangsgestein abgeteuft. Der Rasterabstand der Bohrpunkte betrug zehn Meter.

### Analytik

Die Schwermetallanalytik (Mikrowellendruckaufschluss mit Königswasser, Messung mit der ICP) der bei den Sondierungen entnommenen Bodenproben bis 1 m Tiefe ergab Werte, die im Durchschnitt das Dreifache der natürlichen Hintergrundwerte betragen. Bei einigen Proben wurde der Maßnahmenwert Grünland für Kupfer überschritten (siehe Tabelle 1). Ab einem Meter Tiefe weist der Deponiekörper eine Belastung vor allem mit den Elementen Kupfer, Blei und Zink auf.

Tabelle 1: Schwermetallgehalte

Parameter	Proben bis 1m Tiefe	Proben ab 1m Tiefe
	[mg/kg] Boden	
Cd	0,1 - 2,9	0,3 - 7,1
Cr	13 - 68	17 - 80
Cu	8 - 309	25 - 1616
Ni	10 - 122	14 - 100
Pb	10 - 474	20 - 1327
Zn	50 - 999	135 - 7236

Bodenluftuntersuchungen mit einem mobilen Messgerät weisen die höchsten Methankonzentrationen (19-24 %) im zentralen Bereich der Altablagerung aus. In Randbereichen mit Ablagerungsmächtigkeiten von weniger als 2 m beträgt die CH<sub>4</sub> Konzentration nur noch 0-6 % (siehe Abbildung 1).

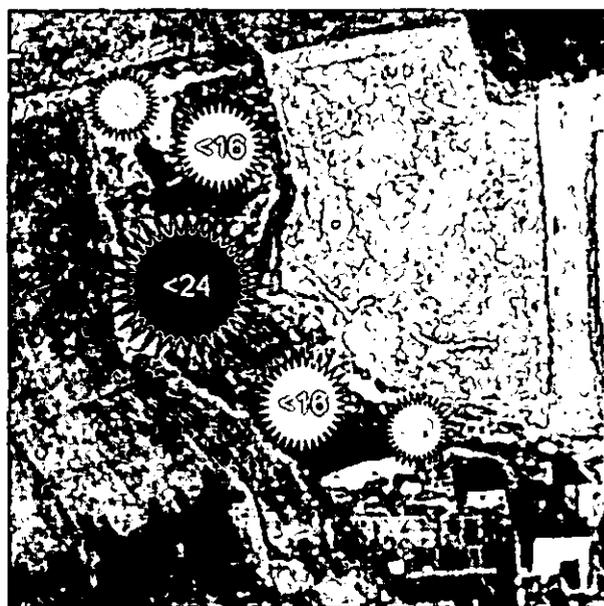


Abbildung 1: Methankonzentrationen in Vol. %

### Stoffausträge in die Atmosphäre

Das gesamte entstehende Gasvolumen  $G$  in m<sup>3</sup> pro Tonne Hausmüll unter Deponiebedingungen errechnet sich nach [Weber, 1990] mit:

$$G = 1,868 \cdot C_{org} \cdot 0,5$$

1,868 = m<sup>3</sup> Methan, die pro kg  $C_{org}$  gebildet werden.

$C_{org}$  = Gehalt des organischen Kohlenstoffs im Abfall (Ø 160–200 kg/t).

0,5 = Faktor, da kein vollständiger mikrobieller Abbau möglich ist.

Je nach  $C_{org}$ -Gehalt können so zwischen 150–190 m<sup>3</sup>/t Deponiegas gebildet werden.

\* Fachhochschule Osnabrück  
Fakultät Agrarwissenschaften & Landschaftsarchitektur  
Postfach 1940  
49009 Osnabrück  
[u.clever@fh-osnabrueck.de](mailto:u.clever@fh-osnabrueck.de)  
[h.meuser@fh-osnabrueck.de](mailto:h.meuser@fh-osnabrueck.de)

Für die Altablagerung Waldhof bedeutet das, dass maximal ( $50.000 \text{ t} \cdot 190 \text{ m}^3/\text{t} =$ ) **9,5 Mio. m<sup>3</sup>** Methan entstehen können. Berücksichtigt man den aktuellen C<sub>org</sub>-Gehalt in Höhe von 8,7 % ( $\approx 87 \text{ kg/t}$ ) so errechnet sich ein Gasvolumen von **4 Mio. m<sup>3</sup>** dass noch in die Atmosphäre entweichen kann.

### Stoffausträge Boden/Pflanze

In Tabelle 2 sind die Ernteentzüge des Weizens in Gramm pro ha und Jahr je 50 dt Trockenmasse für die wichtigsten Schwermetalle aufgeführt.

**Tabelle 2: Ernteentzüge [g\*ha<sup>-1</sup>\*a<sup>-1</sup>]**

Parameter	Weizen	
	Deponie	Ø BRD
Cadmium	1,1	0,2
Chrom	23,3	0,2
Kupfer	30,5	36,3
Nickel	12,4	5,8
Blei	0,4	2,5
Zink	224,3	236,2

### Stoffausträge Boden/Sickerwasser

Tabelle 3 zeigt den schwermetallspezifischen Quellterm zur Prognose des Austrags über den Gefährdungspfad Boden/Sickerwasser.

**Tabelle 3: Schwermetallspezifischer Quellterm**

jyC-Yro - Horizont; 75 - 95 cm uGOK			
Element	Ges.-gehalt mg/kg	Austrag µg/L	DEV-S4 µg/L
Cd	1,4	0	0
Cr	51	0	0
Cu	240	15	23
Ni	80	13	0
Pb	568	0	0
Zn	669	98	0

Gesamtgehalt nach DIN EN 13657 (2003)

Austrag mittels Dynamischem Batchtest nach Luckner (Quellterm); Randbedingungen: EC 2131 - 3268 µS/cm; pH 6.9 - 7.6; Eh 260 - 400 mV

DEV-S4-Vergleichswerte nach DIN 38414 (1984)

Die berechneten und die zulässigen jährlichen Frachten an Schadstoffen über alle Wirkungspfade in Gramm pro Hektar und Jahr sind Tabelle 4 zu entnehmen.

**Tabelle 4: Jährliche Frachten [g\*ha<sup>-1</sup>\*a<sup>-1</sup>]**

	Ernteentzug + Sickerwasseraustrag (Sickerwasserrate geschätzt [Rettenberger, 1997])	Zulässige Frachten (Empfehlung UBA)
Cd	1	6
Cr	23	300
Cu	75	360
Ni	51	100
Pb	1	400
Zn	518	1200

### Zusammenfassung

Beim Schwermetallgehalt im Pflanzenaufwuchs liegt eine Prüfwertüberschreitung (Nahrungsmittelqualität) nur bei Cadmium im Korn des Weizens vor. Der Ernteentzug ist nur für die Elemente Cadmium, Chrom und Nickel leicht erhöht gegenüber dem auf natürlichen Böden.

Der nutzungsabhängige Austrag mit dem Sickerwasser liegt deutlich über den Werten natürlicher Böden.

Aber: Die zulässigen jährlichen Frachten an Schwermetallen über alle Wirkungspfade nach UBA werden nicht überschritten.

Die in den nächsten Jahren noch zu erwartende Methangasemission von max. 4 Mio. m<sup>3</sup> aus der Altablagerung entspricht der Menge, die Niedersachsens Rinder in acht Tagen emittieren.

### Literatur

- WEBER, B.**(1990): Minimierung von Emissionen der Deponie. Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover. H. 74. Hannover
- RETTENBERGER, G.;** et al. (1997): Neue Aspekte der Deponiegasnutzung. Trierer Ber. Z. Abfallwirtschaft Bd. 11. Bonn, 1997
- UBA** (1999): „Boden-Eluat-Gehalte zur Prognose von Inhaltstoffen des Boden-Sickerwassers für das untergesetzliche Regelwerk/BBodSchV“ Texte 86/99

# Ermittlung flächenrepräsentativer Hintergrundkonzentrationen prioritärer Schadstoffe im Bodensickerwasser

J. Dilling, W. H. M. Duijnsveld, H.-E. Gäbler, J. Utermann, K. Dittrich und G. Klump

## Hintergründe

Repräsentative Hintergrundgehalte/-konzentrationen von Schadstoffen in Böden und Bodensickerwässern sind für

Anorganische Stoffe	Sb	As	Pb	Cd	Cr	Co	Cu	Mo	Ni	Hg	Se	Zn	Sn	F
Prüfwert [µg/l]	10	10	25	5	50	50	50	50	50	1	10	500	40	750
Organische Stoffe	PAK16		MKW (C10-C40)		HCH		DDT		PCB6		LHKW (u.a. Benzol)			
Prüfwert [µg/l]	0.2		200		0.1		0.1		0.05		20			

## Methodik

### Standortauswahl - Repräsentativität

Da für die Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) der Länder umfassende bodenkundliche und -chemische Daten vorliegen und die Standorte in der Regel zusätzlich eine regionale Repräsentanz aufweisen, werden die Probenahmen auf den BDF durchgeführt.

Vorerst werden nur Lockergesteinsstandorte mit einem obersten Grundwasserleiter im Lockergestein sowie einer GW-Oberfläche <10m beprobt. Als weitere Auswahlkriterien werden die jeweilige Nutzungsverteilung innerhalb eines Bodenausgangsgesteins (BAG), die geologische und hydrogeologische Situation bis zum oberflächennahen Grundwasser sowie klimatische Einflüsse herangezogen. Im ersten Abschnitt des Vorhabens werden repräsentative Standorte der 3 dominierenden BAG Sande, Geschiebelehm/-mergel und Löss in Norddeutschland ausgewählt und beprobt.

### Probennahmetechnik

An der BGR wurde ein eigens entwickeltes mobiles Probennahmeverfahren mit sorptionsfreien Teflonsaugkerzen mit interner Probensammlung etabliert, welches den Anforderungen der anorganischen Spurenanalytik genügt.

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe  
 Stilleweg 2  
 30655 Hannover  
 e-Mail: j.dilling@bgr.de

die Ableitung und Fortschreibung von Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerten nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, 1999) eine wesentliche Grundlage.

Derzeit liegen nur wenige Daten zu boden- und nutzungs-spezifischen Hintergrundkonzentrationen im Bodensickerwasser vor. Daher wurde seitens des UBA ein Forschungsvorhaben mit dem Ziel initiiert, Hintergrundkonzentrationen prioritärer Schadstoffe nach BBodSchV (s. Tab.) von repräsentativen Lockergesteinsstandorten zu ermitteln sowie flächenrepräsentative Hintergrundwerte abzuleiten.

Bei der Probenahme für die organische Analytik wird derzeit ein anderes Verfahren basierend auf Edelstahlsaugkerzen auf Eignung für den Geländeeinsatz getestet.

### Ort und Zeitpunkt der Beprobung

Eine Beprobung des oberflächennahen Grundwassers (oberste 5-10 cm unterhalb des Grundwasserspiegels) hat wesentliche Vorteile gegenüber einer Beprobung aus dem ungesättigten Bereich. Z.B. spielen Kontaktprobleme zwischen Kerzen und Sediment in diesem Bereich keine Rolle. Deshalb wurde im Vorhaben untersucht, ob die Beprobung des Sickerwassers (BW) im Übergangsbereich zwischen der ungesättigten und der gesättigten Zone erfolgen muss (Ort der Beurteilung in der BBodSchV) oder ob alternativ das oberflächennahe Grundwasser (oGW) am gleichen Standort beprobt werden kann.

Für Hauptpflanzennährstoffe ist eine starke jahreszeitliche Variabilität im Sickerwasser bekannt. Für Spurenstoffe ist dies nicht zu erwarten, da die Sickerwasserkonzentration vor allem mit der Bodenmatrix im Gleichgewicht steht und weniger vom Jahreszyklus und Bewirtschaftung abhängt. Um dies zu untersuchen werden an verschiedenen Standorten zu unterschiedlichen Zeiten Beprobungen durchgeführt.

## Erste Ergebnisse (Sandstandorte)

### Ort der Probenahme

An einem sandigen Ackerstandort wurden zum gleichen Zeitpunkt sowohl das oGW (n = 11) als auch das Bodensi-

ckerwasser (BW) 30cm über dem GW-Spiegel (n = 8) beprobt. Für alle untersuchten Parameter liegen die Konzentrationen im BW zwischen 80 und 110% bezogen auf die Gehalte im oGW.

Zumindest für sandige Standorte scheint eine Beprobung des oGW für die Ermittlung von Spurenelementkonzentrationen im BW des Übergangsbereichs zwischen gesättigter und ungesättigter Zone statthaft, sofern zwischen BW und oGW kein Schichtwechsel auftritt.

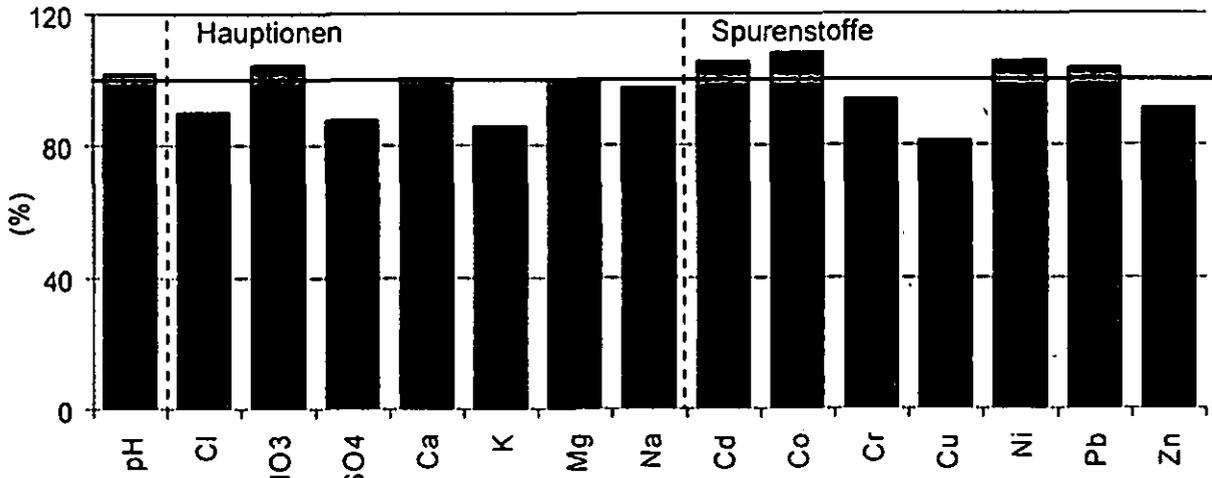


Abb. 1: Verhältnis der Elementkonzentrationen von Bodenwasser in Bezug zum oberflächennahen Grundwasser

**Zeitliche Variabilität**

Für einen sandigen Ackerstandort sind die Analysenergebnisse (Mediane) für zwei Beprobungszeitpunkte, Februar 2003 (n = 23) im Verhältnis zum September 2001 (n = 16) bei sehr unterschiedlichen Nutzungs- und Klimabedingungen, dargestellt. Bei den Hauptionen fällt die Schwankungsbreite der Konzentrationen mit Faktor 4 - 60 zwischen den beiden Beprobungen erwartungsgemäß groß aus. Die Konzentrationen für die Spurenelemente variieren zwischen den beiden Beprobungszeitpunkte nur um den Faktor 0,7 - 3. Die zeitliche Variabilität der Spurenelementkonzentrationen ist also deutlich geringer als die der

Hauptionen. Daraus kann abgeleitet werden, dass der Zeitpunkt für eine Probenahme des Bodenwassers bzw. des obersten Grundwassers in Hinblick auf die Analyse von Spurenelementen von eher untergeordneter Bedeutung ist. Eine wiederholte Beprobung am gleichen Standort zur Ermittlung von repräsentativen Spurenelementkonzentrationen ist deshalb nicht unbedingt erforderlich, jedoch mit einer Unsicherheit behaftet. Es sind weitere Untersuchungen erforderlich, um die Unsicherheit genauer quantifizieren und eine Übertragbarkeit der Ergebnisse gewährleisten zu können.

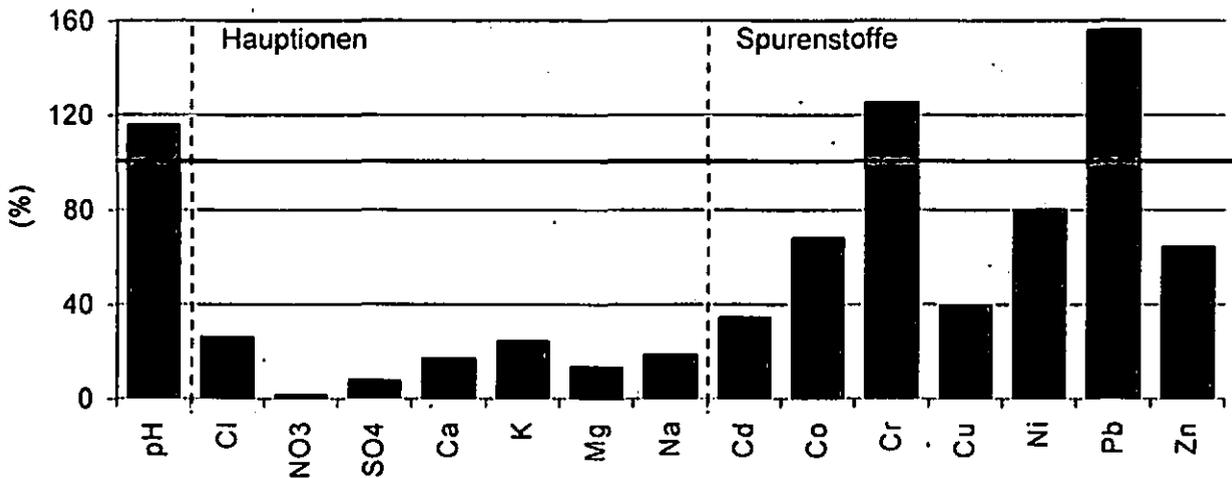


Abb. 2: Verhältnis der Elementkonzentrationen vom Februar 2003 zum September 2001

## Einsatz von Säulenversuchen nach DIN V 19736 zur Entwicklung mykorrhizierter Bodenfiltersubstrate

Dobner, I. <sup>b)</sup>, Holthuis, U. <sup>a)</sup>, Heyser, W. <sup>b)</sup>, Warrelmann, J. <sup>b)</sup>, Mahro, B. <sup>a)</sup>

a) Hochschule Bremen, Institut für technischen Umweltschutz, Neustadtswall 30, 28199 Bremen  
e-mail: jholthuis@fb.hs-bremen.de

b) Universität Bremen, Zentrum für Umweltforschung und Umwelttechnologie, Leobener Straße, 28359 Bremen

### Fragestellung

Bei der dezentralen Versickerung in bewachsenen Bodenfiltern werden gering kontaminierte Niederschlagswasser durch physikochemische und biologische Prozesse während der Bodenpassage gereinigt.

Trotz vieler ökonomischer und ökologischer Vorteile wird dieses Entwässerungskonzept nur zögernd umgesetzt, da Unsicherheit über einen potenziellen Schadstoffeintrag in Boden und Grundwasser in Folge der Versickerung besteht. Speziell für hochversiegelte Ballungsgebiete mit unzureichendem Freiflächenangebot sind platzsparende, leistungsstarke Alternativen für oberirdische Versickerungsanlagen erforderlich.

Mit bodenkundlich-mikrobiologischen Methoden soll ein kostengünstiges, wartungsarmes Versickerungsmodul entwickelt werden, das bei geringem Flächenbedarf durch hohe substratbürtige Retardierung und gesteigerter Bioaktivität durch Mykorrhizaeinsatz große Durchflussvolumina effizient reinigt [1]. Das Projekt basiert auf drei Säulen: systematische Substratoptimierung in Anlehnung an DIN V 19736 [2], Selektion robuster, schadstofftoleranter Pflanzen und innovativer Einsatz von Mykorrhiza-Pilzen.

### Material und Methoden

#### Schadstoffspektrum

Für das Screening geeigneter Filtersubstrate und Pflanzen wurden Vertreter grundwasserrelevanter Risikostoffgruppen verwandt.

Die frachtenbezogene Schadstoffdotierung der Boden- und Pflanzenversuche simulierte das worst-case Szenario eines belasteten Oberbodenhorizontes (10-jähriger Straßenabfluss; Tab. 1).

#### Substratselektion

Als Basis-Substrat (BS) der Filteroptimierung diente hydraulisch geeigneter, strukturstabiler Quartärsand (< 2 mm;  $C_{org}$ : 0,25%;  $k_f$   $5 \times 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$ ; Porenvolumen 41%;  $pH_{H_2O}$  6,1), der zugleich Habitateignung für Pflanzen und Mikroorganismen (Durchwurzelbarkeit;  $pF$  1,8 – 4,2; ...) aufwies.

Die Stoffbindungskapazität des BS wurde experimentell durch Beimischung (10 Gew.-%) kostengünstiger und qualitativ homogener Substratadditiva erhöht, die substanzin-

härent hohes Sorptionspotenzial aufweisen und den Kriterien der ATV A 138 [3] entsprechen (Tab. 2).

Tab. 1: Schadstoffspektrum und Substratdotierung

Stoffgruppe	Modellsubstanzen	mg x kg <sup>-1</sup> TS
Aliph. MKW	Dodecan.	100
	Pentadecan, Eicosan	
Cycl. MKW	Toluol, Cyclohexan	100
PAK	Acenaphthen,	10
	Phenanthren	
Schwermetalle	Zn <sup>2+</sup> / Cu <sup>2+</sup>	300 / 100
Kraftstoffadditiv	MfBE	1
Herbizid	2,4-D	1

Tab. 2: Getestete Substratadditiva

Strukturkompost (1.7 Gew.-%)	Recycling-Beton
Strukturkompost (3.3 Gew.-%)	Bims-Lava
Silikatkolloid	Muschelkalkton
Zeolith	exfoliiertes Vermiculit

### Säulenversuche nach DIN V 19736

Die Substratzusammensetzung für den Bodenfilter wurde mit einer Versuchsanlage in Anlehnung an DIN V 19736 optimiert (Abb. 1).

300 Gramm schadstoffdotierte, homogenisierte und thermisch sterilisierte Substratmischung wurde zehn Tage bei einer Flussrate von  $0,6 \text{ ml} \times \text{min}^{-1}$  mit sauerstoffhaltigem Reinstwasser vertikal perkoliert (= 70 x Porenvolumen). Die tägliche Analytik der Eluat-Befrachtung (Konzentration und Dauer) diente als Indikator für die Reinigungseffizienz des Filtersubstrates.

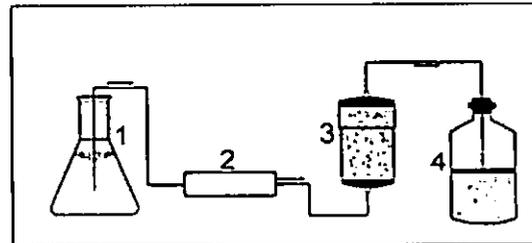


Abb. 1: Aufbau der Säulenversuche [2] (schematisiert; 1: Vorratsgefäß [Aqua deion.], 2: Mehrkanal-Peristaltikpumpe, 3: Säule mit dotiertem Test-Substrat, 4: Säuleneluat)

### Pflanzenselektion

Die Vorauswahl von Röhricht- und Feuchtwiesenpflanzen (mykorrhizierbar, wechselfeucht- und schadstofftolerant; Wurzelsystem) sowie potenzieller Mykorrhiza-Symbionten erfolgte anhand von Literaturdaten.

Die Pflanzen wurden im Labor in schadstoffdotierten, abflusslosen Pflanzgefäßen auf Vitalleistungen (Schadstofftoleranz, Morphologie, Transpiration; Regenerationstendenz) selektiert.

**Ergebnisse**

Prinzipiell konnten zwei Elutionskinetiken beobachtet werden: *hydrophobe Analyte* (MKW, PAK) eluieren längerfristig, zeitlich verzögert und kontinuierlich sinkend, *hydrophile Substanzen* (Cu / Zn; 2,4-D; MfBE) eluieren in unterschiedlicher Konzentration im „first flush“ am ersten bis zweiten Tag mit maximalen Eluatkonzentrationen und sanken anschließend rasch unter die Nachweisgrenze. Als Sonderfall konnte bei *Schwermetallen* eine silikatische Fällung festgestellt werden.

Die Eignung der Testmaterialien als Bodenfilter wurde über die Höhe der Eluat-Befrachtung ermittelt (Tab. 3). Tendenziell zeigten alle eingesetzten Zuschläge gegenüber hydrophoben Substanzen befriedigende Leistungen. Hydrophile Substanzen wurden nur von den Additiva Bims-Lava, Kompost (3,3 Gew.-%) und Silikatkolloid effizient sorbiert.

Tab. 3: Einfluss der Filtersubstrate auf die Elution ausgewählter Substanzen (Angaben in % Wiederfindung der Filteranfangsfracht  $t_0$  nach 1 Tag Elution, PAK: nach Tag 2)

Additiv	Acen.	Phenanth.	Cu	Zn	2,4-D
BS	6	10	43	54	100
Zeolith	5	10	20	16	100
Recycl.-Beton	28	12	22	12	81
Vermiculit	13	16	4	37	100
Bims-Lava	8	13	31	7	59
Muschelkalkton	37	6	2	2	100
Kompost 1,7%	23	2	4	25	100
Kompost 3,3%	10 ( $t_0$ )	2 ( $t_0$ )	6	7	63
Silikatkolloid	15	12	0	0	67

Geschichtete Filter zeigten bei Schwermetallen höhere Sorptionsleistungen als homogenisierte (Abb. 2).

Induzierte Bioaktivität durch Inokulation mit PAK-adaptierten Bakterien führte bei den PAK zu einer Reduktion der anfänglichen Eluatkonzentration um 50% gegenüber dem sterilen BS, die Elutionsdauer verkürzte sich auf mindestens 75% (nicht dargestellt).

Bei der Auswahl der Pflanzen erwiesen sich *Alnus glutinosa*, *Epilobium hirsutum*, *Iris pseudacorus*, *Juncus effusus*, *Lythrum salicaria*, *Phalaris arundinacea* und *Typha latifolia* als geeignet. Bei den VA-Mykorrhizapilzen fiel die Auswahl auf Arten der Gattung *Glomus* (*G. etunicatum*, *G. intraradices* und *G. claroideum*) sowie auf einen Vertreter der Basidiomyceten (*Paxillus involutus*).

**Fazit und Ausblick**

Der für durchlässige Substrate ( $k_f > 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$  [2]) konzipierte Säulenversuch nach DIN V 19736 ist ein materialsparendes, schnelles Verfahren zur Identifikation sorptionsstarker und hydraulisch geeigneter Zuschlagstoffe für die Konstruktion bewachsener Bodenfilter.

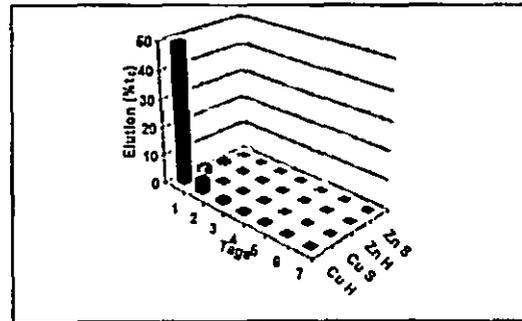


Abb. 2: Cu / Zn-Elution aus homogenisiertem („H“) oder stratifiziertem („S“) BS / Silikatkolloid

Die Ergebnisse der Substratoptimierung in Anlehnung an DIN V 19736 weisen darauf hin, dass eine stratifizierte Kombination aus Sandkompost / Bims-Lava / Silikatkolloid die Grundlage eines leistungsfähigen Pflanzen-/Bodenfilters bilden kann.

Im Gegensatz zu batch-Versuchen (z.B. DIN 38414/4 [4]) können Substrate in diesen „miniaturisierten Lysimetern“ strukturiert untersucht werden: chromatographische Transportkinetiken auch inhomogener Aggregate, wie sie in natürlicher Bodenlagerung existieren, sind in kurzer Zeit modellhaft darstellbar.

Das Verfahren orientiert auch über das Verhalten hydrophiler Substanzen und den Einfluss mikrobieller Aktivität.

Die optimierten Substratmischungen werden in Kombination mit mykorrhizierter Vegetation in Freiland-Lysimetern unter Praxisbedingungen getestet. Vergleichende Studien belegen, dass die Säulenversuche im Vergleich zu den realitätsnahen Lysimeterstudien erhöhte Eluatkonzentrationen liefern [5].

Die Leistung des Bodenfilters wird in praxi durch die Bioaktivität einer mykorrhizierten Rhizosphäre und Etablierung einer autochthonen Mikroöziose erhöht. Für Xenorganika mit geringer Bindung ist diese zusätzliche Abbauleistung zusammen mit einer verzögernden Wasserspeicherkapazität des Filters für den Grundwasserschutz anzustreben.

Im Praxisbetrieb der Versickerungsanlage wird die hydraulische und stoffliche Belastung durch Evapotranspiration und ingenieurtechnische Maßnahmen (z.B. vorgeschaltete Sediementbecken; Leichtflüssigkeitsabscheider) weiterhin reduziert.

**Literatur**

- [1] Holthuis, J.U., Dobner, I., Baumgarten, E., Heysler, W., Wärelmann, J., Mahro, B. (2005): Entwicklung eines modularen Boden-Pflanzenfilters zur dezentralen Niederschlagswasserversickerung mit Hilfe mykorrhizierter Helophyten. *Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft* 51: 79 – 88.
- [2] Deutsches Institut für Normung e.V. (1998): DIN V 19736 Ableitung von Konzentrationen organischer Stoffe im Bodenwasser. Beuth Verlag, Berlin.
- [3] Abwassertechnische Vereinigung e.V. (2002): ATV - A 138 Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. Vertrieb: GFA, Hennef.
- [4] Deutsches Institut für Normung e.V. (1984): DIN 38414 Teil 4: Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser. Beuth Verlag, Berlin.
- [5] Pfeifer, F. (2002): Durchführung und Auswertung von Versuchen mit 2 Lysimetern in der Anlage des LUA NRW in Waldlaucht zur Beurteilung der mobilen und mobilisierbaren Anteile von PAK in der ungesättigten Bodenzone (Hrsg.: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen). 85 S.

# Indikator basiertes Monitoring von Bodenerosion in Europa

Düwel, O.<sup>1)</sup>, Böken, H.<sup>2)</sup>, Hennings, V.<sup>1)</sup>, Schäfer, W.<sup>3)</sup>, Thiermann, A.<sup>3)</sup>

## Einleitung

Nicht zuletzt in der Erkenntnis, dass landwirtschaftlich genutzte Böden eine wichtige und begrenzte Ressource darstellen, wird die Forderung nach einer nachhaltigen Nutzung und Bewirtschaftung der Böden auch auf der Europäischen Ebene erhoben (vgl. Kommission der Europäischen Gemeinschaften, „Hin zu einer spezifischen Bodenschutzstrategie“, KOM(2002) 179 endgültig).

Vor diesem Hintergrund haben fünf Arbeitsgruppen (sog. Technical Working Groups – TWGs) im Zeitraum 2003 – 2004 der europäischen Kommission zu den dringendsten Bodenproblemen in Europa (*Erosion, Verlust an organischer Bodensubstanz, Kontamination*), zum Monitoring und zum weiteren Forschungsbedarf Vorschläge erarbeitet, wie die Situation der Böden und deren Veränderungen in Europa langfristig zu beobachten und zu bewerten sind (van Camp et al. 2004).

Hinsichtlich „Bodenerosion“ bezeichnet die entsprechende Arbeitsgruppe die tatsächlich betroffene Fläche als den am besten geeigneten Indikator.

Gleichzeitig stellt die Arbeitsgruppe fest, dass Feldmessungen aufgrund der hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität von Erosionsereignissen mit hohem materiellen und personellen Aufwand verbunden sind. Deshalb schlägt die Arbeitsgruppe „Erosion“ das folgende Vorgehen vor (Vandekerckhove et al. 2004):

Zusammenfassend schlägt die Arbeitsgruppe Bodenerosion ein Indikator basiertes Vorgehen vor, bestehend aus einer Kombination aus einer Risikoabschätzung im europäischen und nationalen Maßstab und gemessenen aktuellen Erosionsraten auf einer begrenzten Anzahl repräsentativer Standorte.

## Fragestellung

In diesem Zusammenhang gilt es zu klären,

- welche flächenhaften Informationsgrundlagen in den verschiedenen Maßstäben (eu-

<sup>1)</sup> Bundesanstalt f. Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 30655 Hannover

<sup>2)</sup> Umweltbundesamt, Wörlitzer Platz 1, 06844 Dessau

<sup>3)</sup> Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Stilleweg 2, 30655 Hannover

- ropäisch, national und regional) vorliegen,
- inwieweit regional festgestellte Risikogebiete auch im europäischen Kontext relevant sind und
- ob das vorgeschlagene Indikator basierte Vorgehen in Deutschland durchführbar ist.

## Indikatorbasierter Ansatz

Im Rahmen der Beteiligung am Europäischen Themenzentrum Boden (ETC Soil) wurde der Europäischen Umweltagentur (EEA) bereits 2000 der in Abbildung 1 skizzierte Ansatz vorgeschlagen, nach dem das Bodenproblem „Erosion“ in Europa langfristig beobachtet werden sollte (Düwel & Utermann 2003). Der Ansatz sieht zunächst die Abschätzung der potenziellen Erosionsgefährdung (Betrachtung von Bodenerodierbarkeit, Relief und ggf. Klima) im kleinen (europäischen und nationalen) Maßstab vor. Der zweite Schritt besteht in der Ausgrenzung aktuell erosionsgefährdete Gebiete im regionalen Maßstab (zusätzliche Beachtung der Landnutzung), auf die sich im dritten Schritt das eigentliche Erosionsmonitoring konzentrieren sollte.

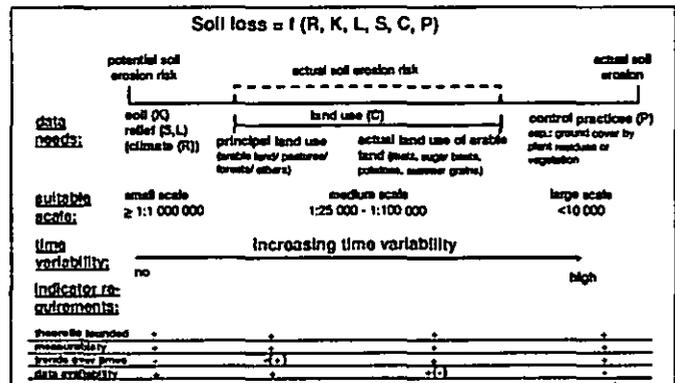


Abb. 1: Indikatorbasierter Ansatz zum Erosionsmonitoring

## Zusammenfassung der Ergebnisse

Die Untersuchungen zeigen, dass zahlreiche Modelle zur Erosionsgefährdungsabschätzung unterschiedlicher Ausprägungen (potenzielles Erosionsrisiko, aktuelles Erosionsrisiko) im sowohl im europäischen (vgl. Grimm et al. 2001) als auch im nationalen Maßstab vorliegen (Hennings 2003) vorliegen. National (Erhard et al. 2005) wie regional (am Beispiel des Bundeslandes Niedersachsen; vgl. Thiermann & Schäfer 2005) stehen Agrarstatistikdaten zur Abschätzung der tatsächlichen Erosionsgefährdung zur Verfügung. Die Ergebnisse der modellhaften Abschätzungen werden beispielsweise in Niedersachsen zur Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen genutzt, auf denen speziell der Frage nach Bodenabträgen durch Wasser nachgegangen wird. In fünf Beobachtungsgebieten wird das Erosionsgeschehen durch Kartierung und Vermessung regelmäßig erfasst (Mosimann et al. 2005).

Der Vergleich der unterschiedlichen Informationsebenen zeigt einerseits, dass sich die im Europäischen

Maßstab ermittelten Gefährdungsgebiete im nationalen und regionalen (Landes-) Maßstab durchaus wieder finden lassen. Andererseits wird erwartungsgemäß deutlich, dass maßstabsbedingt regional weitere Gebiete erkennbar werden, die hinsichtlich der Beobachtung der Bodenerosion durchaus Beachtung verdienen. In diesem Zusammenhang sollten regional vorliegende Flächendaten zur Validierung kleinmaßstäbiger europäischer Informationen genutzt werden.

Abschließend bleibt am Beispiel der Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen festzustellen, dass der vorgeschlagene Ansatz des indikatorbasierten Erosionsmonitoring grundsätzlich anwendbar ist.

### Schlussfolgerungen

Die Schlussfolgerungen der TWG Erosion lauten wie folgt (Vandekerckhove et al. 2004):

- 1) Der zu bevorzugende Zustandsindikator wäre die aktuell von Bodenerosion betroffene Fläche.
- 2) Ersatzweise kann unter Verwendung geeigneter Modelle und Flächendaten die Ausgrenzung von Risikoflächen herangezogen werden.

Nach dem gegenwärtigen Stand der Entwicklung der Europäischen Bodenschutzstrategie werden zukünftig die Mitgliedsstaaten Europas gefordert sein, nach dem für die Umweltpolitik der EU eingeführten Subsidiaritätsprinzip, Risikogebiete zu benennen, auf die sich das Erosionsmonitoring konzentriert.

Das Beispiel Niedersachsen zeigt, dass diesen Anforderungen entsprochen werden kann, sofern geeignete Daten aus verschiedenen politischen Ressortbereichen zur Verfügung stehen. Beispielfhaft sei auf die Verwendung der Agrarstatistikdaten hingewiesen, die im Zuständigkeitsbereich der Innenministerien der Länder und des Bundes geführt werden. In diesem Zusammenhang wird deutlich, dass eine ressortübergreifende Zusammenarbeit (z.B. Umwelt [Bodenschutz], Wirtschaft [geowissenschaftliche Grundlagen], Landwirtschaft [gute landwirtschaftliche Praxis], Inneres [Statistiken], Finanzen [Bodenschätzung]) auf der politischen Ebene zur Beantwortung von Umwelt- (Boden-) schutz relevanten Fragestellungen unerlässlich ist. Weiterhin bleibt mit Blick auf die sowohl auf europäischer als auch nationaler Ebene angewandten

Modelle, festzustellen, dass die Erarbeitung und verbindliche Vorgabe einheitlicher Kriterien zur Abgrenzung von Risikoflächen dringend erforderlich ist.

### Weiterführende Literatur

- Düwel, O. & J. Utermann (2003): Indicators of Soil Erosion at the ETC/Soil.- in: Assessment and Reporting on Soil Erosion – Background and workshop report. Technical Report 94, European Environment Agency. Copenhagen.
- Erhard, M., Hennings, V. & B. Werner (2005): Großräumige Darstellung der nutzungsbedingten Erosionsgefährdung durch Wasser – ein Bodenschutz bezogener Indikator. Bodenschutz, H. 2/05, S. 53-57. Erich Schmidt Verlag. Berlin.
- Grimm, M, Jones, R. & L. Montanarella (2001): Soil Erosion in Europe. EUR 19939 EN, Ispra/Italy.
- Hennings, V. (2003): Erosionsgefährdung ackerbaulich genutzter Böden durch Wasser. In: Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland, Bd. 2, Spektrum – Akademischer Verlag, Heidelberg – Berlin.
- Mosimann, Th., Sanders, S. & C. Rösemann (2005): Bodenerosion in Niedersachsen. – Methodik der Dauerbeobachtung, Ausmaß und Verbreitung der Wassererosion (Beobachtungsjahre 2000 – 2003). Arbeitshefte Boden, Hannover. (in Vorbereitung)
- Thiermann, A. & W. Schäfer (2005): Ermittlung der Erosionsgefährdung in Niedersachsen. Tagung der dt. Bodenkdl. Ges. 2005, Marburg (in Vorbereitung)
- Van Camp, L., Bujarrabal, B., Gentile, A.R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C. & S.-K. Selvaradjou (2004): Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection, Vol. I–VI. EUR 21319 EN/1-6. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Vandekerckhove, L., Arnoldussen, A., Bazzoffi, P., Berényi Üveges, J., Böken, H., Castillo, V., Crescimanno, G., Düwel, O., Fons Esteve, J., Imeson, A., Jarman, R., Jones, R., Kobza, J., Lane, M., Le Bissonnais, Y., Loj, G., Owens, P. N., Øygarden, L., Mollenhauer, K., Prasuhn, V., Redfern, P., Sánchez Díaz, J., Strauss, P. (2004): Monitoring Soil Erosion in Europe. In: Van-Camp. L., Bujarrabal, B., Gentile, A.-R., Jones, R. J. A., Montanarella, L., Olazabal, C. and Selvaradjou, S.-K. (Editors). Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. EUR 21319 EN/2. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

# Standortkundliche Untersuchungen zur Umsetzung von Precision Farming in einem Wasserschutzgebiet

Knut Ehlers<sup>1</sup>, Matthias Peter<sup>2</sup>, Tamas Harrach<sup>1</sup>

## 1. Einleitung

Precision Farming kann über eine bedarfsgerechte N-Düngerapplikation die Auswaschung von Nitrat in das Grundwasser reduzieren. Zur Umsetzung von Precision Farming ist es nötig, das Ertragspotential der Teilflächen möglichst flächengenau zu kennen, um daraus den potenziellen Düngerbedarf abzuleiten. Dies zu untersuchen, hatten folgende, als Praxisversuche durchgeführte Precision-Farming-Versuche in der Gemeinde Vöhl (Nordhessen) zum Ziel.

## 2. Methodik

Zur Ermittlung des Standortpotentials standen bereit:

- Die Schätzung der nutzbaren Feldkapazität des durchwurzelbaren Bodenraumes (nFKdB), soweit mittels Pürkhauer-Bohrstock möglich,
- Die amtliche Bodenschätzung,
- Die N<sub>min</sub>-Gehalte vom März, September und Dezember.
- Eine flächenhafte Bonitierung der Getreidebestände im Juni und Juli,
- Daten der automatisierten Ertragserfassung und daraus gewonnene Ertragskarten.

## 3. Ergebnisse

Die Auswertung der N<sub>min</sub>-Gehalte ergab, dass unterschiedliche Standorte der gleichen Fläche bei gleicher Bewirtschaftung sehr unterschiedliche N<sub>min</sub>-Gehalte aufwiesen. Dies wurde auf ein standortspezifisches Mineralisierungspotentials der Bodentypen zurückgeführt (vgl. Abb. 1).

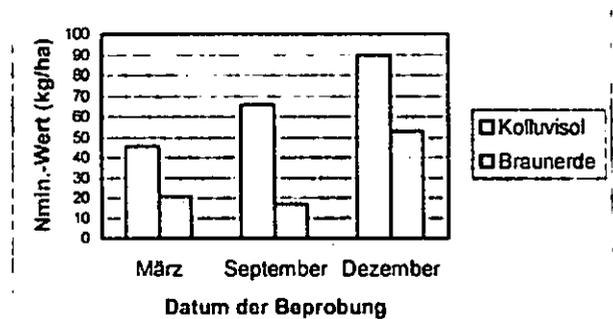


Abbildung 1: Vergleich der N<sub>min</sub>-Gehalte zweier Böden eines Schlags in der Tiefe von 0-90 cm

Es konnte ein Zusammenhang zwischen der nFKdB und den Erträgen nachgewiesen werden. Diese Korrelation fiel mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,31 aber aufgrund der ungewöhnlich hohen Niederschläge im Versuchsjahr (2002: 1027mm; langjähriges Mittel: 637mm) relativ gering aus.

Des Weiteren wurde eine enge Korrelation zwischen der Bestandesbonitur und dem Ertrag nachgewiesen (vgl. Abb. 2). Dieser Zusammenhang war umso enger, je später die Bonitur durchgeführt wurde.

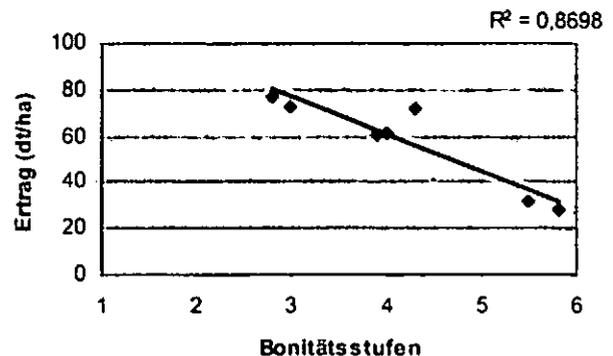


Abbildung 2: Beziehung zwischen Bonitur und Ertrag

## 4. Schlussfolgerungen

•Neben dem Wasserhaushalt des Bodens (nFKdB, Vernässungen) zur Abschätzung des Ertragspotentials eines Standortes ist es nötig, die bodenbürtige Mineralisierungsleistung in die Düngerbedarfsabschätzung mit einzubeziehen.

•Die flächenhafte Bestandesbonitur ist ein probates Mittel zur Schätzung des zu erwartenden Ertrages und kann insbesondere zur Interpretation von automatisiert gewonnenen Ertragskarten herangezogen werden, da Parameter wie Lagerbildung, Krankheits- und Schädlingsbefall und Unkrautdruck miteinbezogen werden.

<sup>1</sup>Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Justus-Liebig-Universität, Giessen

<sup>2</sup>Ingenieurbüro „Schnittstelle Boden“, Obermörlen  
E-Mail: knut.ehlers@agrar.uni-giessen.de



# Meliorationskalkungen von biotisch aktiven sauren Waldböden in einem Trinkwasserschutzgebiet in der nördlichen Oberrheinebene - Auswirkungen auf Regenwürmer und Humusmorphologie

Otto Ehrmann\* & Karl-Heinz Feger\*\*

## 1 Einleitung

Basische Gesteinsmehle (in der forstlichen Praxis v.a. dolomitische Kalke) können chemische und biologische Bodenparameter und damit den ökosystemaren Stoffhaushalt nachhaltig verändern (Feger 1996). Nutzen und Risiken von Waldkalkungen müssen deshalb gerade in Wasserschutzgebieten sorgfältig abgewogen werden. In dieser Arbeit wird untersucht, wie sich die Ausbringung von Dolomitmehl im Vergleich zu Basaltmehl auf die Regenwurmpopulation und die Morphologie von Humusaufgabe und obersten Mineralboden auswirkt. Über Auswirkungen auf Bodenfestphase und Sickerwasser wurde bereits früher berichtet (Feger et al. 2001).

## 2 Material

Das Untersuchungsgebiet liegt im Stadtwald Mannheim-Käfertal, im NW des Rhein-Neckar-Ballungsraums in der nördlichen oberrheinischen Tiefebene. Aufgrund der emittentennahen Lage ist die N-Deposition überdurchschnittlich hoch.

Bodentyp ist eine schwach podsolierte Bänder-Parabraunerde auf Flugsand. Der pH-Wert in 0-5 cm Tiefe liegt bei 3.2 (CaCl<sub>2</sub>). In den insgesamt humusarmen Sandböden kommt der Humusaufgabe große Bedeutung für den Wasserhaushalt sowie die Filter- und Pufferfunktion zu. Der durchschnittliche Jahresniederschlag liegt bei 690 mm. Bei einer mittleren Jahrestemperatur von 10,6 °C tritt Trockenstress häufig auf. Der ca. 90jährige Kiefernbestand weist einen dichten Unterstand mit Spätblühender Traubenkirsche (*Prunus serotina*) auf.

Im Dezember 1997 wurden von Hand auf jeweils 60 x 60 m<sup>2</sup> großen Versuchsflächen 3 t ha<sup>-1</sup> Dolomitmehl bzw. 9 t ha<sup>-1</sup> Basaltmehl ausgebracht.

## 3 Methoden Regenwürmer und Mikromorphologie

Der Regenwurmfang erfolgte jeweils im April 2000 und 2003 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. Bei allen Aufnahmen wurden Abundanzen und Biomassen (Frischgewicht der lebenden Tiere) ermittelt. Adulte Tiere wurden bis zur Art bestimmt. Juvenile Tiere wurden einer der drei ökologischen Gruppen zugeordnet.

Die Untersuchungen zur Mikromorphologie erfolgten anhand von Dünnschliffen (H:8 cm, B:6 cm). Von jeder Variante wurden 6 Proben entnommen, davon wurden aber nach einer Sichtung wegen der relativ hohen Kosten nur 3 repräsentative Proben weiterbearbeitet. Die Probenahme erfolgte ebenfalls Frühjahr 2000 (alle 3 Varianten) bzw. 2003 (nur Dolomit und Basalt).

\* Münster 12, D-97993 Creglingen; otto.ehrmann@gmx.de

\*\* Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Technische Universität Dresden, Piener Str. 19, D-01735 Tharandt; fegerkh@frsws10.forst.tu-dresden.de

## 4 Ergebnisse und Diskussion Regenwürmer

Am Standort kommen nur drei epigäische Regenwurmarten vor. Deren Lebensraum ist die Humusaufgabe. Die im Oberboden lebenden endogäischen Arten und die über einen Meter tiefgrabenden anezischen Arten fehlen am Standort und in dessen Umgebung vollständig. Ursache des Fehlens der endogäischen und anezischen Arten ist der zu niedrige pH-Wert und die ungünstige Bodenart.

Die Ausbringung beider Gesteinsmehle förderte die Regenwürmer: Die Anzahl und Biomasse der Regenwürmer in der mit Dolomit behandelten Fläche war sowohl im Jahr 2000 als auch drei Jahre später sehr viel größer als in der Kontrolle (Abb. 1). Die Werte für die mit Basaltmehl gedüngten Fläche lagen jeweils zwischen Kontrolle und Dolomit (Ausnahme: 2000 Biomasse Basalt etwas kleiner als Kontrolle). Bei allen drei Varianten wurden im Jahre 2000 mehr Regenwürmer als 2003 gefunden, der Rückgang war in der Kontrolle am deutlichsten. Auffällig ist auch die relativ höhere Anzahl Juveniler in den behandelten Flächen – die Kalkung sorgt wohl für günstigere Reproduktionsbedingungen.

Die deutliche Zunahme der Regenwürmer bei Kalkung war erwartet worden, sie wurde schon an anderen Standorten z.B. von Ammer & Makeschin (1994) gefunden.

Allerdings kann an diesem Standort durch eine Kalkung das Vorkommen von anezischen oder endogäischen Arten nicht gefördert werden. Zum einen fehlen diese Regenwürmer in der umgebenden Landschaft – und bei einer durchschnittlichen Wanderungsgeschwindigkeit von weniger als 10 m/Jahr würde es selbst unter günstigen Bedingungen Jahrzehnte dauern bis sie einwandern würden – zum anderen läßt der ton- und schluffarme Boden das Vorkommen anderer als epigäischer Regenwurmgruppen nicht zu.

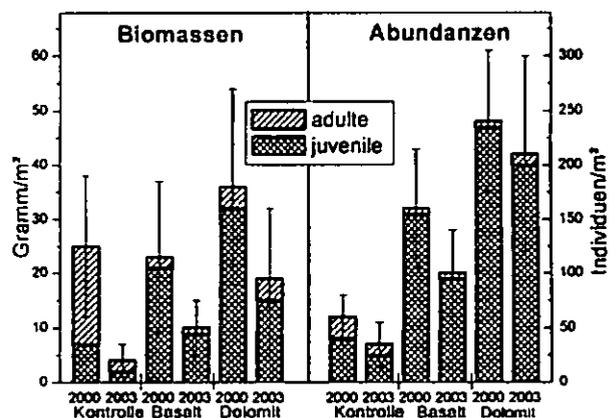


Abb. 1: Veränderung der Regenwurmpopulation bei Ausbringung von Dolomit- und Basaltmehl

## 5 Ergebnisse und Diskussion Mikromorphologie

### a) Veränderung bei der Humusform

Die Humusform der Kontrollfläche ist im Mittel ein Moder. Durch die Düngung mit dolomitischem Kalk erfolgten folgende Veränderungen in der Humusaufgabe (Die Variante Basaltmehl liegt – wie bei der Regenwurmpopulation – zwischen Kontrolle und Dolomit):

- eine Reduktion der Mächtigkeit auf die Hälfte (Abb.2).
- eine Abnahme von Losungen der Mesofauna (Abb. 3).
- eine Zunahme der Regenwurmlösungen (Abb. 4).

Im Mineralboden waren in den Dünnschliffen keine Veränderungen feststellbar. Es gab weder eine Zunahme der Regenwurmlosungen noch eine Abnahme von Losungen der Mesofauna. Es fand also zwar ein Abbau der organischen Substanz in der Humusauflage durch Regenwürmer statt, aber die Einmischung von organischer Substanz in den Mineralboden, die intensive Vermischung mit diesem und die Anlage tieferreichender Röhren wurde von der vorhandenen Regenwurmfauna auch nach einer Kalkung nicht geleistet.

**b) Verbleib der Gesteinsmehle 2½ bzw. 5½ Jahren nach ihrer Ausbringung**

Die im November 1997 ausgebrachten Gesteinsmehle wurden in den Dünnschliffen auch noch im Frühjahr 2003 gefunden, sie wurden also nicht vollständig aufgelöst. Bei beiden Varianten waren auffallend viele Regenwurmlosungen an den Bereichen mit Gesteinsmehlen zu finden – Regenwürmer suchten diese Bereiche wohl gezielt auf.

Die Tiefenverteilung der beiden Gesteinsmehle (Abb. 5) zeigte 2000 eine Konzentration in den obersten 20 mm, drei Jahre später lagen sie ca. 10 mm tiefer – vermutlich weniger die Folge von biologischer Einarbeitung sondern von drei Jahren Überdeckung mit Streu. Dolomit und Basalt wurden also fast nur im mittleren Bereich der Humusauflage gefunden.

Weder durch abiotische Prozesse (Schwerkraft, Einwaschung) noch durch Bioturbation erfolgt also eine wesentliche Einmischung der Gesteinsmehle in den Mineralboden. Damit ist die Verteilung des Gesteinsmehle auch ein Indikator für eine räumlich sehr begrenzte Bioturbation – es zeigt sich auch hier, daß sich die Aktivität der Regenwürmer auf die Humusauflage beschränkt hat.

**6 Schlußfolgerungen**

Die Ausbringung basischer Gesteinsmehle hatte u.a. folgende Auswirkungen:

- die Regenwurmpopulation wurde deutlich gefördert.
- die Humusauflage wurde durch die höhere biologische Aktivität verringert. Es erfolgte aber keine Einmischung von Humus in den Mineralboden.
- die Effekte waren beim dolomitschen Kalk deutlicher als beim Basaltmehl.
- durch die teilweise Mineralisierung der Humusauflage wurde an diesem austrocknungsgefährdeten Standort die Wasserspeicherfähigkeit verringert und das Risiko für N-Austräge erhöht.

**7 Literatur**

Ammer, S. Makeschin, F. (1994): Auswirkungen experimenteller saurer Beregnung und Kalkung auf die Regenwurmfaua (Lumbricidae, Oligochaeta) und die Humusform in einem Fichtenaltbestand (Höglwaldexperiment). Forstw. Cbl. 113, 70-85.

Feger, K.H. (1996): Schutz vor Säuren. - In: H.P. Blume, W. Fischer, H.G. Frede, R. Horn, P. Felix-Henningsen und K. Stahr (Hrsg.): Handbuch der Bodenkunde, Ecomed-Verlag, Landsberg/ Lech, Kap. 7.6.2, 24 S.

Feger, K.H.; M. Ambruster; M. Zorniger und K. Lorenz (2001): Waldbodenmelioration in einem stadtnahen Trinkwasserschutzgebiet - Vergleich der bodenchemischen Auswirkungen von dolomitischem Kalk und basaltischem Gesteinsmehl. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 96, 177-178.

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

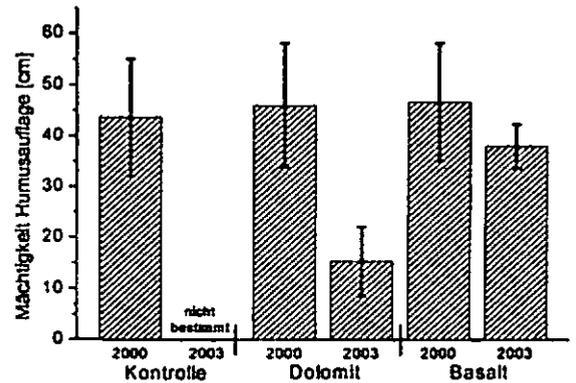


Abb. 2: Mächtigkeit der Humusauflage

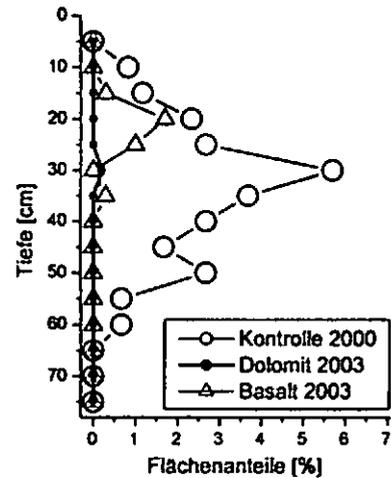


Abb. 3: Tiefenverteilung Hornmilbenlosungen

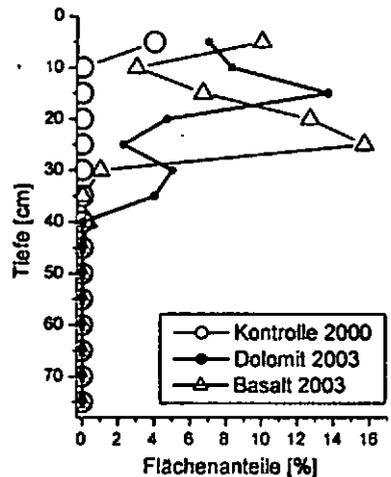


Abb. 4: Tiefenverteilung Regenwurmlosungen

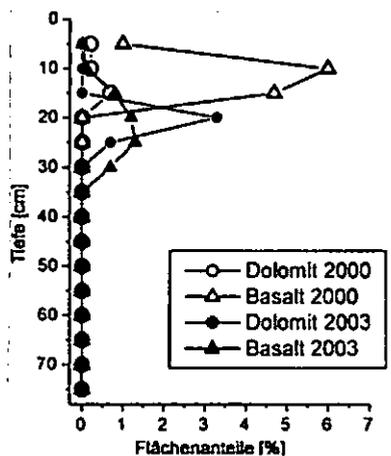


Abb. 5: Tiefenverteilung Dolomit u. Basalt

## Eignung von Säulenversuchen zur Bestimmung der maximalen PAK-Quellstärke von im Boden zu verwertenden Materialien

Annette Eschenbach<sup>1</sup>, Mahin Farahbakhsh<sup>2</sup>,  
Joachim Henke<sup>1</sup>, Reinhard Wienberg<sup>2</sup>,  
Bernd Mahro<sup>1</sup>

### 1. Einleitung

Bei der Verwertung von schwach PAK-belasteten Abfällen (z.B. Bauabfälle und saniertes Bodenmaterial) im Boden muss ausgeschlossen werden, dass es langfristig zu einer Kontamination des Grundwassers kommt. Ziel dieser Untersuchungen war es im Rahmen der Sickerwasserprognose die maximale Schadstoff-Quellstärke von schwach PAK-belasteten Abfällen zu ermitteln. Die Quellstärke der Materialien wurde mit Hilfe von Säulenversuchen, die in Anlehnung an DIN V 19736 durchgeführt wurden, bestimmt. Säulenversuche bieten die Möglichkeit unter definierten Labor-Bedingungen die Schadstoffkonzentration im Sickerwasser abzuschätzen und die Schadstofffreisetzung zu prognostizieren.

Im Sinne einer langfristigen Gefahrenbewertung wurde in diesen Versuchen zusätzlich das Konzept des maximalen Mobilisierungspotenzials verfolgt. Der Einfluss variabler Freilandbedingungen wurde in einer Kombination von Säulenversuchen und Worst-Case Szenarien analysiert.

### 2. Ergebnisse

Die Quellstärke der Referenzmaterialien (schwach PAK-belasteter Bauschutt und Altlastboden von der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung) konnte mit Hilfe der Säulenversuche reproduzierbar bestimmt und das Elutionsverhalten der Materialien sicher unterschieden werden. Die PAK-Quellstärke im Altlastboden war mit 0,5 mg  $\Sigma$ -PAK/ kg TS·24h anfänglich höher als im Bauschutt. Mit der Zeit verringerte sich die eluierbare PAK-Konzentration aber deutlich, während sie im

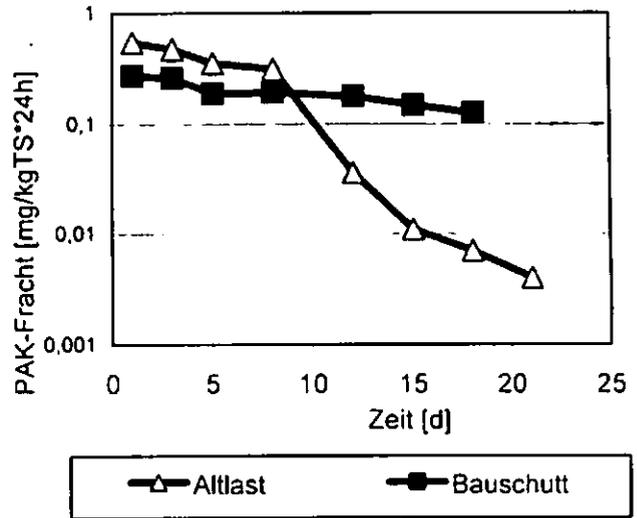


Abb.1: Vergleich der PAK-Elution aus Altlastboden und Bauschutt

Bauschutt eher ein diffusionskontrolliertes Verlaufsprofil zeigte (Abb. 1).

In Säulenversuchen, die mit <sup>14</sup>C-markierten PAK durchgeführt wurden, konnte gezeigt werden, dass die biologische Aktivität das Elutionsverhalten bzw. die PAK-Quellstärke entscheidend beeinflusste. Sowohl ein biologischer Abbau der Schadstoffe als auch die Festlegung in Form von nicht-extrahierbaren Rückständen wurde nachgewiesen.

Durch Anwendung von Worst-Case-Maßnahmen wurde der Einfluss definierter extremer Bedingungen auf die PAK-Quellstärke ermittelt.

Im einzelnen wurde der Einfluss

- von Temperaturwechseln / Frost-Tau-Zyklen
- des pH (Simulation eines Sauren Regens)
- der Elution mit Bidest

auf die Schadstofffreisetzung, den Abbau und den Rückhalt der PAK untersucht.

Die Anwendung dieser Maßnahmen führte z.T. zu einer gegenüber der Kontrolle (Elution mit Trinkwasser) erheblich erhöhten PAK-Quellstärke. Die höchste PAK-Freisetzungsrates wurde durch Elution des Altlastbodenmaterials mit bidestilliertem Wasser erzielt. Im Bauschuttmaterial wurde nach Anwendung der Frost-Tau-Zyklen eine erhöhte PAK-Freisetzung ermittelt (Abb. 2).

Worst-Case-Versuche mit <sup>14</sup>C-markierten PAK zeigten, dass die biologische Aktivität auch diese Effekte beeinflusste. In dem Altlastbodenmaterial wurde <sup>14</sup>C-Pyren in der Versuchsvariante mit bidestilliertem Wasser in einem

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

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

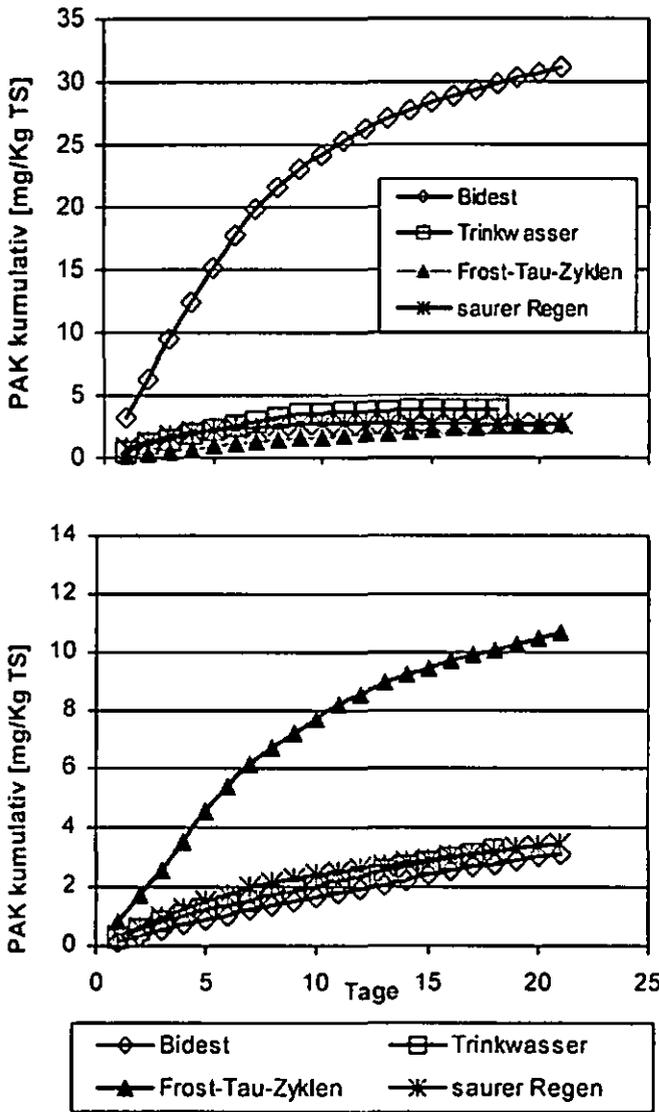


Abb 2. PAK-Gesamtaustrag nach Anwendung der Worst-Case-Behandlungen durch Elution aus Altlastboden (oben) und Bauschutt (unten)

wesentlich geringerem Ausmaß mineralisiert als in der Trinkwasserkontrolle. Die Elutionsrate wurde also kaum durch biologischen Abbau reduziert. Im Bauschuttmaterial spielte die biologische Aktivität als Einflussfaktor zunächst eine geringe Rolle, da das Material aufgrund des hohen pH von 12 ungünstige Bedingungen für Mikroorganismen aufwies.

3. Fazit:

- Säulenversuche sind gut geeignet, um die PAK-Quellstärke von Materialien reproduzierbar zu bestimmen und zu charakterisieren.
- Die Elutionsrate ist nicht nur diffusionsbestimmt: Biologischer Abbau und Bildung nicht-extrahierbarer Rückstände beeinflussen das Elutionsverhalten. Bei der Standardisierung der Methodik zur Bestimmung der Quellstärke sollte die biologische Aktivität berücksichtigt werden.
- Eine Kombination von Säulenversuchen und Worst-Case-Behandlungen ist im Sinne des Risk-Assessment ein wirkungsvolles Tool (Abb. 3)
- Eine erste Risikobewertung ergab, dass die vollständige Entfernung der Schadstoffe durch Elution aus den im Boden zu verwertenden Materialien - je nach gewähltem Szenario - Zeiträume von 100-1000 Jahren benötigen würde.

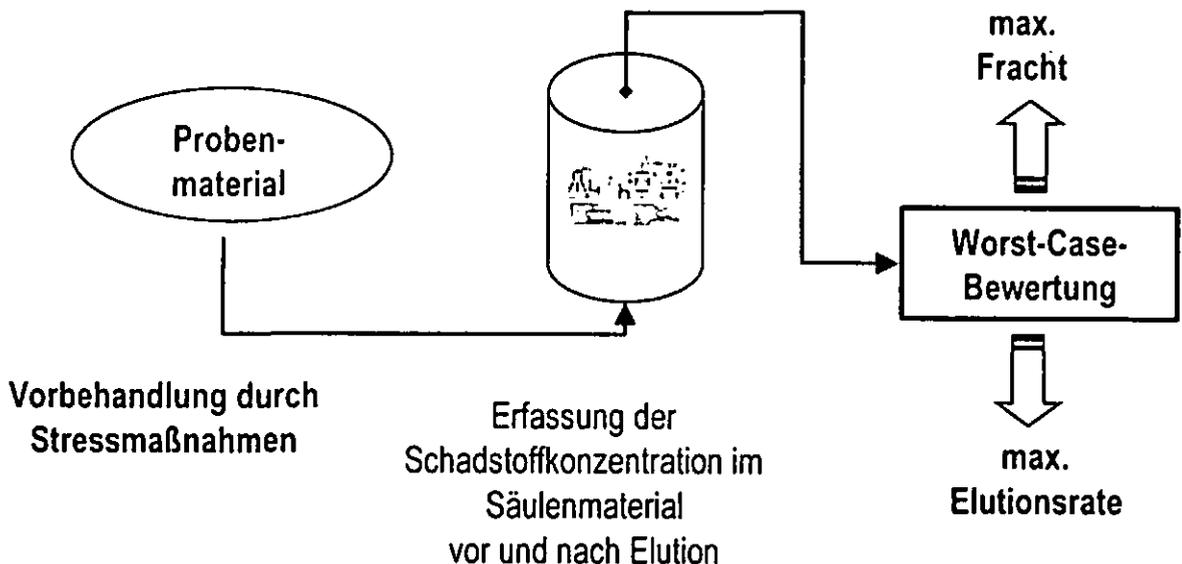


Abb. 3 Kombination von Säulenversuchen und Worst-Case-Maßnahmen zur Bestimmung der maximalen Schadstoff-Freisetzung von Materialien

# Regionale Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes einer Agrarlandschaft auf der Basis unterschiedlich aggregierter Landnutzungsdaten

Eulenstein, F<sup>(1)</sup>, M. Willms<sup>(1)</sup>, J.Olejnik<sup>(2)</sup>, S.L. Schlindwein<sup>(3)</sup>, L. Müller<sup>(1)</sup>, U. Schindler<sup>(1)</sup>

## 1 Problemstellung

Die Verfügbarkeit von Landnutzungsdaten für die Abschätzung regionaler Wasser- und Stoffflüsse durch Nährstoffbilanzen oder mit Hilfe von Modellsimulationen ist häufig durch einen enormen zeitlichen und finanziellen Beschaffungsaufwand begrenzt. In der vorliegenden Untersuchung soll geklärt werden, mit welchen Abstrichen in der Genauigkeit der Ergebnisse bei einer pauschalisierten Datenerhebung auf landwirtschaftlichen Betrieben gerechnet werden muss, wenn nicht mit Realnutzungsdaten, sondern mit statistischen Datengrundlagen gerechnet wird. Für den Landkreis Märkisch-Oderland bei Berlin wurde in mehreren Projekten die landwirtschaftliche Flächennutzung für 54.000 ha auf Schlägebene über einen Zeitabschnitt von 9 Jahren erhoben. Mit Hilfe dieser Daten wurden Nährstoffbilanzen nach den von Eulenstein et al. (2003) angewendeten Verfahren berechnet. In diesem Projekt wurde methodisch untersucht, welche Generalisierungen bei der Erhebung der Landnutzungsdaten möglich sind, und welche Abstriche in der Genauigkeit der Modellierungsergebnisse dabei zu erwarten sind.

## 2. Methodik

Zur Berechnung des Bodenwasserhaushaltes sowie des Stickstoff- und Schwefelhaushaltes bis in 2 m Bodentiefe wurden mit den Simulationsmodellen HERMES / SULFONIE von Kersebaum (1995) folgende Simulationsrechnungen durchgeführt:

1. Modellierung der oben genannten Austräge auf Grundlage der Schlag- und Bodendaten. Diese Modellierung hat die höchste räumliche Auflösung und wird daher als Referenz verwendet (Szenario 1).
2. Aggregierung der Schlagdaten zu Durchschnittswerten je Fruchtart, Betrieb und Jahr. Dieses Verfahren ist angezeigt bei vorliegenden Bodendaten, aber nicht schlaggenau vorliegenden Landnutzungsdaten (Szenario 2).
3. Aggregierung der Schlagdaten zu Durchschnittswerten je Fruchtart und Betrieb. Dieses Verfahren ist an-

gezeigt bei vorliegenden Bodendaten, aber nicht schlaggenau vorliegenden Landnutzungsdaten sowie fehlenden Daten zur Landnutzung in Einzeljahren (Szenario 3).

4. Aggregierung der Schlagdaten zu Durchschnittswerten je Fruchtart, Betrieb und Jahr (wie Szenario 2), zusätzlich standardisierte Nährstoffausscheidung des Viehs (Szenario 4).
5. Modellierung unter Verwendung statistischer Daten zu Ertrag und Viehbesatz auf Kreisebene und der mineralischen Düngung aus statistischen Daten des Bundeslandes Brandenburg (Szenario 5).
6. Modellierung unter Verwendung statistischer Daten zu Ertrag und Viehbesatz auf Kreisebene und der mineralischen Düngung aus statistischen Daten der Bundesrepublik Deutschland (Szenario 6).

## 3 Ergebnisse und Schlussfolgerungen

### 3.1 Stickstoffbilanzierung

In der Tab. 1 sind die Bilanzglieder der Berechnung der flächenbezogenen Stickstoffsalden nach den sechs untersuchten Berechnungsansätzen dargestellt. Zusätzlich sind die Zu- und Abschläge für die Stickstoffbilanz aufgeführt.

Tab. 1: Stickstoffbilanzen verschiedener Bilanzierungsansätze und Datenherkünfte für eine brandenburgische Agrarlandschaft (Datenbasis 54.0000 ha/Jahr von 1993 bis 2001)

	Referenz-Szenario (Sz. 1) (Sz. 2) (Sz. 3)	Standard. Ausscheid. Vieh (Sz. 4)	Statist. Daten des Kreises / Bundeslandes (Sz. 5)	Statist. Daten des Kreises / Bundeslandes / Bundes (Sz. 6)
Mineraldünger	106	106	63 (Land BRB)	105 (BRD)
Wirtschaftsdünger	39	36	35 (Kreis MOL)	35 (Kreis MOL)
Andera org. Dünger	< 1	< 1	3 (Kreis MOL)	3 (Kreis MOL)
Abfuhr	- 93	- 93	-89 (Kreis MOL)	-89 (Kreis MOL)
<b>Saldo I</b>	<b>53</b>	<b>50</b>	<b>13</b>	<b>54</b>
N <sub>2</sub> -Fixierung	8	8	10 (Standard)	10 (Standard)
Lager- u- Ausbringungsverluste	- 12	- 11	- 11 (Standard)	- 11 (Standard)
<b>Saldo II</b>	<b>49</b>	<b>47</b>	<b>11</b>	<b>53</b>
<b>N-Austrag modelliert</b>	<b>60</b>	<b>61</b>	<b>36</b>	<b>73</b>

Alle sechs Bilanzierungsansätze zeigen bei der Wirtschaftsdüngerzufuhr, der recht unbedeutenden Zufuhr mit anderen organischen Düngern und auch der Stickstoffabfuhr mit dem Erntegut, einheitliche Größenordnungen. Bei der N-Zufuhr mit Mineraldüngern zeigen sich die größten Unterschiede. Der Aggregierungsansatz, der auf statistischen Daten des Kreises und des Bundeslandes Brandenburg basiert, weist die höchsten Abweichungen auf. Während die erhobene Stickstoffzufuhr durch Mineraldünger im Untersuchungsgebiet bei 106 kg/ha

<sup>1</sup> Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung, Eberswalder-Straße 84, 15374 Müncheberg, e-mail: feulenstein@zalf.de

<sup>2</sup> Agrometeorology Department, Agricultural University of Poznan, Witosa 45, 60-667 Poznan, Poland

<sup>3</sup> Department of Rural Engineering, Federal University of Santa Catarina (ENR/CCA) CP476 88040-900, Florianopolis (SR), Brazil

Stickstoff und Jahr liegt, berechnet dieser Ansatz lediglich 63 kg/ha Stickstoff. Aus den Daten für die gesamte Bundesrepublik Deutschland leitet sich ein Durchschnittswert von 105 kg/ha Stickstoff ab. Die Differenz zwischen beiden statistischen Datenherkünften liegt darin begründet, dass Großhändler für Düngemittel in anderen Bundesländern als denen des Untersuchungsgebietes beheimatet sind. Die von diesen gehandelten Düngermengen werden innerhalb der Statistik entsprechend deren Heimatkreisen zugeordnet. Der aus der Bundesstatistik entnommene Wert von 105 kg/ha Stickstoff liegt bemerkenswert dicht an den im Untersuchungsgebiet gedüngten 106 kg/ha Stickstoff.

Der Stickstoffanfall im Wirtschaftsdünger, welcher nach normativen Ausscheidungen des Viehbestandes berechnet wurde, liegt mit einer Differenz von nur 3 kg/ha sehr nah an dem Wert des Referenz-Szenarios, welcher mit Hilfe der Stallbilanz berechnet wurde. Hinter diesem Mittelwert verbergen sich jedoch erhebliche Differenzen zwischen den einzelbetrieblichen Ergebnissen.

### 3.2 Stickstoffhaushalts-Modellierung

Wie in der Tab. 1, unterste Zeile, dargestellt variieren die simulativ berechneten Durchschnittswerte des jährlichen Stickstoffaustrages für das gesamte Untersuchungsgebiet nur zwischen 36 und 73 kg N/ha. Hierbei weicht das Szenario, welches die Mineraldüngerzufuhr auf der Daten-

ebene der Landes beinhaltet, aufgrund der geringen Mineraldüngerzufuhr von allen anderen Szenarien erheblich ab.

Hinter der geringen Variabilität der räumlich und zeitlich aggregierten Mittelwerte der Szenarien für das Gesamtgebiet stehen aber, wie aus der Abb. 1 hervorgeht, erhebliche Unterschiede in den Flächenanteilen, die den verschiedenen Austragsklassen zuzuordnen sind. Mit zunehmendem Grad der Aggregation der Eingangsdaten nivellieren sich die Austragsmengen. Tendenziell sinken die Flächenanteile niedriger und hoher Austragsklassen, wohingegen der relative Anteil mittlerer Austragsklassen zunimmt.

### 4 Literatur

EULENSTEIN, F. ; WILLMS, M. ; OLEJNIK, J. ; KERSEBAUM, K.-C. ; MEYER, B. ; WERNER, A. (2003): Schwefel in der Landwirtschaft. - In: Handbuch Wasserversorgung und Sulfatbelastung des Grundwassers unter land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen: 65-82; Karlsruhe (Forschungszentrum Karlsruhe in der Helmholtz-Gemeinschaft)

KERSEBAUM, K. C., 1995: Application of a simple management model to simulate water and nitrogen dynamics. Ecological modelling 81, 145-156.

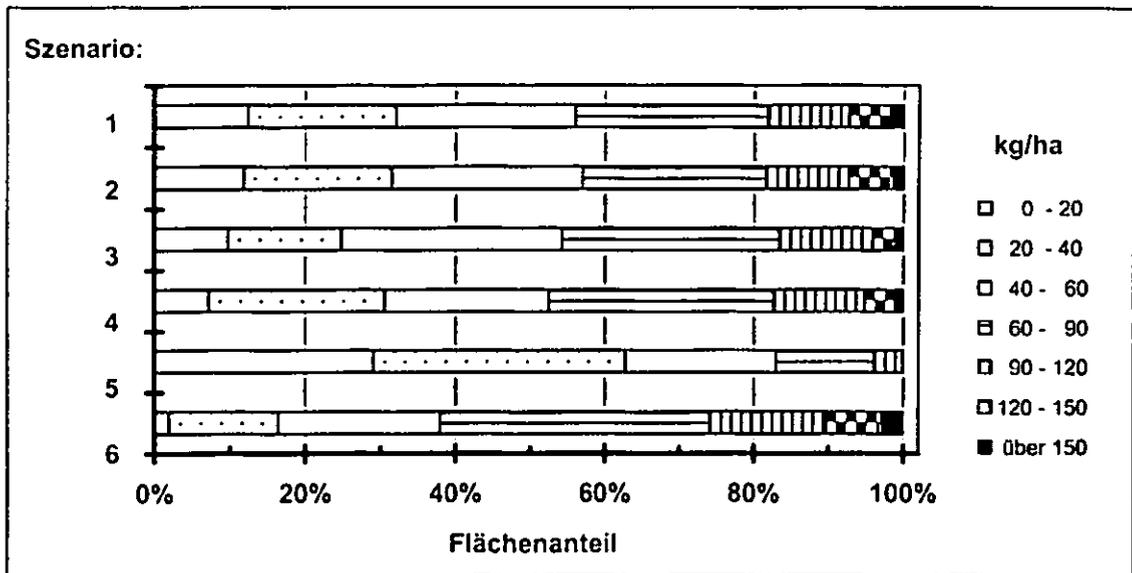


Abb. 1: Übersicht zu 6 Szenarien mit unterschiedlicher Höhe der Datenaggregation: Flächenanteil der simulativ berechneten Stickstoffaustrags-Klassen.

# Multitracermethoden zur räumlichen Validierung mesoskaliger hydrologischer Modelle

Holger Fröhlich<sup>1</sup>, Lutz Breuer<sup>1</sup>,  
Johan Alexander Huismann<sup>2</sup>, Hans-Georg Frede<sup>1</sup>

## 1 Einleitung

In der mesoskaligen hydrologischen Modellierung ist es notwendig, die Plausibilität der räumlich abgebildeten Abflussprozesse zu überprüfen. Die hierfür notwendigen Informationen über Abflussprozesse können durch tracerbasierte Mischungsmodelle gewonnen werden. In ihrer klassischen Anwendung sind tracerbasierte Mischungsmodelle auf Einzugsgebiete von der Größe weniger Quadratkilometer mit einer überschaubaren Zahl von möglichen Abflusskomponenten beschränkt. Mesoskalige Einzugsgebiete zeichnen sich dagegen durch eine heterogene naturräumliche Ausstattung und eine Vielzahl von möglichen Abflusskomponenten aus. Dies führt zu einer hohen hydrochemischen Variabilität der Fließgewässer.

Ein Mischungsmodell auf der Mesoskala muss die Heterogenität des Einzugsgebietes und die Abflusskomponenten angemessen integrieren. Hier sind Informationen zu folgenden Punkten grundlegend:

- Kenntnis über die Kontrollgrößen des Fließgewässerchemismus auf der Mesoskala (z.B. Lithologie, Punktquellen)
- als Basis zur Abgrenzung hydrochemischer Einheiten
- und Tracer (natürliche Gewässerinhaltsstoffe), die geeignet sind, diese hydrochemischen Einheiten als Abflusskomponenten in einem Mischungsmodell zu beschreiben.

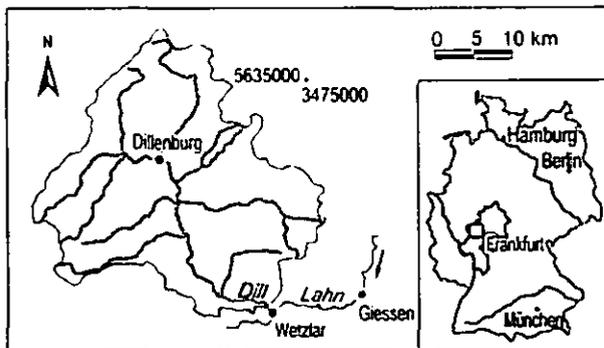


Abb. 1: Einzugsgebiet der Dill

Der Untersuchungsraum ist das Einzugsgebiet der Dill (692 km<sup>2</sup>, Abb.1) am Ostrand des rheinischen Schiefergebirges, welches lithologisch sehr heterogen aufgebaut ist

<sup>1</sup>Institute for Landscape Ecology and Resources Management, Justus-Liebig-University Giessen, Heinrich-Buff-Ring 26, D-35392 Giessen, holger.l.froehlich@agrar.uni-giessen.de

<sup>2</sup>Institute of Chemistry and Dynamics of the Geosphere, Forschungszentrum Jülich, D-52425 Jülich.

(Abb.2), sich dabei aber in vier Großregionen unterteilen läßt. Diese Regionen sind in Abbildung 2 mit ihren repräsentativen Gesteinen dargestellt. Gleichzeitig finden sich kommunale Kläranlagen und Betriebe der Stahlindustrie am Hauptgewässer der Dill als Quellen einer möglichen anthropogenen Überprägung der Fließgewässer.

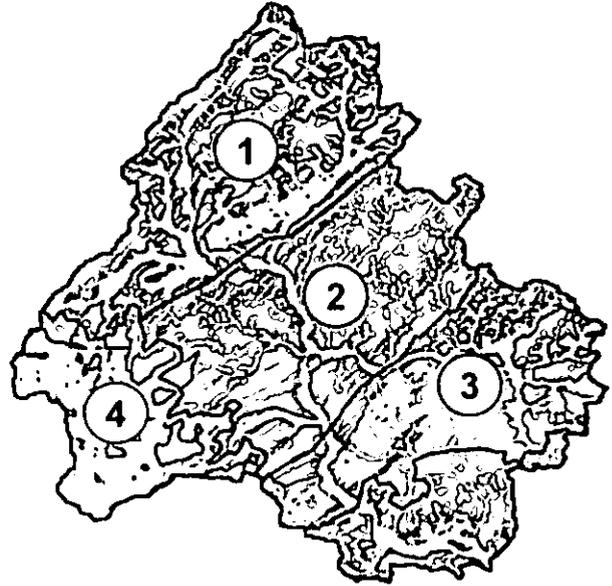


Abb. 2: Lithologische Großräume im Einzugsgebiet der Dill. 1=Quarzit und Grauwacken, 2=Metabasalt, 3=Tonschiefer und Grauwacken, 4=Tertiärer Basalt

## 2 Methoden

Um im Einzugsgebiet der Dill die für ein tracerbasiertes Mischungsmodell notwendigen Informationen zu erhalten, wurde ein Snap-Shot Sampling durchgeführt (GRAYSON ET AL. 1997). Hier wurden die Fließgewässer des Einzugsgebietes während sommerlichem Niedrigwasserabfluss beprobt. Die Probenahme beinhaltet die Beprobung von Oberläufen einheitlicher lithologischer Zusammensetzung, um die Spannweite des geogenen Backgrounds zu erfassen, die Nebengewässer der Dill und Probenahmestellen entlang des Längsprofils der Dill, um den Einfluss von Punktquellen zu erschließen (Abb.4). Die Proben wurden anschließend mittels Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma auf 22 natürliche und anthropogene Gewässerinhaltsstoffe analysiert (Tab.1).

Tab. 1: Analytische Targets. Gemessene Elemente sind grau hinterlegt.

H																	He
Li	Be											B	C	N	O	F	Ne
Na	Mg											Al	Si	P	S	Cl	Ar
K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr
Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe
Cs	Ba	La	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn
Fr	Ra	Ac	Rf	Db	Sg	Bh	Hs	Mt									

Ce	Pr	Nd	Pm	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu
Th	Pa	U	Np	Pu	Am	Cm	Bk	Cf	Es	Fm	Md	No	Lr

Die Daten wurden dann einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) unterzogen, um die hydrochemische Variabilität der

Fließgewässer mit einem reduzierten Set von Faktoren zu beschreiben und diese Faktoren als Kontrollgrößen des Fließgewässerchemismus zu interpretieren. Im durch die PCA reduzierten Datensatz beschreiben die Faktorwerte die hydrochemische Beschaffenheit der beprobten Fließgewässer. Auf Grundlage dieser Fingerprints wurden die Fließgewässer mit einer Clusteranalyse zu hydrochemischen Einheiten zusammengefasst. Die Fließgewässer wurden in einem GIS entsprechend ihrer Clusterzugehörigkeit räumlich dargestellt und mit Einzugsgebietseigenschaften verglichen, um Zusammenhänge zwischen diesen und der Fließgewässerbeschaffenheit abzuleiten.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

Abbildung 3 zeigt die Ladungsdiagramme der extrahierten Faktoren. Hierbei zeigen sich Punktquellen, wie Kläranlagen (PC2) und Einleitungen aus der Stahlindustrie (PC3), sowie der geogene Hintergrund des lithologisch stark differenzierten Einzugsgebietes (PC1) als wesentliche Einflussfaktoren auf die Variabilität des Fließgewässerchemismus bei Niedrigwasserabfluss. Während viele chemische Parameter, wie Li, Na, Ca und Sr sowohl im geogenen Hintergrundsignal als auch durch die Punktquellen der Kläranlagen beeinflusst sind, konnten einzelne Elemente als potentielle Tracer für ein Mischungsmodell bestimmt werden. So kann Bor dazu herangezogen werden, die Punktquellen (kommunale Abwässer) zu beschreiben (NEAL ET AL. 2005) und Magnesium und Uran eignen sich, den geogenen Hintergrund zu beschreiben.

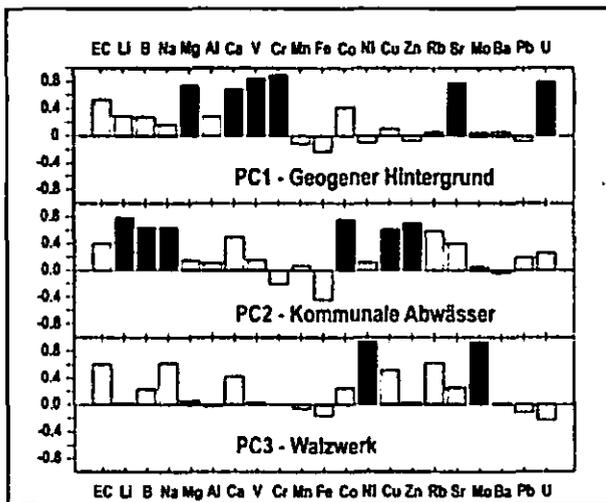


Abb. 3: Ladungsdiagramme der ersten drei Hauptkomponenten (dunkelgrau: Elemente mit hoher Faktorladung)

Abbildung 4 zeigt das Ergebnis der nachgeschalteten Clusteranalyse. Hier sind die Fließgewässer entsprechend ihrer Clusterzugehörigkeit dargestellt. Die Einheiten homogener hydrochemischer Beschaffenheit sind räumlich aggregiert und auf entsprechende Einzugsgebietscharakteristika zurückzuführen. Das Haupttal ist maßgeblich durch den Einfluss von Punktquellen charakterisiert, während die Oberläufe und Teileinzugsgebiete weniger stark von

Punktquellen beeinflusst sind. Sie lassen sich dafür entsprechend des Signals des geogenen Hintergrundes gruppieren. Damit reflektieren sie die räumlich unterschiedliche Lithologie.

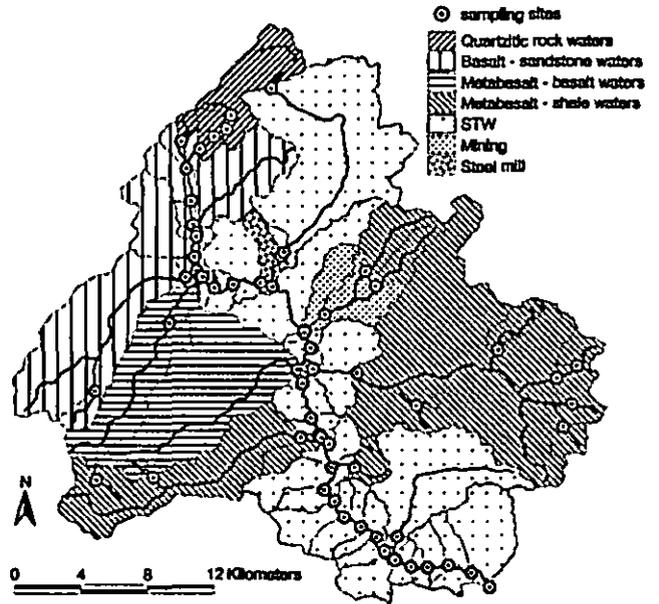


Abb. 4: Karte der hydrochemischen Einheiten

### 4 Zusammenfassung und Ausblick

Mit Hilfe der vorgestellten Methoden konnte ein konzeptuelles Verständnis vom untersuchten Einzugsgebiet entwickelt werden. Dies ist wesentliche Voraussetzung für die Entwicklung von tracerbasierten Mischungsmodellen auf der Mesoskala. Insbesondere konnten die Kontrollgrößen des Fließgewässerchemismus abgeleitet, räumliche Einheiten mit uniformen hydrochemischen Beschaffenheitsmustern ausgewiesen und ein Set von Tracern für die chemische Massenbilanzierung benannt werden.

Die weiteren Schritte sind die Anwendung dieser Methoden auf andere Abflusssituationen, der Aufbau von tracerbasierten Mischungsmodellen auf der Mesoskala und die anschließende Integration der Informationen über Abflußprozesse in die Modellvalidierung als Soft Data (SEIBERT UND McDONNELL 2002).

### Literatur

GRAYSON, R.B., GIPPEL, C.J., FINLAYSON, B.L., HART, B.T. (1997): Catchment-wide impacts on water quality: the use of 'snapshot' sampling during stable flow. *J Hydrol*, 199, 121-134.

NEAL, C., JARVIE, H. P., NEAL, M., LOVE, A. J., HILL, L., WICKHAM, H., (2005): Water quality of treated sewage effluent in a rural area of upper Thames Basin, southern England, and the impacts of such effluents on riverine phosphorus concentrations. *J Hydrol*, 304, 103-117.

SEIBERT, J., McDONNELL, J.J. (2002): On the dialog between the experimentalist and modeller in catchment hydrology: Use of soft data for multicriteria model calibration. *Water resour. Res.*, doi: 10.1029/2001WR000978.

## Probleme der Regionalisierung eines Agrarökosystemmodells im Neckareinzugsgebiet

Thomas Gaiser, Heike Weippert und Karl Stahr<sup>1</sup>

### Einleitung

Im Rahmen des Forschungsprojektes RIVERTWIN (<http://www.rivertwin.de>) soll ein integriertes Regionalmodell für die langfristige Planung der Gewässerbewirtschaftung in Flusseinzugsgebieten entwickelt werden. Ziel des Modells ist es, die Erstellung eines Bewirtschaftungsplans für das Neckareinzugsgebiet durch die Möglichkeit von Szenariorechnungen zu unterstützen. Zielindikatoren für die Wasserwirtschaftsbehörde sind insbesondere die Einträge an N und P in Grund- und Oberflächenwässer.

### Material und Methoden

Das Regionalmodell MOSDEW (Model for Sustainable Management of Water Resources) integriert insgesamt neun Teilmodelle. Fünf davon beschreiben den Eintrag von Nährstoffen in die Wasserkörper (WEAP, SLISYS) sowie deren Transformation (MONERIS, QUAL2K) und deren Auswirkungen auf die biologische Qualität der Gewässer (CASIMIR) (Abb. 1).

Das Informationssystem für Boden- und Landressourcen SLISYS-Neckar (Soil and Land resources information system) soll im Modellverbund die Erträge der wichtigsten landwirtschaftlichen Kulturen sowie die diffusen Belastungen in die Gewässer berechnen. Dazu werden durch Verschneidung von Klima-, Gelände-, Landnutzungs- und Bodeninformation quasi-homogene räumliche

Einheiten gebildet, die durch gleichen Wasser- und Nährstoffhaushalt gekennzeichnet sind. Diese Einheiten werden LUSAC (Land Use-Soil-Climate units) genannt. Die zugrundeliegenden räumlichen Geometrien sind im Neckareinzugsgebiet 98 Wetterstationen der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU), das digitale Höhenmodell (DEM50, Landesvermessungsamt Baden-Württemberg), eine Landnutzungsklassifikation der LfU basierend auf LANDSAT Aufnahmen aus dem Jahre 2000 sowie die Bodenübersichtskarte BÜK200. Ein besonderes Problem stellt die räumliche Zuordnung der Ackerfrüchte auf die in der Landnutzungskarte als Ackerland ausgewiesenen Flächen dar. Dazu wurde die aus der landwirtschaftlichen Statistik verfügbaren Flächenanteile der 16 bedeutendsten Ackerfrüchte (Statistisches Landesamt Baden-Württemberg 2000) in den einzelnen Landkreisen durch eine restriktive Zufallsverteilung auf die Ackerflächen verteilt (Weippert et al. 2005). Für die Parametrisierung des Bodens wurde im ersten Schritt ein vereinfachender Ansatz gewählt. In der momentanen Version von SLISYS wird jede Kartiereinheit der in der BÜK200 ausgewiesenen Bodengesellschaften durch ein oder mehrere repräsentative Profile der dominanten Bodenform charakterisiert, ohne die assoziierten Bodenformen zu berücksichtigen. Langfristig sollen jedoch auch die untergeordneten Bodentypen mit ihren Flächenanteilen in SLISYS integriert werden (Weippert et al. 2005).

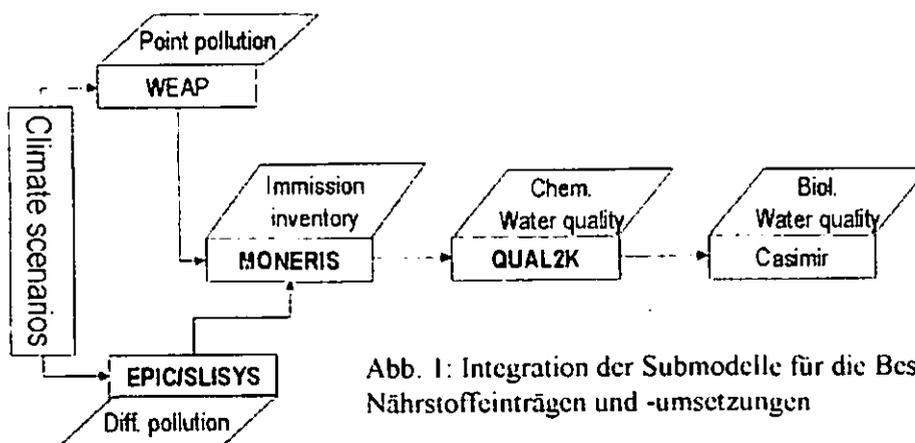


Abb. 1: Integration der Submodelle für die Beschreibung von Nährstoffeinträgen und -umsetzungen

<sup>1</sup> Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, [tgaiser@uni-hohenheim.de](mailto:tgaiser@uni-hohenheim.de)

Für die Abschätzung der Pflanzenerträge sowie der diffusen Belastungen wird für jede LUSAC der Wasser- und Stoffhaushalt mit dem Agrarökosystemmodell EPIC (Williams 1991) simuliert. Danach werden die Ergebnisse der Simulation mit Hilfe des Datenbanksystems aggregiert und über ein GIS visualisiert.

### Ergebnisse

#### Regionale Ertragsabschätzungen

Erste Ertragsabschätzungen für das Jahr 2000 korrelieren eng mit den statistisch erhobenen Erträgen (Abb. 2). Dies gilt sowohl für die Getreidearten als auch für die Wurzel- und Knollenfrüchte. Allerdings wird die Höhe der Erträge über das ganze Einzugsgebiet gesehen um ca. 5 bis 20% unterschätzt. Dies ist vermutlich auf die Tatsache zurückzuführen, dass momentan ein Großteil der Bodeninformation aus Waldstandorten kommt. Unter Wald sind die Böden jedoch in der Regel saurer als vergleichbare Ackerstandorte, haben höhere Steingehalte und oft eine organische Auflage.

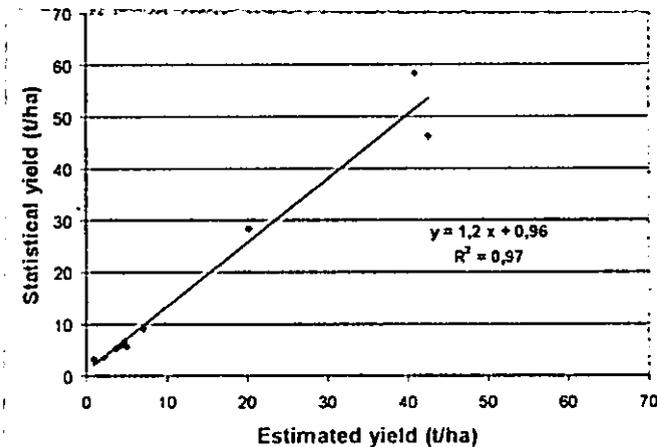


Abb. 2: Korrelation zwischen geschätzten Erträgen und statistischer Flächenproduktivität

#### Regionale Abschätzung der Nitratauswaschung

Die Abschätzung der Nitratauswaschung wurde überprüft durch den Vergleich der berechneten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit den Grundwasserkonzentrationen von 42 unterschiedlichen Wasserkörpern. Wenn man alle Grundwasserkörper in diesen Vergleich einbezieht, so ergibt sich kein Zusammenhang zwischen den beiden Parametern (Abb.3). Auffällig ist jedoch, dass in acht Wasserkörpern die Sickerwasserkonzentration weit über der Grundwasserkonzentration liegt (Abb.3,

Punkte mit Standardabweichungen). Fünf dieser Wasserkörper liegen größtenteils in den geologischen Formationen des unteren und mittleren Juras, die durch Ton- und Mergelsteine gekennzeichnet sind und auf lange Transportzeiten mit überdurchschnittlich hohen Denitrifikationsverlusten hindeuten.

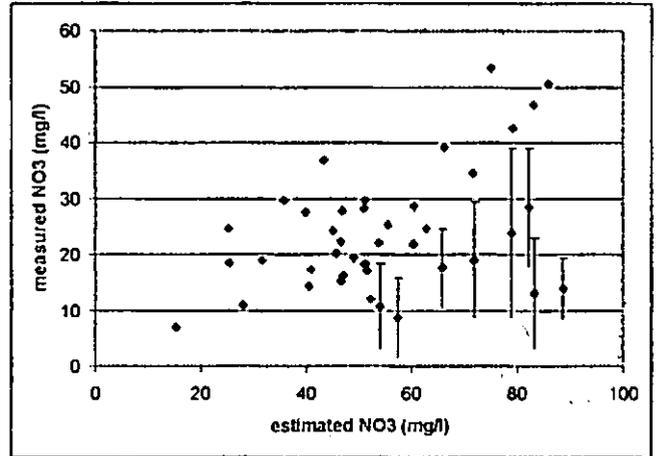


Abb. 3: Korrelation zwischen Nitratkonzentration im Sickerwasser (estimated) und der Grundwasserkonzentration (measured) pro Monerisgebiet

#### Ausblick

Für eine Verbesserung der regionalen Abschätzung der Pflanzenerträge müssen in Zukunft weitere Musterprofile von Ackerstandorten in das Informationssystem aufgenommen werden. Außerdem sollte in ausgewählten Grundwasserleitern die Denitrifikationsrate durch neuere Verfahren wie z.B. die N/Ar-Methode bestimmt und mit den für die einzelnen Wasserkörper berechneten verglichen werden.

#### Referenzen

USDA (1990): EPIC - Erosion/Productivity Impact Calculator. I. Model Documentation. U.S. Department of Agriculture. Technical Bulletin No. 1768. Washington D.C., USA. 235 p.

Weippert, H., Gaiser, T. und Stahr, K. (2005): Disaggregation von Bodendaten als Beitrag zum integrierten Wassermanagement im Neckareinzugsgebiet. Mitt.Dt. Bdkl. Ges., dieser Band.

#### Danksagung

Diese Arbeit wird von der Europäischen Union, DG Forschung unter der Vertragsnummer GOCE-CT-2003-505401 finanziert. Wir danken der Landesanstalt für Umweltschutz, dem Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau sowie dem Landesvermessungsamt Baden-Württemberg recht herzlich für die Bereitstellung der Daten.

## REA-Gips in der Melioration von Neulandböden: Gefäßversuch mit *Secale multicaule* L. zur Abschätzung einer potentiellen Phytotoxizität von Schwermetallen

C. Helbach, O. Bens, O. Stock, R.F. Hüttl

### Einleitung

REA-Gips (Rauchgasentschwefelungsanlagen-Gips) wird als Substitut von Kalk als  $\text{Ca}^{2+}$ -Quelle in der Melioration von Neulandböden an Bergbaufolgestandorten geprüft.

REA-Gips fällt bei der Rauchgasentschwefelung als Reststoff im Kalkwaschverfahren an. Das Kreislaufwirtschaftsgesetz verpflichtet grundsätzlich zur Wiederverwertung sekundärer Rohstoffe. Der REA-Gips ist von hoher technischer Reinheit, kann jedoch potentiell toxische Elemente in relevanten Konzentrationen enthalten.

Im Tagebau Nochten (Lausitzer Revier, Sachsen) wird anstehender Ton für die Rekultivierung von Flächen zur forstlichen Nutzung verwendet. Die höhere Löslichkeit und Mobilität von Gips im Vergleich zum Kalk beschleunigt durch chemische und physikalische Prozesse (Kristallbrückenbildung an Kornkontaktpunkten, Ionenaustausch, Minderung der Tonquellung, Stabilisierung der Makroporen, Minderung von Wassererosion und Verschlammung, Erhöhung der nutzbaren Wasserkapazität und Durchwurzelungstiefe) den Gefügebau und die Standortverhältnisse (Levy und Sumner 1998).

Vor dem Nachweis der Vorteilswirkung des REA-Gipses soll in einem Gefäßversuch mit *Secale multicaule* L. zunächst die Schadlosigkeit mit Blick auf eine potentielle Phytotoxizität getestet werden.

### Material und Methoden

Ein Gemisch aus 65% quartärem Sand und 35% Ton (Kaolinit) aus dem Tagebauvorfeld Nochten wird in 7 Varianten melioriert:

I. Kalkvariante (6,6 dt/ha CaO), II. Kalk + REA-Gipsvariante (6,6 dt/ha CaO) und III.-VII. REA-Gips-Steigerungsvarianten (6,6; 13,2; 26,4; 52,8; 105,6 dt/ha CaO).

Der Kalkbedarf wurde nach Schachtschabel (VDLUFA, 1991) berechnet, Gips als Äquivalent der Molmasse von CaO mit  $\text{Ca}^{2+}$  als Basis, d.h.

CaO zu  $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  mit Faktor 3,07.

Die Kulturdauer im Gewächshaus betrug 33 Wuchstage. Die Analyse der Schwermetalle erfolgte nach  $\text{HNO}_3$ -Druckaufschluss am Grafitrohr AAS Unicam 939; Cu, Ni, Cr und Tl ohne Matrixmodifier, Pb und Cd mit  $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$  als Matrixmodifier; Zn am ICP Unicam 701 nach  $\text{HNO}_3$ -Druckaufschluss ohne Matrixmodifier.

### Ergebnisse und Folgerungen

Mit zunehmender REA-Gips Applikationsmenge sinkt der pH-Wert im Boden (Abb. 1). Der Sorptionskomplex wird entsäuert. Carbonathaltige Beimengungen (ca. 0,8 %) im REA-Gips neutralisieren einen Teil der Säure, der pH-Wert steigt in der Variante VII wieder leicht an. Der Austausch von Sulfationen gegen Hydroxidionen an aluminium- und eisenhaltigen Sesquioxiden neutralisiert einen weiteren Teil der Bodensäure (self liming).

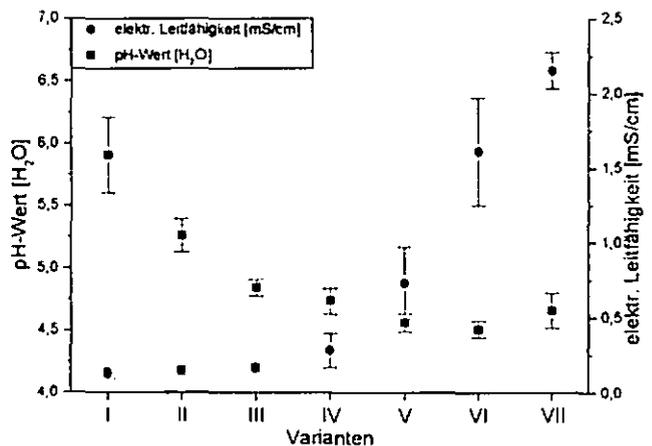


Abb. 1 pH-Werte und elektrische Leitfähigkeiten [mS/cm] im untersuchten Substrat (n=27)

Die elektrische Leitfähigkeit steigt stark mit zunehmendem Gipsgehalt an (Abb. 1). Die hohe Calciumkonzentration in der Bodenlösung bedingt die bodenphysikalische Vorzugswirkung von Gips. Die Gipslöslichkeit beträgt 2,4 g/l, gegenüber 0,05 g/l bei Kalk. In der Bodenlösung steigt die Gipslöslichkeit um das 2-8 fache. Die max. Leitfähigkeit beträgt 2,3 mS/cm.

Ähnlich dem pH-Wert verlaufen die Kennwerte der Biomasseproduktion (Abb. 2). Erst sinken Blattmasse und Triebanzahl mit zunehmendem REA-Gipseinsatz, stabilisieren sich bei mittleren Gaben und steigen bei hohen Applikationsmengen wieder an.

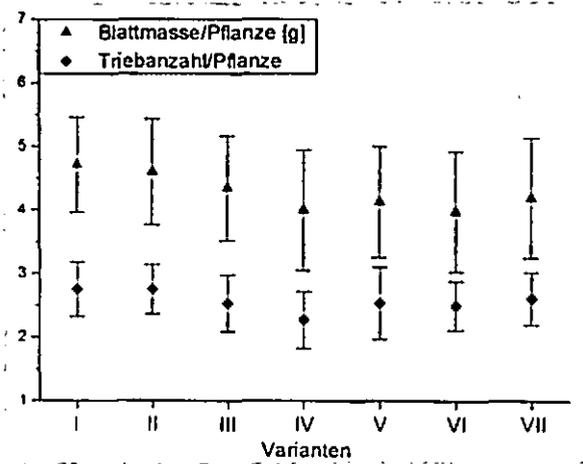


Abb. 2 Kennwerte der Biomasseproduktion (n=27)

Die Schwermetallakkumulation im Waldstaudenroggen ist gering. Mit zunehmenden REA-Gipsmengen steigen die Gehalte von Chrom, Nickel und Kupfer, in der Variante VII sinken sie dagegen. Dies spiegelt die pH-Wert abhängige Löslichkeit und Verfügbarkeit wider. Die Cadmium- und Zinkgehalte in der Pflanze variieren kaum. Der Bleigehalt ist in den kalkgedüngten Varianten am höchsten, steigt jedoch auch in den REA-Gips gedüngten Varianten von einem geringen Niveau ausgehend leicht an.

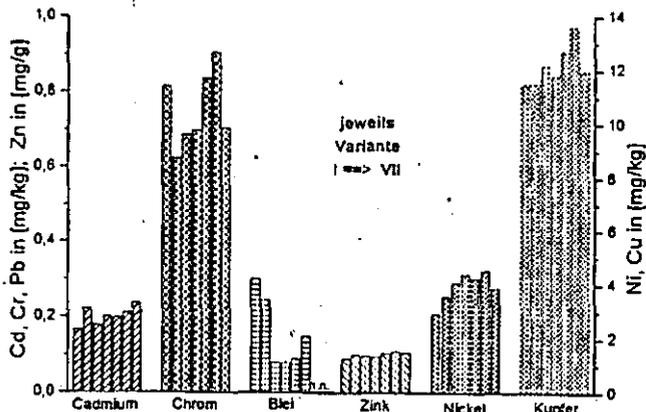


Abb. 3 Schwermetallgehalte [mg/kg] im Waldstaudenroggen (n = 9)

Tab. 1 Elementgehalte [mg/kg] im REA-Gips, Grenzen der Kennzeichnungspflicht und Grenzwerte nach Düngemittelverordnung

Element	REA-Gips	Düngemittelverordnung	
		Kennzeichnung	Grenzwert
Blei	3,98	125	150
Cadmium	0,03	1,0	-
Chrom	1,29	300	-
Nickel	0,52	40	80
Thallium	5,65	0,5	1
Kupfer	3,55	-	70
Zink	5,07	-	1000

Die gesetzliche Grundlage des REA-Gipseinsatzes in Böden ist die Düngemittelverordnung. Mit Ausnahme des Thalliums liegen

die Schwermetallgehalte im REA-Gips weit unterhalb der Grenzen der Kennzeichnungspflicht bzw. des Grenzwertes (Tab. 1). Thallium überschreitet den Grenzwert um das 5,5-fache. Im Waldstaudenroggen ist Thallium unterhalb der Nachweisgrenze.

Der Thalliumgehalt im REA-Gips muss für eine Anwendung als Düngemittel oder Bodenhilfsstoff weiter verringert werden. Der Einsatz von thalliumarmem Kalk sowie eine Optimierung der Verbrennungsprozesse können den Thalliumgehalt nachhaltig reduzieren.

Tab. 2 Durchschnittliche Höchstgehalte [mg/kg] im Waldstaudenroggen sowie normale und kritische Gehalte [mg/kg] in Pflanzen nach Kloke 1984, zit. in Blume 2004

Element	Ø Höchstgehalte im Waldstaudenroggen	mittlere Gehalte in Pflanzen	
		normale	kritische
Blei	0,25	1-5	10-20
Cadmium	0,24	< 0,1-1	5-10
Chrom	0,90	< 0,1-1	1-2
Nickel	4,53	0,1-5	20-30
Thallium	n.n.	< 0,5-5	20-30
Kupfer	13,62	3-15	15-20
Zink	110,00	15-150	150-200

Die jeweils in den verschiedenen Varianten nachgewiesenen durchschnittlichen Schwermetallhöchstgehalte sind gering bis normal (Tab. 2). Im Waldstaudenroggen werden keine kritischen Konzentrationen gemessen.

### Ausblick

Bei nachgewiesener Schadlosigkeit wird in einem Feldversuch die Vorteilswirkung geprüft. Seit April 2005 werden mit Pappeln ertrags- und ernährungskundliche sowie bodenphysikalische und -mechanische Aspekte der REA-Gips Melioration quantifiziert. Darauf aufbauend ist eine Bewertung für den zukünftigen Einsatz von REA-Gips im Rahmen der Melioration vorzunehmen.

### Literatur

Anonym (2003) Düngemittelverordnung, vom 26.11.2003. Bundesgesetzblatt 2003 Teil I Nr. 57.  
 Kloke, A. (1984) zit. in Blume, H.-P. (Hrsg.) (2004) Handbuch des Bodenschutzes. Ecomed, Landsberg.  
 Levy, G.J. und Sumner, M.E. in Wallace, A. und Terry, R.E. (Hrsg.) (1998) Handbook of Soil Conditioners. Dekker, New York.  
 VDLUFA (1991) Methode A 5.2.1 im Methodenbuch, Band I.

# Weiterentwicklung eines Moduls zur N-Mineralisation für eine internetgestützte, standort- und kulturartenspezifische N-Düngeberatung

S. Heumann<sup>1)</sup>, J. Böttcher<sup>1)</sup>, G. Baumgärtel<sup>2)</sup>, A. Lege<sup>2)</sup>, H. Kage<sup>3)</sup>, U. Müller<sup>4)</sup> und W. Schäfer<sup>4)</sup>

## 1 Anlass

Eine sinnvolle Strategie für die weitere Reduzierung der N-Düngeraufwendungen und damit der N-Bilanzen ist es, bei der N-Düngeplanung nach der  $N_{min}$ -Methode (Abb.1) neben der N-Aufnahme der Pflanzen und dem  $N_{min}$ -Vorrat des Bodens auch die im Boden mineralisierte N-Menge zu berücksichtigen (u.a. Baumgärtel und Scharpf, 2002).

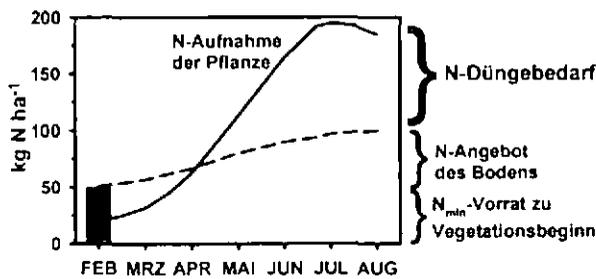


Abb. 1: N-Düngebedarfsermittlung nach  $N_{min}$ -Methode.

Bislang werden bei der klassischen  $N_{min}$ -Methode in Niedersachsen nur eine mittlere Nachlieferung sowie relativ einfache Sollwertkorrekturen einbezogen. Jedoch sind für die individuelle praktische Beratung deutlich differenziertere Korrekturwerte aufgrund der Vielzahl der Einflussfaktoren, insbesondere Standorteigenschaften und Bewirtschaftung, unerlässlich.

Messungen der N-Mineralisation können hierfür aufgrund der Vielzahl biotischer und abiotischer Einflussfaktoren im theoretisch nötigen Umfang nicht durchgeführt werden. Verschiedenste Simulationsmodelle, die die wichtigsten Faktoren einbeziehen, existieren zwar, für die unterschiedlichen Boden- und Standortverhältnisse in Niedersachsen fehlen jedoch vielfach spezifische, experimentell ermittelte Mineralisationsfunktionen.

Für Praktiker sind eigene Modellsimulationen zudem wegen ihres Zeit- und Datenaufwandes ungeeignet. Es müssten vielmehr modellgestützte Düngeempfehlungen auf einem Weg angeboten werden, der auch mit minimalem Datenaufwand ein umsetzbares Ergebnis liefert.

## 2 Projektziel

Hauptziel ist die Weiterentwicklung eines N-Mineralisationsmoduls durch Anpassung an die spezifischen norddeutschen Boden- und Standortverhältnisse anhand von Labor- und Freilanduntersuchungen.

Der Fokus liegt dabei auf der Simulation des N-Mineralisationsverlaufs beginnend mit dem im Frühjahr gemessenen  $N_{min}$ -Gehalt, damit die bis zum nächstfolgenden Düngungstermin mineralisierte N-Menge bei der Bemessung der N-Düngung angerechnet werden kann. Als Medium für die Bereitstellung von für repräsentative Standorte berechneten Daten steht die Internetplattform ISIP (Informationssystem Integrierter Pflanzenbau: [www.isip.de](http://www.isip.de)) zur Verfügung.

## 3 Material und Methoden

### • Standorte und Versuche

Beprobt werden typische niedersächsische Ackerböden auf Referenzflächen des Teilprojektes der LWK Hannover sowie in Dauerdüngungs-, Wasserschutz-, Kompost-, Mist- und Zwischenfruchtversuchen der LWK Hannover und Weser-Ems: Null-, Sollwert- und Güllevarianten (davon seit Projektstart im April 2005 beprobt: 50 Varianten von 14 Feldversuchen in neun Regionen).

### • Labor- und Freilanduntersuchungen

Es werden Langzeitlaborinkubationen unter definierten Temperatur- und Feuchtebedingungen mit wiederholtem Auswaschen der Bodenproben durchgeführt. Die Parametrisierung erfolgt durch Anpassung einer doppelt-exponentiellen Mineralisationsgleichung an die kumulative N-Nettomineralisation:

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

$N_{fast}$  : schnell mineralisierbarer organischer N

$N_{slow}$  : langsam mineralisierbarer organischer N

$k_{fast}$ ,  $k_{slow}$  : Reaktionskoeffizienten

→ *wichtig*: Die Standard-Mineralisationsparameter dieses häufig verwendeten Mineralisationsansatzes (Kersebaum, 1989, Köhler, 2002) stammen von niedersächsischen Lössböden und überschätzen die N-Freisetzung aus  $N_{slow}$  z.B. in Sandböden nördlich von Hannover durchschnittlich um den Faktor 2, trotz Einbeziehen der Gesamt-N-Gehalte (Heumann, 2003).

Die Überprüfung/Eichung der Laborparameter (inclusive der Temperatur- und Wassergehaltfunktionen) erfolgt anhand von Messungen der Freilandmineralisation in ungestörten Bodensäulen (Ø 20 cm, Tiefe 30cm) und von  $N_{min}$ -Messreihen in den Feldversuchen.

<sup>1)</sup> Institut für Bodenkunde der Universität Hannover, Herrenhäuser Str. 2, D-30419 Hannover

<sup>2)</sup> Landwirtschaftskammer (LWK) Hannover

<sup>3)</sup> Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Universität Kiel

<sup>4)</sup> Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (NLfB)

[heumann@ifbk.uni-hannover.de](mailto:heumann@ifbk.uni-hannover.de)

• **Modellentwicklung**

Die Modellierungsarbeiten der Projektpartner (Abb. 2) beziehen sich auf die Modellierung von Bestandesparametern, speziell N-Aufnahme und Ertragserwartung, und die zeitnahe Bereitstellung von Tageswerten zum Bodenwasserhaushalt.

Ab dem Frühjahr 2006 sollen für die Referenzflächen erhobene Monitoringdaten in ISIP veröffentlicht werden (Abb.2), erste Simulationsergebnisse aus dem hier vorgestellten Teilprojekt aufgrund intensiver Freilanduntersuchungen zur Überprüfung/ Eichung der Mineralisationsfunktionen jedoch nicht vor dem Frühjahr 2007.

**Literatur**

Baumgärtel, G., und H.-C. Scharpf (2002): Gute fachliche Praxis der Stickstoffdüngung. AID Bonn. Heft 1017.

Heumann, S. (2003): Parameterizing net N mineralization in NW-German sandy arable soils with different former land-uses. Dissertation, Universität Hannover.

Kersebaum, K.-C. (1989): Die Simulation der Stickstoff-Dynamik von Lössböden. Dissertation, Universität Hannover.

Köhler, K. (2002): Ermittlung der Nitratauswaschung von Ackerstandorten bei unterschiedlicher N-Düngung und Bewirtschaftung aus Nmin-Messungen und Modellrechnungen. Dissertation, Universität Hannover.

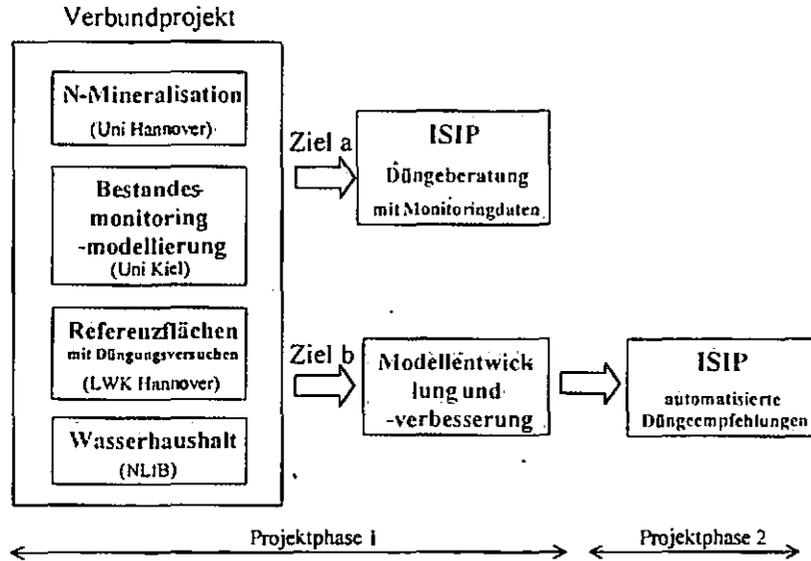


Abb. 2: Struktur und Ziele des Verbundprojektes.

Das aus allen drei Teilmodellen zusammengeführte Gesamtmodell wird anhand der im Verbundprojekt erhobenen Freilanddaten eingehend geprüft und soll in Projektphase 2 zur Entwicklung eines vereinfachten Düngeberatungsprogramms genutzt werden (Abb.3).

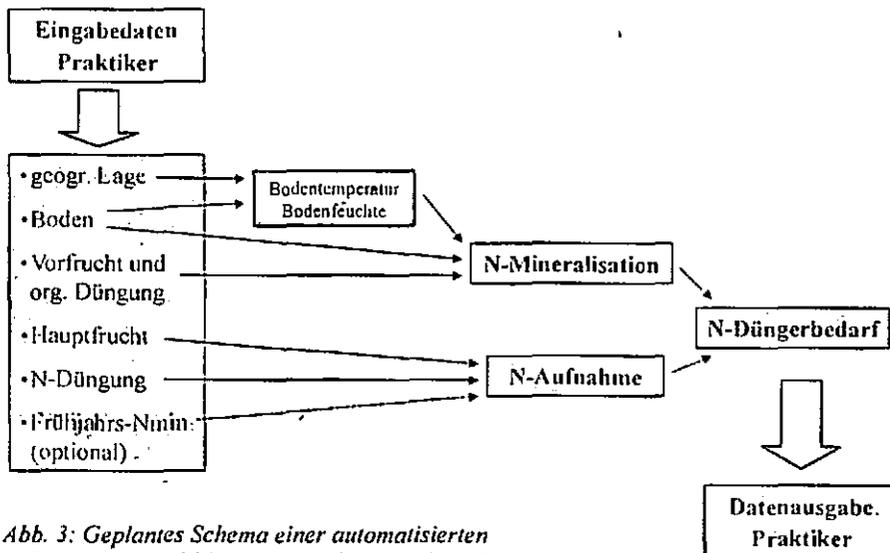


Abb. 3: Geplantes Schema einer automatisierten N-Düngungsempfehlung in ISIP (Projektphase 2).

# Das Konzept der ET-Caps – Eine Alternative zur Oberflächenabdichtung?

U. Hoepfner<sup>1</sup> H. Zepp<sup>2</sup>

## 1 Problemstellung

Der Uranerzbergbau der WISMUT hat große Umweltprobleme hinterlassen. Ein wichtiger Bestandteil der Sanierungsarbeiten ist die Überdeckung der Bergmassen und Tailings mit mineralischen Oberflächenabdeckungen, welche sowohl die Gasdiffusion (Verringerung des O<sub>2</sub>-Eintrags und damit der Pyritoxidation und Bildung saurer Sickerwässer), als auch die tiefe Sickerung in den abzudeckenden Körper und damit den potentiellen Austrag von mit Salzen, Schwermetallen und Radionukliden belasteten Sickerwässern verringern sollen. In der internationalen Praxis der Bergbausanierung werden hierfür v.a. Zweischichtabdeckungen eingesetzt, bestehend aus einer hoch verdichteten bindigen Dichtungsschicht, sowie einer locker eingebauten Rekultivierungsschicht. Zur Abdeckung von Deponien werden dagegen i.d.R. Dreischichtsysteme errichtet, in welchen über einem Dichtelement das Sickerwasser lateral weggeführt wird.

Von beiden Systemen wurden Versagensfälle dokumentiert (z.B. Rißbildung in Dichtungsschichten, Bioturbation), so daß die ursprünglichen Anforderungen an hydraulische Durchlässigkeiten oder zur Gasdiffusion z.T. wesentlich überschritten wurden. Dieses, verbunden mit hohen Herstellungs- und Erhaltungskosten der Systeme, führte seit vielen Jahren zur Konzeption und Erprobung von *alternativen Abdeckkonzepten* (z.B. Kapillarsperre). Das sog. *Speicher- und Verdunstungskonzept* (ET-Cap, Store-and-Release-Cover) versucht, in einem *Natural-Analog-Ansatz* die hohe Verdunstungsleistung von Waldstandorten für die wasserhaushaltliche Wirkung der Oberflächenabdeckung zu nutzen und mit einem hohen Speichervermögen der Rekultivierungsschicht zur Aufnahme der Winterniederschläge zu verbinden.

Aufgrund der Größe der abzudeckenden Flächen (einige 100 ha), der geforderten langfristigen Wirksamkeit der Abdeckungen (200–1000 a), sowie der

relativ günstigen klimatischen Verhältnisse (langjähriger Niederschlag 739 mm, langjährige potentielle Verdunstung 658 mm, Verhältnis der Sommer- und Winterniederschläge von 4 : 3) wird dieser Ansatz bei der Sanierung der WISMUT-Altlasten in Ostthüringen verfolgt.

## 2 Methodik

Zur Untersuchung des Wasser- und Gashaushaltes von Oberflächenabdeckungen wurden im Jahr 2000 im Feldmaßstab drei Versuchsabdeckungen (Zweischichtabdeckung: 1,5 m Rekultivierungsschicht, 0,4 m Dichtungsschicht; Einschichtabdeckung: 1 m; Einschichtabdeckung: 1,6 m) angelegt. Der Versuchshang wurde mit einer Gras-/Krautschicht sowie einer Forstpflanzung begrünt. Zusätzlich wurde in einer Fichtenschonung (15-jährig) die Interzeption bestimmt.

Zur langfristigen Prognose des Wasserhaushaltes diente ein kombinierter Ansatz der Verdunstungsberechnung (GASH-Interzeptionsmodell, Penman-Monteith Kieferntranspiration), welcher als atmosphärische Modellgrenze in HYDRUS\_2D eingesetzt wurde. Mittels HELP wurden Sensitivitätsuntersuchungen durchgeführt sowie der Wasserhaushalt von Standardabdeckungen des Typs Deponieklasse I prognostiziert.

## 3 Ergebnisse

Die Feldversuche lieferten wesentliche Erkenntnisse zum Prozeßverständnis des Wasser- und Gashaushaltes der Testabdeckungen. Die Bedeutung wichtiger Prozesse, wie dem auftretenden Interflow in den Rekultivierungsschichten, oder die tiefgreifende Austrocknung bis in das Haldenmaterial hinein, wurde mit den langjährigen Versuchen belegt. Der Wasser- und Gashaushalt konnte auf der Grundlage des gewonnenen Prozeßverständnisses beschrieben und mittels Wasserhaushaltsmodelle vollständig quantifiziert werden:

- Der *Oberflächenabfluß* ( $A_o$ ) auf dem 6–15 % geneigten Versuchshang ist nach Aufwuchs der Grasvegetation niedrig und liegt bei 2–9 %. Der  $A_o$  nimmt im Untersuchungszeitraum zu Gunsten des oberflächennahen hypodermischen Abflusses ( $A_i$ ) ab, bedingt durch die beginnende Gefügeentwicklung an der Bodenoberfläche. In

<sup>1</sup>Wismut GmbH, Chemnitz;  
u.hoepfner@wismut.de

<sup>2</sup>Ruhr-Universität Bochum;  
zepp@geographie.ruhr-uni-bochum.de

Abdeckungen mit stark verdichteten Rekultivierungsschichtlagen kommt es am Hangfuß zum Wiederaustritt von  $A_i$  (Return-flow).

- Der gemessene *hypodermische Abfluß* ( $A_i$ ) ist in dem Zweischichtsystem unerwartet niedrig (11 %), in den Einschichtsystemen unerwartet hoch (11-21 %). In der Zweischichtabdeckung führt die niedrige Dränkapazität der hoch verdichteten Rekultivierungsschicht zu dem geringen Dränabfluß über der Dichtungsschicht, in den Einschichtabdeckungen die sehr niedrige hydraulische Durchlässigkeit des Haldenmaterials ( $1,4-3,5 \cdot 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ ) zu dem beobachteten  $A_i$ .
- Die *Sickerung* ( $A_u$ ) in das abzudeckende Haldenmaterial wurde aus den kalibrierten/validierten HYDRUS\_2D-Simulationen bestimmt, da die Lysimetermessungen große Unsicherheiten in der Abgrenzung des Einzugsgebietes aufwiesen. Die Höhe des  $A_i$  hat wesentlichen Einfluß auf die Sickerung, so daß die Zweischichtabdeckung aufgrund der ungünstigen niedrigen Dränkapazität der Rekultivierungsschicht eine hohe Tiefensickerung von 14 % aufweist, für die Einschichtabdeckungen aufgrund der höheren Dränkapazität der Rekultivierungsschicht jedoch niedrige Sickerraten von 4-10 % ausgewiesen werden.
- Ein unerwartetes Ergebnis lieferten die Szenarienrechnungen zur Vegetationsentwicklung eines Kiefernwaldes. Trotz in hohem Maße abweichenden Annahmen zur Verdunstung und Durchwurzelung wird eine nahezu *unveränderte Sickerrate* prognostiziert. Ursache hierfür sind die nahezu übereinstimmenden Gesamtentzüge aus der Abdeckung, auch wenn sich die Verdunstung im Fall des Kiefernwaldes in einen Transpirations- und Interzeptionsanteil aufspaltet. Der Anteil des tiefen  $A_u$  wird vom Energiedargebot und vom Energieumsatz ( $ET_P-ET_A$ -Verhältnis) sowie der Abflußanteile untereinander gesteuert.

Daraus wird deutlich, daß die Wirkungsweise der Testabdeckungen zu einem großen Teil von der Dichtungs- und Dränwirkung des Haldenmaterials sowie der Rekultivierungsschicht bestimmt wird – und damit der Wasserhaushalt nicht alleine vom Speicher- und Verdunstungsprinzip. Zur Abschätzung der hydraulischen Wirkung eines alternativen Ansatzes ohne dichtende Effekte des Haldenmaterials wurden Szenarien gebildet, in denen die hydraulische Leitfähigkeit des Haldenmaterial um den Faktor 10 erhöht wurde. Dieses führt

erwartungsgemäß zur Verschiebung des  $A_i : A_u$ -Verhältnisses und damit zu hohen Sickerraten.

Mit den vorliegenden Ergebnissen kann die Anwendung des alternativen Ansatzes des *Speicher- und Verdunstungskonzept* zur Oberflächenabdeckung bewertet werden. Sowohl die Feld- als auch die Simulationsergebnisse zeigen, daß es an der Unterkante der drei Testabdeckungen im Untersuchungszeitraum zu länger anhaltender Abflußbildung kam. Insbesondere auf den Einschichtabdeckungen erfolgte die Speicherauffüllung der Rekultivierungsschicht schon früh in den Herbstmonaten, so daß schon die ersten größeren Winterniederschläge zur unmittelbaren Abflußbildung führten. In den Sommermonaten ist dagegen die Speicherwirkung ausreichend, um auch sehr große Infiltrationsmengen aufzunehmen.

Daß diese Abflußbildung an der Unterkante der Abdeckung nur teilweise in das abzudeckende Substrat einsickert, beruht auf dem zusätzlichen Dichtungseffekt hoch verdichteter Lagen der Rekultivierungsschicht, des Haldenmaterials bzw. der Dichtungsschicht in der Zweischichtabdeckung. Eine nur auf der Wirkung des *Speicher- und Verdunstungskonzeptes* basierende Abdeckung würde zu wesentlich höheren Sickerraten in das Haldenmaterial führen. Für die drei untersuchten Abdeckungen liegt die Sickerrate einer Abdeckung, nur auf dem Speicher- und Verdunstungskonzept basierend, bei ca. 150-190 mm und damit bei 21-26 % des Niederschlages. Auch unter den trockenen Bedingungen des prognostizierten Klimawandels (GLOWA-Szenario für Ostthüringen) bleiben die Sickerraten des reinen Speicher- und Verdunstungskonzeptes mit > 100 mm hoch.

Als Fazit muß deshalb konstatiert werden, daß weder unter den derzeitigen, noch unter den prognostizierten hydrometeorologischen Bedingungen dieser Ansatz Sickerraten erwarten läßt, die in der Größenordnung einer Standard-Dreischichtabdeckung für diesen Standort liegen. Wird auf dichtende Elemente verzichtet, oder versagen diese, so liegt die Sickerung in das Haldenmaterial um den Faktor 3-4 oberhalb der Werte einer Standarddichtung.

Die standortbezogene hydraulische Anforderung, mit einer zulässigen Sickerung in das Haldenmaterial von 10-20 % des Niederschlages, wird durch alle drei Abdeckungen unter rezenten Verhältnissen des Einbauzustandes erreicht.

# Einfluss mobiler Sorbenten auf die Freisetzung polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe: Ergebnisse aus Säulen- und Lysimeterexperimenten

S. Jann, K.U. Totsche und I. Kögel-Knabner

## Einleitung

Die Freisetzung und der Transport von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) werden durch mobile Sorbenten, wie z.B. gelöster und kolloidaler organischer Kohlenstoff, anorganische Kolloide und suspendierte Partikel, beeinflusst. Die Mobilisierung und die Verlagerung von partikelgebundenen PAK an kontaminierten Standorten resultiert in einer Umverteilung der Schadstoffe innerhalb der ungesättigten Zone und kann auch das Grundwasser erreichen. Eine verlässliche Gefährdungsabschätzung setzt daher eine quantitative Beurteilung des Einflusses mobiler Sorbenten auf die Freisetzung und Verlagerung von Schadstoffen voraus. Wir untersuchen die Freisetzung von PAK, DOC und Kolloiden/Partikeln bis zu einer Größe von 200 µm aus einem kontaminierten, kiesigen Substrat anhand gesättigter Säulenexperimente und mit Lysimetern unter natürlichen Bedingungen. Für die Säulenexperimente wurde ein spezielles experimentelles Design angewendet, welches zwei Säulen mit unterschiedlicher Fließgeschwindigkeit und mehrere Flussunterbrechungen umfasst, um mögliche kinetische Limitierungen erfassen zu können.

## Material und Methoden

Die Säulenversuche wurden mit einem speziellen Experimentdesign zur Detektion von Ungleichgewichtsbedingungen durchgeführt (Wehrer & Totsche 2003, 2005). Dazu wurden zwei Säulen mit kontaminiertem Material befüllt und unter verschiedenen Fließgeschwindigkeiten perkoliert. Zudem wurden zwei Flussunterbrechungen von unterschiedlicher Dauer durchgeführt. Die Untersuchungen im Gelände wurden anhand von drei Sickerwasserlysimeter auf einem mit Teerölphasen kontaminierten Altlastenstandort durchgeführt. Ein Lysimeter (Lysimeter 3) wurde mit Bodenmaterial samt Teerölphase befüllt. Die Analyse der Perkolate und der Sickerwasserproben umfasste die Bestimmung der 16 EPA PAK in der flüssigen (<0,7 µm), wie auch in der festen Phase (0,7-200 µm), des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC), des pH, der elektrischen Leitfähigkeit und der Trübe.

Lehrstuhl für Bodenkunde  
Wissenschaftszentrum Weihenstephan  
für Ernährung, Landnutzung und Umwelt  
Technische Universität München  
85350 Freising-Weihenstephan

## Ergebnisse und Diskussion

Die Säulenexperimente zeigten anhand des Einflusses von Fließgeschwindigkeit und Dauer der Flussunterbrechungen eine stark ratenlimitierte Freisetzung von DOC (Abb. 1) und von PAK im Filtrat (Fraktion <0,7 µm) (Abb. 2).

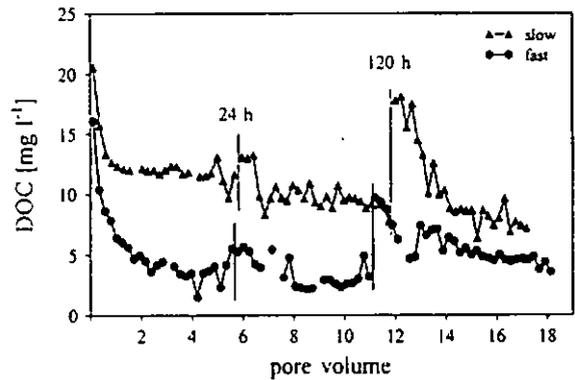


Abb. 1: DOC-Konzentrationen in den Säuleneffluenten

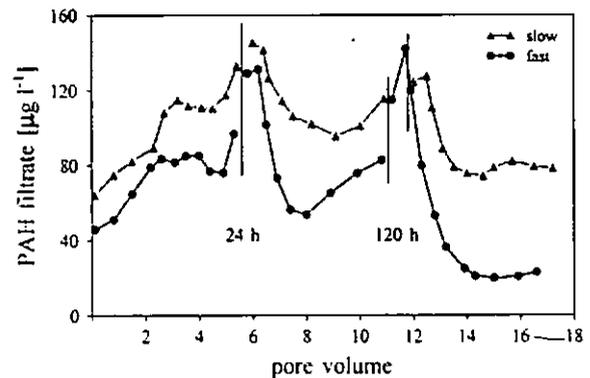


Abb. 2: PAK im Filtrat (<0,7 µm) der Säuleneffluenten

Die beobachteten PAK-Konzentrationen im Filtrat wichen stark von den nach dem Raoult'schen Gesetz errechneten Konzentrationen ab (Abb. 3).

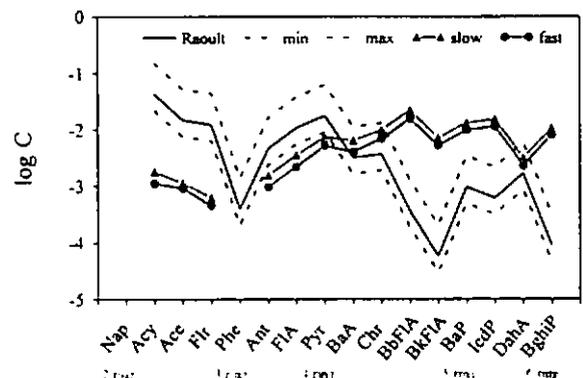


Abb. 3: Vergleich der PAK-Konzentrationen im Filtrat zu den nach Raoult errechneten Konzentrationen

Die Freisetzung von Partikeln und partikelgebundenen PAK (0,7-200 µm) wurde vom First Flush, von der Fließgeschwindigkeit und auch von einer ratenlimitierten Freisetzung gesteuert (Abb. 4). Der Gesamtaustrag von PAK aus den Bodensäulen wurde durch die Fraktion <0,7 µm dominiert. Bei der geringeren Fließgeschwindigkeit wurden zwei Drittel des Gesamtaustrages (67%) in dieser Fraktion ausgetragen. Für die höhere Fließgeschwindigkeit lag dieser Anteil nur noch bei 58%.

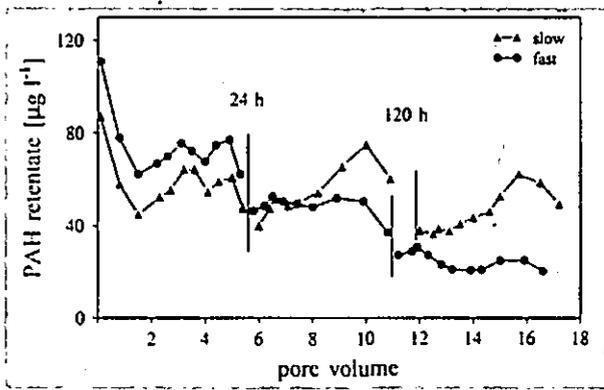


Abb. 4: PAK im Retentat (>0,7 µm) der Säuleneffluente

Die übereinstimmenden PAK-Muster im Filtrat, im Retentat und des Bodenmaterials legen den Schluss nahe, dass der Transport von PAK hauptsächlich in Form von kleinen Teeröltröpfchen oder -fragmenten stattfindet (Abb. 5) (Totsche et al. 2005).

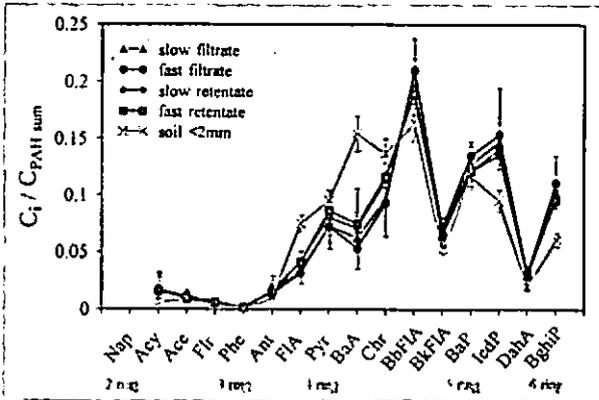


Abb. 5: PAK-Muster im Säulenmaterial, im Filtrat und Retentat beider Säulen

Die Ergebnisse der Lysimeter zeigen, dass lange Trockenperioden gefolgt von Starkregenereignissen oder Schneeschmelzen die Freisetzung von Kolloiden/Partikeln (0,7-200 µm) begünstigen (Abb. 6a).

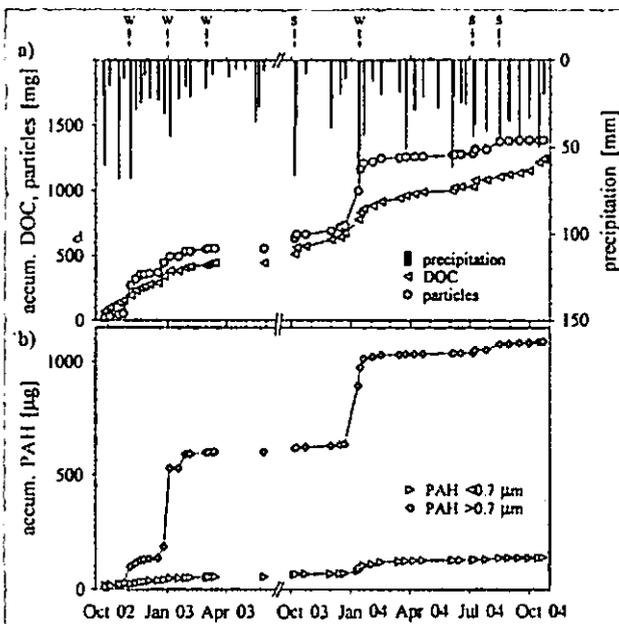


Abb. 6: kumulative Austräge aus Lysimeter 3

Im Gegensatz zu den Säulenexperimenten dominierte unter Feldbedingungen die Fraktion 0,7-200 µm den

PAK-Austrag (Abb. 6b). Maximale PAK-Mengen wurden jeweils im Winter ausgetragen. Durch den Wechsel von Gefrieren und Auftauen und der damit verbundenen mechanischen Belastung des Boden- bzw. PAK-Quellmaterials kam es zur Bildung und Freisetzung von Partikeln und partikelgebundenen PAK, die durch darauf folgende Regenereignisse oder Schmelzsickerwässer ausgewaschen wurden.

Die starke Korrelation zwischen der Freisetzung von DOC und PAK in der Fraktion <0,7 µm ( $r^2 = 0,999$ ;  $P = 0,005$ ) deutet auf einen erheblichen Einfluss von DOC auf die Freisetzung von PAK hin. Der Transport in Form gelöster PAK-Moleküle scheint vernachlässigbar unter den beobachteten Bedingungen (Abb. 7) (Jann et al. 2005).

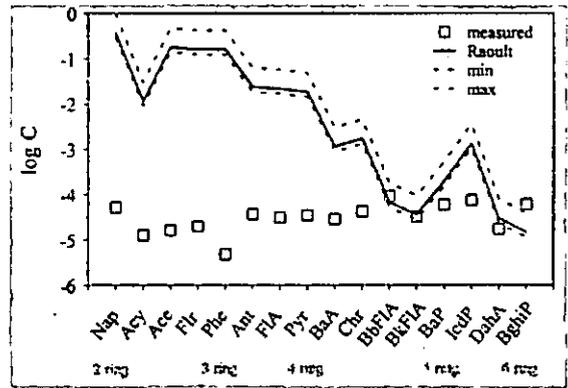


Abb. 7: Vergleich der PAK-Konzentrationen im Filtrat zu den nach Raoult errechneten Konzentrationen

Der PAK-Austrag aus dem untersuchten Bodenmaterial ist stark an die Bildung und Mobilität von Kolloiden und suspendierten Partikeln gebunden und sollte daher bei der Bewertung des Stoffaustrages mit dem Sickerwasser innerhalb der Beurteilung kontaminierter Standorte in Betracht gezogen werden.

**Danksagung**

Wir danken Bärbel Angres, Claudia Guggenberger und Klaus-Holger Knorr für die Unterstützung bei den Experimenten und dem Bayerischen Staatsministerium für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz für die finanzielle Unterstützung.

**Literatur**

Jann, S., Totsche, K.U., Kögel-Knabner, I. (2005): Single event driven export of PAH, DOC and particles from a contaminated gravelly soil under natural conditions, *Vadose Zone Journal*, in preparation.

Totsche, K.U., Jann, S., Kögel-Knabner, I. (2005): Release of PAH, DOC and suspended matter from disturbed NAPL-contaminated gravelly soil material. *Vadose Zone Journal*, in press.

Wehrer, M. & Totsche, K. U. (2003): Detection of non-equilibrium in soil columns: Delineation of experimental conditions by numerical simulations. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 166(4), 475-483.

Wehrer, M. & Totsche, K.U. (2005): Determination of effective release rates of polycyclic aromatic hydrocarbons and dissolved organic carbon from column outflow experiments. *European Journal of Soil Science*, in press.

## Stoffaustrag aus gedränten landwirtschaftlichen Nutzflächen

Petra Kahle<sup>1</sup>, Bärbel Tiemeyer & Bernd Lennartz

### Abstract

Zur Evaluierung der Dränung als Quelle des Stoffeintrages in Fließgewässer wurden über eine vierjährige Untersuchungsperiode quantitative (Abflüsse) und qualitative (Stoffkonzentrationen) hydrologische Parameter auf der Feldskala geprüft und Stofffrachten abgeleitet. Festgestellt wurden hohe Konzentrationen an Nitrat-Stickstoff in Kombination mit hohen Abflüssen. Auch das Austragsverhalten der übrigen geprüften Stoffe war stark abflussbestimmt und im Winterhalbjahr (November-April) generell höher als im Sommerhalbjahr (Mai-Oktober). Die Untersuchungen belegen den Stellenwert der Dränung als Quelle des Stoffeintrages und deren Einfluss auf die Gewässergüte.

### 1. Einleitung

Ausgehend von der hohen und nicht tolerierbaren Stoffbelastung vieler Fließgewässer (WASSERBLICK, 2005) fordert die Wasserrahmenrichtlinie eine Analyse der Merkmale von Flussgebietseinheiten und eine Überprüfung der Auswirkungen menschlicher Tätigkeit auf den Gewässerzustand. Die Dränung als eine solche anthropogene Maßnahme bewirkt eine Verkürzung der Aufenthaltsdauer des Sickerwassers in der biologisch aktiven Bodenzone und geht mit einer direkten Belastung der Fließgewässer einher. Im landwirtschaftlich geprägten Tiefland Mecklenburg-Vorpommerns ist bedingt durch Geogenese, Pedogenese und Klima sowie meliorative Aktivitäten in der Vergangenheit von einem vergleichsweise hohen Anteil gedränter Fläche auszugehen (BEHRENDT et al., 2000). Emissionsschätzungen zum Stickstoff-Eintrag in die Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns betrachten die Dränung als dominierenden Pfad und beziffern deren Anteil mit 47 % (BEHRENDT & BACHOR, 1998). Außerdem können präferenzielle Fließbedingungen den Durchgang von Wasser und Stoffen durch die ungesättigte Zone zusätzlich beschleunigen (LENNARTZ et al., 1999). Abgesehen von Abschätzungen in verschiedenen Flussgebieten Deutschlands und darüber hinaus (BEHRENDT et al., 2000) existiert derzeit keine ausreichende Datenbasis zur Frage des Stoffaustrages über Dränung. Es mangelt insbesondere an mehrjäh-

rigen Daten auf der Feldskala in hoher zeitlicher Auflösung, wie sie für die Prozessidentifikation und für Modellberechnungen erforderlich sind.

Ziel der Untersuchung ist es daher, die Dynamik der Stoffkonzentration im Dränwasser zu verfolgen und die Austragsmuster abzuklären.

### 2. Material und Methoden

#### 2.1 Versuchsstandort

In der Nähe der Ortschaft Dummerstorf (15 km südöstlich von Rostock, Mecklenburg-Vorpommern) wurde mit Beginn des hydrologischen Jahres 2001/02 ein Messprogramm gestartet. Der Versuchsstandort befindet sich im agrarisch geprägten Einzugsgebiet der Zarnow (76 % landwirtschaftliche Nutzung), einem Nebenfluss der Warnow. Beide Flüsse weisen deutliche bis erhöhte Belastungen mit Nitrat auf. Untersuchungsgegenstand ist eine Dränfläche von 4,2 ha Größe, gelegen inmitten einer konventionell bewirtschafteten, systematisch gedränten Ackerfläche mit der Fruchtfolge Winterweizen, Zuckerrüben, Silomais und Winterweizen und N-Salden aus der Flächenbilanz von 71 bis 95 kg ha<sup>-1</sup> (2002 bis 2004). Die klimatischen Bedingungen sind durch Jahresdurchschnittstemperaturen von 8,2 °C, mittlere Jahresniederschlagsmengen von 665 mm und eine potenzielle Verdunstung nach Turc Wendling von 561 mm charakterisiert. Auf den jungpleistozänen Sanden und Lehmen herrschen die Bodentypen Gley, Pseudogley und Haftnässepseudogley vor.

#### 2.2 Messprogramm

Die Datenakquise beinhaltet zeitlich hoch aufgelöste Durchflüsse und Klimadaten (15 Min.-Intervall) sowie Grundwasserstände, Bodenkartierung und Bewirtschaftungsangaben.

Das Dränwasser wird automatisch als Mischprobe in täglicher (Ablussperiode) bzw. wöchentlicher Auflösung (abflussarme Zeit) gewonnen. Die laboranalytische Untersuchung der Wasserproben erfolgt mittels Ionenchromatographie und umfasst NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> und Mg<sup>2+</sup>.

### 3. Ergebnisse

Im Untersuchungszeitraum 2001/02 bis 2004/05 zeigt sich ein dynamisches und an die Niederschlagstätigkeit gekoppeltes Abflussgeschehen. Dabei dominieren die Abflüsse des Winterhalbjahres den Gesamt-abfluss mit 91 % (2001/02) bis 97 % (2002/03) (Tab. 1) eindeutig.

Die Nitratkonzentrationen variieren im Größenbereich von 2 bis 126 mg l<sup>-1</sup>, deren 90. Perzentil beträgt 83 mg l<sup>-1</sup> und übertrifft den Zielwert der chemischen Güteklassifikation (Klasse II - 11 mg l<sup>-1</sup>, LAWA, 1998) und den Trinkwassergrenzwert von 50 mg l<sup>-1</sup>.

<sup>1</sup>Institut für Landnutzung, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Universität Rostock, Justus-von-Liebig-Weg 6, 18051 Rostock  
E-mail: petra.kahle@uni-rostock.de

Tab. 1: Niederschläge und Abflüsse im Messzeitraum

Jahr	Niederschlag [mm]		Abfluss [mm]		
	Σ	Nov.-April	Σ	Nov.-April	Mal.-Okt.
2001/02	611	240	371	230	209
2002/03	424	124	300	59	59
2003/04	575	218	357	92	87
2004/05	-	223	-	-	107

(\*zum Berichtszeitpunkt noch nicht abgeschlossen)

Bei Chlorid und Sulfat zeigen sich günstigere Verhältnisse, belegt durch 90. Perzentile von 47 mg l<sup>-1</sup> bzw. 93 mg l<sup>-1</sup>, die einer sehr geringen bzw. mäßigen Belastung nach LAWA (1998) entsprechen. Die Summe der basisch wirksamen Kationen wird von Calcium eindeutig dominiert (77 %), erklärlich aus geogenen (glazigene Substrate) und anthropogenen (Düngungspraxis) Ursachen. Die mit 0 bis 8 mg l<sup>-1</sup> vergleichsweise geringen K<sup>+</sup>-Konzentrationen sind durch das Sorptionsvermögen der Tonfraktion bedingt.

Die Nitratkonzentrationen sind stark durchflussbestimmt. Ausdruck dafür ist die lineare Abhängigkeit zwischen Nitratkonzentration und Abfluss (r=0,78) in 2003/04, die als Indiz für eine starke Nährstoffanreicherung im Boden zu werten ist. Die Konzentrationen der übrigen Ionen sind weniger deutlich durch das Abflussgeschehen determiniert und lassen teilweise Verdünnungseffekte im Verlauf von Abflussereignissen erkennen.

Die jährlich ausgetragenen Nitrat-N-Frachten variieren im Größenbereich von 2 bis 33 kg ha<sup>-1</sup> und bestätigen einen überproportional starken Anstieg der Fracht bei Abflussereignissen (Abb. 1). Auch bei den übrigen Ionen erhöht sich die Fracht in Abhängigkeit vom Abfluss.

Bei der Interpretation ist die normale bis defizitäre

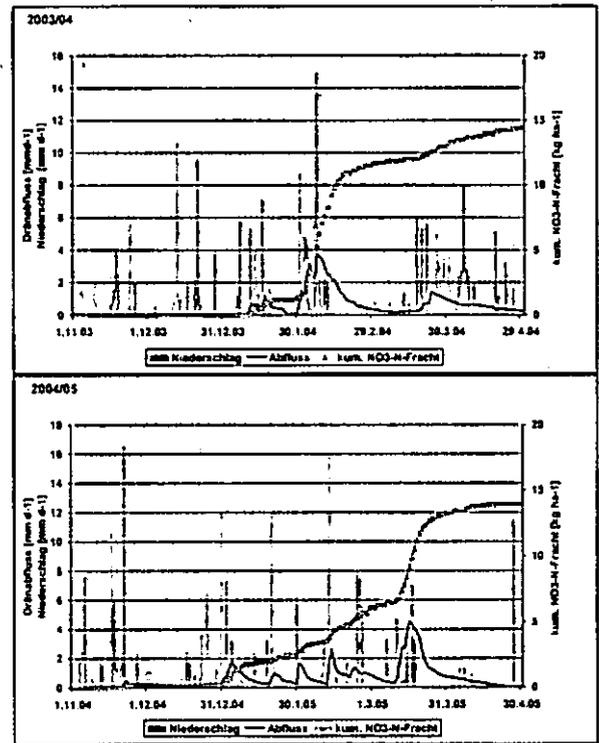


Abb. 1: Niederschlag, Abfluss und kumulativer Nitrat-N-Austrag während verschiedener Abflussperioden (November-April)

Niederschlagstätigkeit im bisherigen Prüfzeitraum zu beachten. Niederschlagsreichere Jahre lassen höhere Exportraten erwarten.

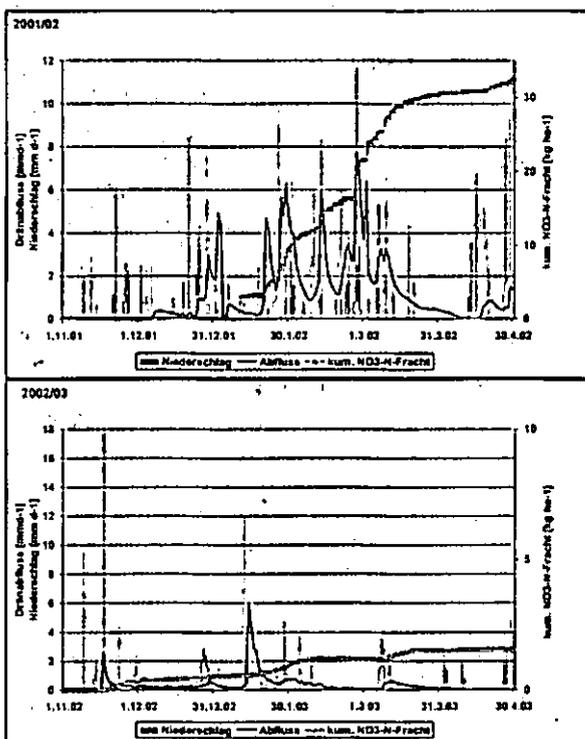
#### 4. Schlussfolgerungen

Aus den bisherigen Untersuchungen geht hervor, dass das komplex angelegte Monitoring geeignet ist, vorhandene Datenlücken zur Frage des Stoffaustrags über Dränung zu schließen und Umweltauswirkungen realitätsnah abzuschätzen.

Das gleichzeitige Auftreten hoher Nitratkonzentrationen im Dränwasser und hoher Abflusspeaks ist als Indiz für Nährstoffakkumulationen im Boden zu werten und lässt, selbst bei Einhaltung der Vorgaben der guten fachlichen Praxis, auch in den Folgejahren eine Beeinflussung der Güte angrenzender Oberflächengewässer erwarten.

#### Literatur

WASSERBLICK 2005: [www.wasserblick.net](http://www.wasserblick.net) (01.09.2005).  
 BEHRENDT, H. ; HUBER, P.; KORNMILCH, M.; OPFITZ, D.; SCHMOLL, O.; SCHOLZ, G. 2000: Nährstoffemissionen und -frachten in den Flussgebieten Deutschlands und ihre Veränderung .In: UBA-Texte29/00. ISSN 0722-186X, 6-28.  
 BEHRENDT, H. & A. BACHOR, 1998: Point and diffuse load of nutrients to the Baltic Sea by river basins of North East Germany (Mecklenburg-Vorpommern). Wat. Sci. Tech. 38 (10): 147-155.  
 LAWA (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland-Chemische Gewässergüteklassifikation. (Hrsg.): Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.  
 LENNARTZ, B., MICHAELSEN, J., WICHTMANN, W. & P. WIDMOSER, 1999: Time variance analysis of preferential solute movement at a tile-drained field site. Soil Sci. Soc. Am. J. 63: 39-47.



## Optimierung von Verfahren zur Untersuchung mobilisierbarer Schadstoffe in Böden und Abfallstoffen

U. Kalbe, W. Berger, J. Eckardt

### Einleitung

Die Bestimmung des mobilisierbaren Anteils von Schadstoffen in Böden und Abfallstoffen ist von grundlegender Bedeutung für die zuverlässige Abschätzung des möglichen Ausmaßes des Schadstoffaustrages von kontaminierten Standorten mit dem Sickerwasser in das Grundwasser.

Die für die Gefahrenbeurteilung nach der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999) vorgesehene Sickerwasserprognose für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser kann auf der Grundlage verschiedener Vorgehensweisen durchgeführt werden. Neben in-situ-Untersuchungen direkt am Ort der Gefahrenbeurteilung und Modellberechnungen des Schadstoffeintrages in das Grundwasser kommen Materialuntersuchungen im Labor (z.B. Säulen- und Batchversuche) zur Ermittlung der Quellstärke in Betracht. Im Rahmen des vom BMBF geförderten Forschungsverbundvorhabens „Sickerwasserprognose“ wurden von mehreren Projektnehmern unterschiedliche Batch- und Säulenversuche zur Quellstärkeermittlung eingesetzt. Um Aussagen zur Reproduzierbarkeit dieser Methoden zu erhalten, wurden auf der Basis von drei für das Verbundvorhaben durch die BAM hergestellten Referenzmaterialien (RM) Laborvergleichsuntersuchungen durchgeführt, wobei in diesem Beitrag spezielles Augenmerk auf Säulenversuche gelegt wurde.

### Material und Methoden

Bei den verwendeten RM handelte es sich um einen Boden mit dem Schadstoffspektrum einer Teerwerkstillast (Korngröße < 2 mm), einen Bauschutt mit PAK-Kontamination und Gips-Anteilen (Korngröße < 4 mm) sowie eine Müllverbrennungssasche (HMVA) mit relevanten Cu- und Cr-Gehalten (Korngröße < 4 mm). Es wurden Batchversuche mit unterschiedlichen Flüssigkeits-/Feststoffverhältnissen (L/S=2 l/kg bzw. 10 l/kg in Anlehnung an DIN EN 12457-1: 01.03, ISO/DIS 21268-1: 06.04, DIN EN 12457-2: 01.03, ISO/DIS 21268-2: 06.04 und DIN 38414-4:19.84), modifizierte Bodensättigungsextrakte - MBSE (in Anlehnung an BBodSchV) und Säulenperkolationsversuche im Aufwärtsstrom (in Anlehnung an DIN V 19736: 10.98 (zurückgezogen), DIN CEN/TS 14405: 09.04, ISO/DIS 21268-3: 09.04 und Merkblatt LUA NRW Nr. 20) durchgeführt.

Insgesamt nahmen 9 Laboratorien an den unterschiedlichen Laborvergleichsuntersuchungen teil.

Bei den Säulenversuchen wurde auch die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse von Begleitparametern (DOC-Gehalt, pH-Wert, Leitfähigkeit, Trübung) in die Bewertung einbezogen.

Auf der Grundlage eigener Voruntersuchungen wurden bestehende Verfahrensvorschriften für die Laborvergleichsuntersuchungen teilweise modifiziert.

Die Batch-Versuche wurden im Wesentlichen entsprechend den o.g. Normen durchgeführt. Die Herstellung des Bodensättigungsextraktes wurde dahingehend modifiziert, dass eine einheitliche Wasserzugabe (in 2 Schritten der Gleichgewichtseinstellung von je 24 h) vorgeschrieben wurde, so dass sich ein L/S-Verhältnis von 0,25 kg/l ergab.

Bei der Vorschrift für die Säulenversuche wurde der Schwerpunkt auf Festlegungen zur Kontaktzeit (einheitliche Kontaktzeit von 15 bis 17 h je nach Material) gelegt, so dass sich daraus verschiedene Fließgeschwindigkeiten ergaben. Damit wurde eine weitgehende Vergleichbarkeit der Versuchsbedingungen unterschiedlicher Laboratorien auch bei verschiedenen Säulendimensionen ermöglicht. Die Säulen wurden mit trockenem Probenmaterial in Anlehnung an DIN CEN/TS 14405: 09.04 gepackt. Vor dem Versuchsstart erfolgte ein schnelles Aufsättigen der Säulen mit einer höheren Fließgeschwindigkeit. Die Säulenperkolate wurden weder filtriert noch zentrifugiert. Zur Verringerung mikrobiellen Abbaus wurde mit einem Zusatz an Na-Azid zum Elutionsmittel (demineralisiertes, entgastes Wasser) gearbeitet.

Die Abmessungen der Säulenversuchseinrichtungen der Teilnehmer reichten von 40 bis 90 mm Innendurchmesser und 12 bis 30 cm Füllhöhe der Säulen, wodurch sich eingesetzte Probemengen von ca. 0,5 bis 3 kg und verwendete Fließgeschwindigkeiten von 0,11 bis 0,5 ml/min ergaben.

Die Auswertung der Laborvergleichsuntersuchungen erfolgte mit der Software *ProLab* (Quo Data GmbH, Dresden) entsprechend ISO 5725-2:2002-12 bzw. DIN 38402-45:2003-09. Die Ergebnisse der Säulenversuche wurden graphisch ausgewertet.

### Ergebnisse

Bei den Methoden zur Ermittlung von Schwermetallen und Anionen (Batch-Tests, MBSE) wurden zu meist akzeptable Reproduzierbarkeiten gefunden.

Im Gegensatz dazu traten bei den Batch-Versuchen zur Elution von PAK größere Differenzen auf. Diese werden auf nachfolgende Probenvorbereitungsschritte für die Analytik insbesondere auf den Filtrations-schritt zurückgeführt.

Für die Laborvergleichsuntersuchungen auf der Grundlage von Säulenversuchen konnten gute Reproduzierbarkeiten von den verschiedenen Laboratorien (Labor C1 bis C6) erzielt werden. Als ein Beispiel für die Beleitparameter zeigt Abb. 1 die sehr gute Übereinstimmung der ermittelten DOC-Gehalte in den Perkolaten für das RM Bauschutt.

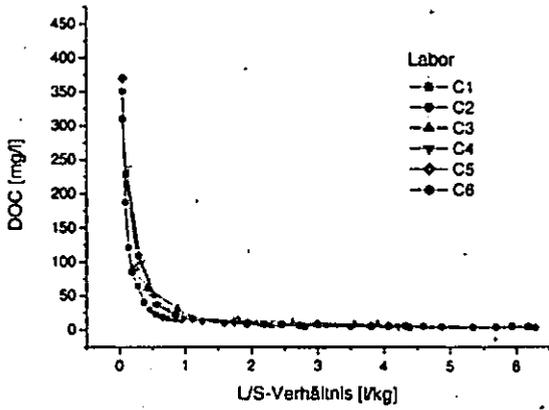


Abb. 1: Laborvergleichsuntersuchungen Säulenversuche – DOC-Gehalt im RM Bauschutt

In Abbildung 2 ist am Beispiel der Cr-Konzentration für das RM HMVA die gute Reproduzierbarkeit bei der Ermittlung anorganischer Parameter dargestellt. Die daraus berechnete kumulative Freisetzung von Cr enthält Abbildung 3. Die ebenfalls gute Reproduzierbarkeit der Ermittlung von Anionen im Säulenperkolat wird am Beispiel der Sulfat-Freisetzung aus dem RM Bauschutt in Abbildung 4 gezeigt.

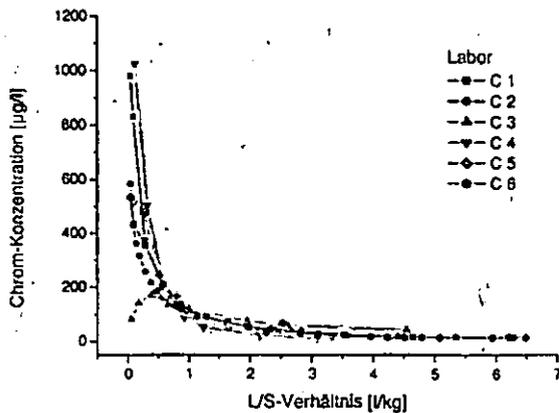


Abb. 2: Laborvergleichsuntersuchungen Säulenversuche – Cr-Konzentration im RM HMVA

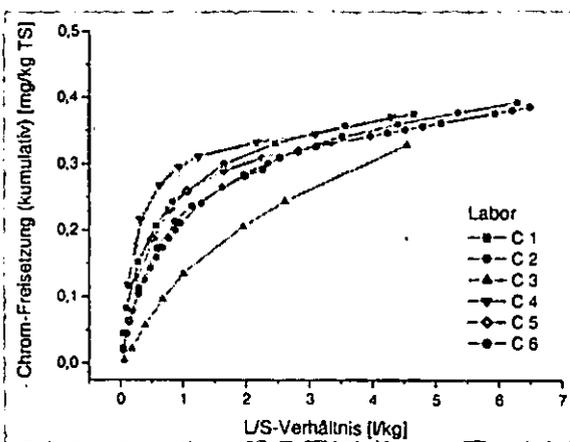


Abb. 3: Laborvergleichsuntersuchungen Säulenversuche – Cr-Freisetzung aus dem RM HMVA

Auch für die Elution von PAK konnten im Gegensatz zu den Batch-Tests reproduzierbare Ergebnisse mit den Säulenversuchen durch die verschiedenen Laboratorien nachgewiesen werden. Dies ist am Beispiel des RM Boden in Abbildung 5 dargestellt.

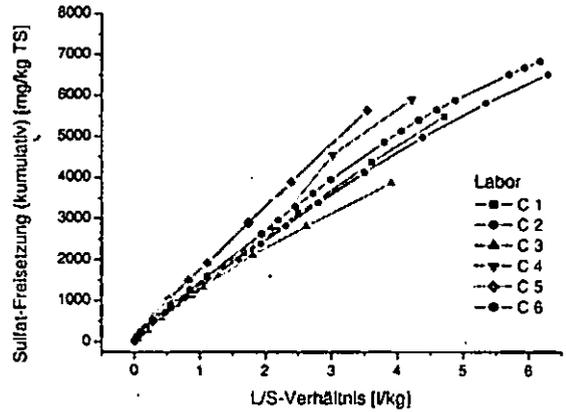


Abb. 4: Laborvergleichsuntersuchungen Säulenversuche – Sulfat-Freisetzung aus dem RM Bauschutt

Die Abbildung verdeutlicht gleichzeitig die sehr gute Übereinstimmung der zwei Parallelversuche (z.B. C1 a und C1 b) innerhalb der einzelnen Laboratorien.

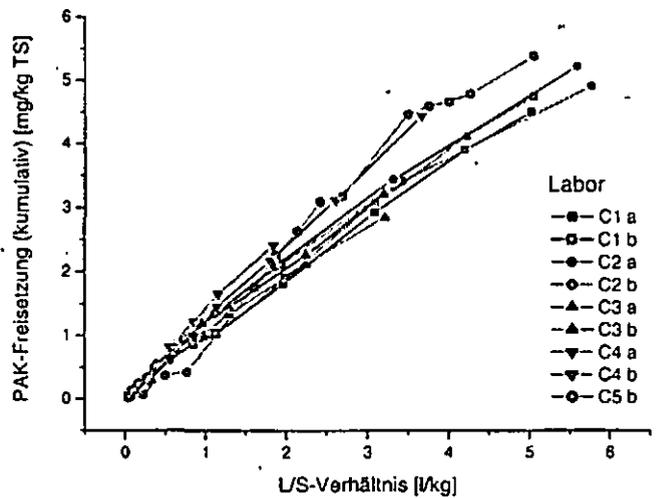


Abb. 5: Laborvergleichsuntersuchungen Säulenversuche – PAK-Freisetzung aus dem RM Boden (Summe PAK)

### Schlussfolgerungen

Während Batch- und Extraktionstests für anorganische Parameter vertretbare Reproduzierbarkeiten lieferten, war dies für PAK problematisch. Offensichtlich sind große Streuungen der ermittelten Konzentrationen auf nachfolgende Probenvorbereitungsschritte insbesondere auf die Filtration zurückzuführen. Hier sollte eine weitere Verbesserung der Vorschriften vorgenommen werden.

Vergleichende Säulenperkolationsversuche ließen eine gute Übereinstimmung der Ergebnisse sowohl für anorganische als auch für organische Parameter trotz unterschiedlicher Säulendimensionen der Teilnehmer erkennen. Dies lässt die Schlussfolgerung zu, dass bei Vorgabe einer einheitlichen Kontaktzeit reproduzierbare Ergebnisse zu erzielen sind. Säulenversuche können bei entsprechenden Festlegungen als Instrument für die Quellstärkeermittlung im Rahmen einer Sickerwasserprognose unter Berücksichtigung der Kinetik der Freisetzung von Schadstoffen geeignet sein.

# Quellstärkeermittlung bei der Sickerwasserprognose:

## Ein kritisches Review

Martin Kaupenjohann<sup>1</sup> und Friederike Lang<sup>1</sup>

Die Sickerwasserprognose als Instrument zur Abschätzung der von kontaminierten Böden zu erwartenden Schadstoffeinträge in das Grundwasser soll in zwei Schritten durchgeführt werden: (i) Ermittlung der Quellstärke und (ii) Transportprognose. Danach dient die Quellstärke als Startwert der Konzentration für die Transportprognose. Zu ihrer experimentellen Bestimmung im Labor werden verschiedene Methoden vorgeschlagen und im Rahmen des BMBF-Vorhabens zur Sickerwasserprognose geprüft, die vom klassischen Sättigungsextrakt bis hin zu Perkolationsverfahren mit natürlich gelagerten Bodenproben reichen. Gesucht wird dabei nach Methoden, die in der Lage sind, die aktuelle Konzentration in der Bodenlösung vorherzusagen.

Angesichts der hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität der chemischen Zusammensetzung von Bodenlösungen halten wir diese Suche nach DER Methode zur Abbildung der Bodenlösung allerdings für „eine chancenlose Jagd nach dem falschen Ziel“. Der Tatsache, dass der Boden in vielen Fällen als Ungleichgewichtssystem betrachtet werden muss, wird in gängigen Ansätzen nicht Rechnung getragen. Statt diesem auf dem Konzept „Naturnähe“ basierten Ansatz schlagen wir das Konzept „Mobilisierungspotenzial“ zur Abschätzung der von Bodenverunreinigungen ausgehenden Gefahren für das Grundwasser

vor. Zielgröße ist die Schadstoffnachlieferbarkeit aus der Festphase, die - wie es die Definition des Begriffes Quellstärke eigentlich fordert - sowohl mobilisierbare Menge als auch Mobilisierungskinetik berücksichtigt. Sie wird mittels Infinite-Sink Methoden im Batchexperiment auf einfache Weise erfasst. Die Methode ist für Schwermetalle erprobt worden.

Ausführlich dargestellt finden sich unsere Vorstellungen in unten angegebenen Schriften. Darin sind auch neue Vorschläge zum Vorgehen bei der Risikoabschätzung durch Bodenkontaminationen enthalten.

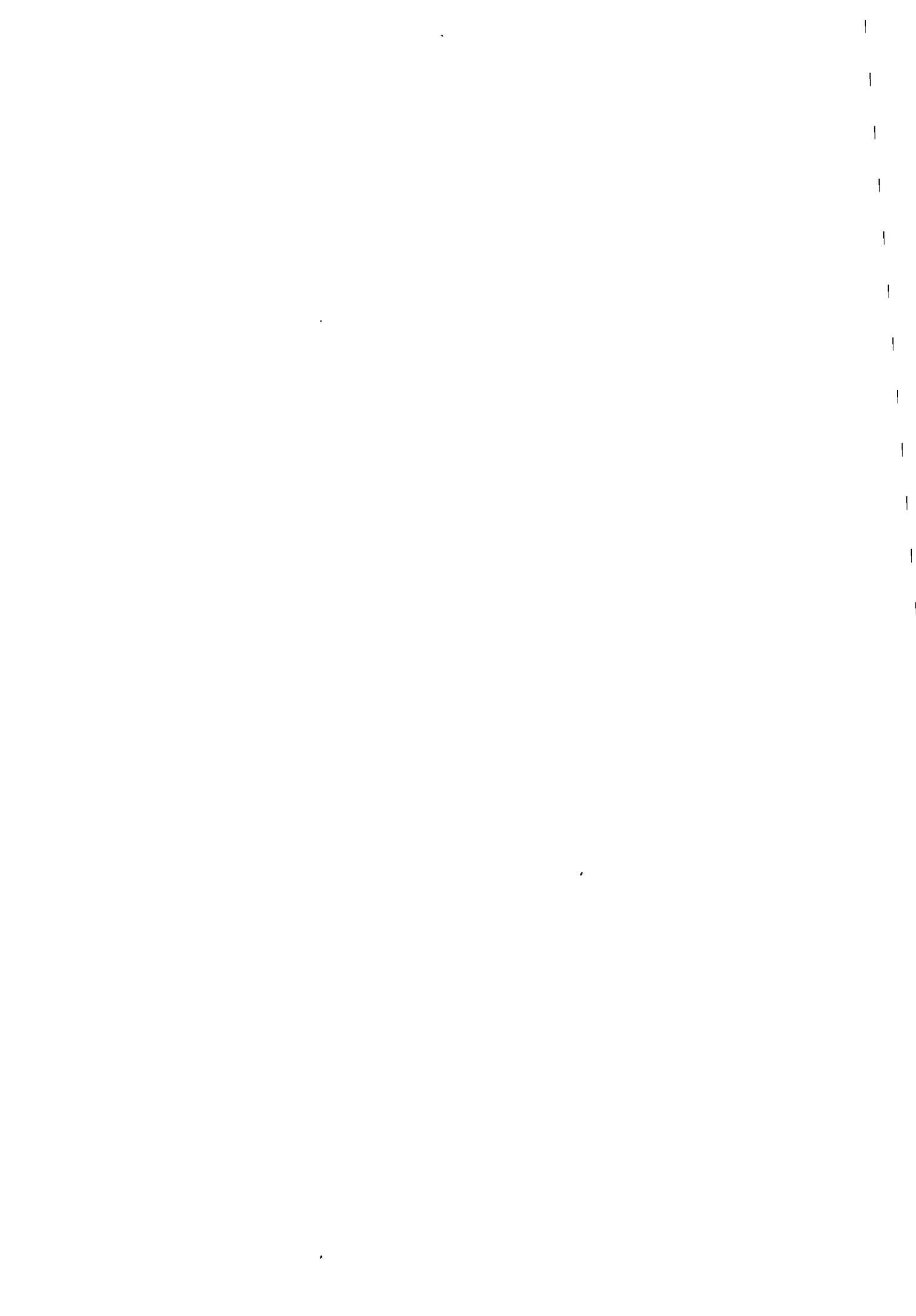
### Literatur

Lang, F. and M. Kaupenjohann (2003): Quellstärkeermittlung für die Sickerwasserprognose: Chancenlose Jagd nach dem falschen Ziel? *atlasten spektrum* 12:80-87.

Lang, F. and M. Kaupenjohann (2005): Methoden zur Quellstärkeermittlung: Bewertung häufig verwendeter Methoden und konzeptionelle Probleme. In: *Materialienband der „AG-Sickerwasserprognose“*. DWA, Hennef, Seite 10-19 (im Druck).

---

<sup>1</sup>Fachgebiet Bodenkunde, TU Berlin, Salzufer 11, 10587 Berlin; [Martin.Kaupenjohann@tu-berlin.de](mailto:Martin.Kaupenjohann@tu-berlin.de)



## Evaluierung eines Alternativverfahrens mit schnellwachsenden Baumarten zur Abdeckung von Deponien

Björn Koop\*, Petra Kahle und Bernd Lennartz

### 1. Einleitung

Zur Oberflächensicherung von Deponien und Altlasten ist der Einsatz vegetativer Oberflächenabdeckungen, so genannter „qualifizierter Abdeckungen“, eine kostengünstige Alternative zur Standardsicherung. Durch geeignete Substrat- und Pflanzmaterialien soll das Niederschlagswasser zurückgehalten und durch optimierte Verdunstungsleistungen der Vegetation eine Minimierung des Sickerwassers erzielt werden.

Aus der Literatur ist das hohe Biomasseleistungsvermögen schnellwachsender Baumarten (Pappeln und Weiden) aufgrund von Schnellwüchsigkeit, Transpirationsleistung und Schadstoffresistenz bekannt. Unzureichend ist hingegen die Datenlage zum Einsatz von Pappeln und Weiden auf qualifizierten Abdeckungen. Vor diesem Hintergrund war es das Ziel der vorliegenden Untersuchung, an ausgewählten Sorten einer etablierten Versuchsanlage in Mecklenburg-Vorpommern die Entwicklung des Blattflächenindex zu erfassen, die Messwerte in einen Modellansatz zur Berechnung des Bodenwasserhaushalts einzuspeisen und die Auswirkungen auf die Sickerwasserbildung exemplarisch für eine ehemalige Betriebsdeponie zu prüfen.

### 2. Material und Methoden

Der Blattflächenindex als Verhältnis aus Blattfläche der Vegetation zur Grundfläche in  $\text{m}^2/\text{m}^2$  (englisch: Leaf Area Index, kurz LAI) wurde an einer Versuchsanlage der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern am Standort Gülzow mit mehrjährigen Pappel- und Weidensorten/-klonen gemessen (jeweils 3 Pappel- und Weidensorten/-klonen). Die LAI-Messung erfolgte während der Vegetationsperiode 2004 (April-August) mittels des LAI 2000

Plant Canopy Analyser (Li-COR, Lincoln, Nebraska, USA; Li-COR, 1992). Dieser erfasst die von der Lichtmenge ober- und unterhalb des Pflanzenbestandes abhängige Lichttransmission. Zur Simulation des Bodenwasserhaushaltes für eine ehemalige Betriebsdeponie am Standort Schönberg (Mecklenburg-Vorpommern) wurde das Speichermodell SIMPEL (Hörmann, 1998) genutzt, das die Möglichkeit bietet, die LAI-Zeitreihen zur Berechnung der Interzeption zu implementieren und somit die Auswirkungen auf die Verdunstung darzustellen.

### 3. Ergebnisse

Die Entwicklungsverläufe des Blattflächenindex (Abb. 1) vermitteln deutliche Unterschiede zwischen Pappeln und Weiden. Ausgehend von annähernd gleichen LAI-Ausgangswerten von 0,9-1,0 (Pappeln) bzw. 0,8-1,4 (Weiden) zu Messbeginn (April) deuten sich bereits ab Mai Differenzen zwischen den Baumarten sowie Sorten bzw. Klonen an. Dabei zeichneten sich die Pappel-Klone durch gleichmäßigere und vergleichsweise höhere LAI-Werte aus als die Weiden.

Die Berechnungen des Bodenwasserhaushaltes wurden für die Extremverläufe des LAI-Wertes durchgeführt. Zum einen die Variante Weide mit einem max. LAI-Wert von 3,8 sowie Variante Pappel - max. LAI-Wert von 6,0 (Abb. 1).

Für den Simulationszeitraum 1993-1999 ergab sich eine erhebliche Dynamik der Bodenwasserhaushaltsgrößen. Die mittleren jährlichen Sickerwasserraten betragen 313 mm (Weide) bzw. 242 mm (Pappel), entsprechend 36 % bzw. 31 % der jährlichen Niederschlagsmenge (Tab. 1).

### 4. Schlussfolgerungen

Die jährlichen Sickerwasserraten variierten im Bereich von 14 % bis 60 % des Niederschlags (Tab. 1) und übertreffen damit die Forderungen nach TASI (1993) erheblich. Insgesamt konnte gezeigt werden, dass der Anbau der schnellwachsenden Baumarten Pappeln und Weiden eine Möglichkeit zur Sickerwasserminimierung durch Förderung der Verdunstung ist, ohne den Sickerwasserfluss am Versuchsstandort vollständig zu unterbinden. Am Standort Schönberg kommt somit eine qualifizierte Abdeckung als alleinige Sicherungsmaßnahme nicht in Betracht.

---

\* Institut für Landnutzung, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Universität Rostock  
Justus-von-Liebig-Weg 6, 18051 Rostock  
E-mail: bjoern.koop@uni-rostock.de  
18051 Rostock

**Literatur**

- Hörmann, Georg (1998): SIMPEL – Speichermodelle zum Bodenwasserhaushalt. Version von 1998, Kiel
- Li-COR (1992): LAI-200 Plant Canopy Analyser, Instruction manual
- Technische Anleitung Siedlungsabfall (1993): Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bundesanzeiger

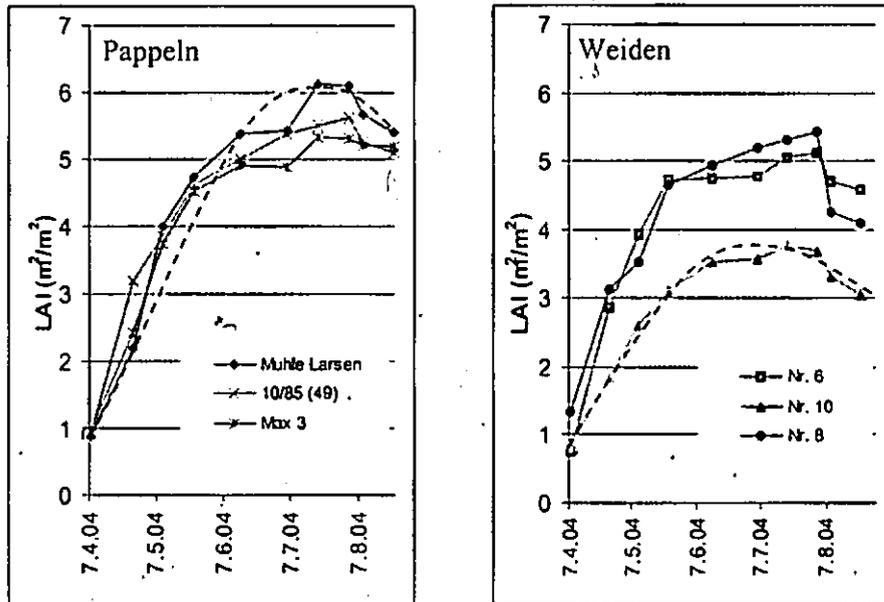


Abb. 2: LAI-Verläufe der Pappeln und Weiden (gestrichelte Linie stellt den idealisierten Verlauf der Variante Pappel (links) bzw. Variante Weide (rechts) dar)

Tab. 1: Sickerwasserraten (SiWa) der Varianten, N - Niederschlag

	Variante Weide		Variante Pappel	
	SiWa (mm/a)	% von N	SiWa (mm/a)	% von N
1993	559	60,5	442	47,8
1994	484	50,0	376	38,9
1995	322	46,7	258	37,4
1996	117	21,0	78	14,0
1997	157	24,5	127	19,9
1998	324	31,8	228	22,4
1999	229	33,3	187	27,3
Σ	2.192	-	1.696	-
Ø	313	35,7	242	31,0

## Regenerierung entwässerter Hochmoore in bewaldeten Trinkwassereinzugsgebieten des Oberen Westerzgebirges – Auswirkungen auf den Stoffhaushalt und die Stoffdynamik

Annett Krüger\* und Hans Neumeister

### Problemstellung

Sachsen weist bezüglich der Nutzung der Wasserressourcen eine räumliche Zweigliederung auf. Im Süden Sachsens finden wir Mittelgebirge mit einer Höhe von mehr als 1200 m NN. Jahresdurchschnittstemperaturen zwischen 3 und 6°C und Niederschläge von 800 bis 1300 mm charakterisieren die klimatischen Verhältnisse. Festgesteine mit einer Lockergesteinsdecke von ca. 1m Mächtigkeit bedingen einen hohen Oberflächen- und hypodermischen Abfluß. Die Ausbildung von Grundwasser ist auf die relativ engen Täler beschränkt. Die Grundwasservorräte sind außerordentlich gering bis fehlend. In den Mittelgebirgen Südsachsens und an ihrem Nordrand finden wir aufgrund der historischen Entwicklung von Bergbau, Industrie, Handwerk und Handel eine relativ hohe Bevölkerungsdichte. Trink- und Brauchwasser mußten seit Jahrhunderten bereitgestellt werden. Da Grundwasser fehlt, ist die Bewirtschaftung von Oberflächenwasser überall notwendig.

Besonders in den letzten 100 Jahren wurden somit in den sächsischen Mittelgebirgen zahlreiche unterschiedlich große Trinkwassertalsperren angelegt, welche nicht nur das Mittelgebirge, sondern auch dessen nördliches Vorland mit Trinkwasser versorgen. Während im Regierungsbezirk Leipzig 56,5 % des Trinkwassers aus Grundwasser gewonnen wird, sind es im Regierungsbezirk Chemnitz nur 14 %, 66 % des Rohwassers für die Trinkwassergewinnung stammen dort hingegen aus Oberflächenwässern der Talsperren und Seen. Selbstverständlich gab und gibt es zwischen den einzelnen Nutzungszielen in der Landschaft Konkurrenzsituationen, so daß die Wasserqualität durch die Nutzungseinwirkungen von Forst, Besiedlung, Industrie, Trinkwasser- und Naturschutz beeinflusst wurde. Die kammnahen Einzugsgebiete der Trinkwassertalsperren sind durch ausgedehnte Bergfichtenwälder geprägt, in welchem sich zahlreiche Moore befinden. Bergbau, Gewerbe und Forstwirtschaft und die damit verbundenen Abtorfungen/ Entwässerungen führten zu einer Verkleinerung der Moore und zu veränderten Torfeigenschaften. Aktuelle Renaturierungsmaßnahmen durch Wiederanstau in den Mooren seit 1990 führten wiederum zu veränderten geochemischen Bedingungen in den Trinkwassereinzugsgebieten. Die Qualität der Talsperrenrohwasser wird maßgeblich von dem Stoffumsatz im erdoberflächennahen Untergrund und damit von den Stoffeinträgen aus den Böden in die Vorfluter des Einzugsgebietes bestimmt. Prozesse der Versauerung, verbunden mit hohen Gehalten an Al, Fe, Mn und Dissolved Organic Carbon (DOC) in den Vorflutern kennzeichnen das Untersuchungsgebiet. Die veränderten Nutzungsziele durch Maßnahmen der Rücknahme der Entwässerung (Renaturierung) sowie die Immissions-situation in den Hochmooren des Oberen Westerzgebirges

sind mit Änderungen der Bodenfeuchte, des pH-Wertes, der Torfzusammensetzung und des Stoffumsatzes verbundenen. Der Fokus der Untersuchungen lag somit auf den Auswirkungen der Renaturierung von Hochmooren auf den Stoffumsatz und damit auf die Qualität der Talsperrenrohwasser.

### Methodik und Untersuchungsstandorte

In ausgewählten Fichtenforsten in der Umgebung von Carlsfeld (Oberes Westerzgebirge) wurden fichtenbewachsene mineralische Standorte mit Podsolen bzw. Podsol-Pseudogleyen im Untergrund; vermoorte Fichtenforste und ombrogene, oligotroph saure Hochmoore (Regenmoore) hinsichtlich veränderter Stoffumsatzprozesse als Folge von Renaturierungsmaßnahmen analysiert. Das ausgewählte Untersuchungsgebiet (Trinkwassereinzugsgebiet der Talsperre Carlsfeld-Weiterswiese) zeichnet sich durch auftretende Granitgesteine und darauf auflagernden Verwitterungszersatz (Saprolith), welcher von periglaziären Lagen in der Abfolge Hauptlage aus schluffig-tonigem Substrat über sandig-grusiger Basislage (Regolith) bedeckt wird, aus. Als Folge des muldenförmig ausgebildeten Präreliefs mit wasserstauendem Untergrund bildeten sich zahlreiche Plateau- und Gehängemoore aus. Von den ehemals 150 vorkommenden Moor- und Torfstandorten mit einer Ausdehnung von 60 km<sup>2</sup> existieren im Gebiet Naturpark Erzgebirge Vogtland als Teil des Oberen Erzgebirges nur noch Hoch- und Zwischenmoorbereiche mit einer Fläche von 1027 ha (Zinke, 2002). Für die o.g. Zielstellung wurden relativ ungestörte Torfstandorte bis hin zu stark degradierten Moorbereiche beprobt und hinsichtlich der Moormächtigkeit, des Zersetzungsgrades nach POST (KA 4), der geochemischen Zusammensetzung und des Gehaltes an mobilisierfähigen Stoffen (Elution nach DIN 38 414 S4 und Elution mit Ammoniumnitrat) analysiert. Folgende Moore wurden mit insgesamt 60 Probenahmepunkten analysiert:

- das Kiebickenmoor als relativ naturnahes Moor ohne Torfabbau und mit nur randlich auftretenden Entwässerungsgräben: Wasserscheidenmoor, uhrglasförmig gewölbt, im Kernbereich baumfrei und mit moortypischer Vegetation wie Sphagnen sp., Sonnentau, breitblättrigem Wollgras,
- das Hochmoor Große Säure als stark degradiertes, ausgetorfes und entwässertes Moor: Hangmoor, Fichtenbewachsen, im Kernbereich dominiert Pinus muogo,
- das Wasserscheidenmoor Großer Kranichsee: moortypische Vegetation im Kernbereich, im Randbereich ausgetorft, entwässert und forstwirtschaftlich genutzt (Fichtenstandorte).

### Ergebnisse

Die chemische Zusammensetzung der Moorwasser und Torfe wurde in Abhängigkeit der Standortbedingungen (Stoffbestand und Zersetzungsgrad der Torfe, Wassersättigung, Höhenlage und Relief, Hangneigung, Grad der Abtorfung und Entwässerung, Vegetation) charakterisiert (Abb.1). Dies soll insbesondere Aussagen zu der Langzeitwirkung der Renaturierungsmaßnahmen liefern. Im Erzgebirge liegen bisher nur wenige,

\*Universität Leipzig, Institut für Geographie, Johannisallee 19a, 04103 Leipzig, akrueger@rz.uni-leipzig.de

stichprobenartige Wasseranalysen der einzelnen Moore vor (z.B. Neumeister, Krüger 2000).

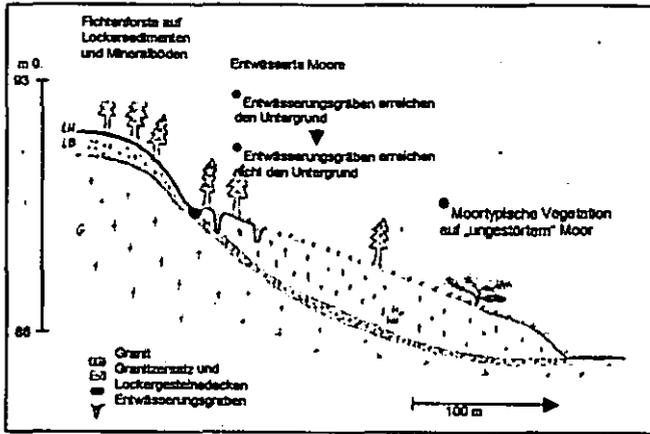


Abb.1: Prägende Sediment- und Bodeneigenschaften im Untersuchungsgebiet und deren Einfluß auf die Landnutzung und Vegetation

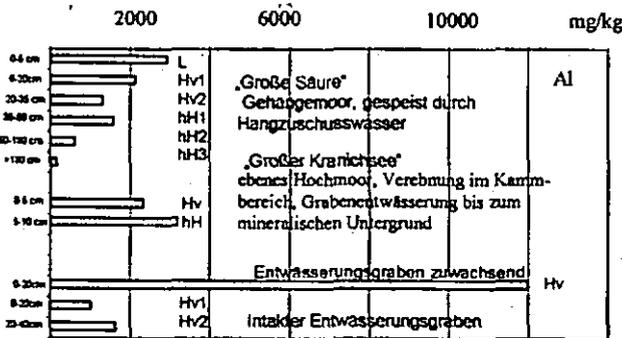


Abb.2: Al-Gesamtgehalte in Torfen als Funktion des Zersetzungsgrades, Regenerationszustand der Torfe und Moortyp (Auswahl).

Die Al-Gesamtgehalte in den Torfen zeigen einen deutlichen Anstieg auf Werte von bis zu 12 g/kg in den aktuell zuwachsenden Entwässerungsgräben. Gleiches wurde auch für die Elemente Ca, Mg, Mn und Fe gefunden. Zahlreiche Analysen belegen einen solchen signifikanten Anstieg nur in den aktuell zuwachsenden Entwässerungsgräben bei wechselfeuchten Bedingungen. Bereits zugewachsene Entwässerungsgräben bzw. aber noch intakte Drainagen weisen diesen Sprung nicht auf. Die Bedeutung der sich in Renaturierung befindenden Entwässerungsgräben für den Stoffaustrag wird somit deutlich offenbar. Als Ursache können veränderte Metall-Bindungseigenschaften der organischen Substanz, insbesondere der Huminstoffe unter diesen wechselfeuchten Bedingungen während des Wiederanstaus angesehen werden. Huminstoffanalysen in der Literatur (Siewert, 1999) zeigen, dass Huminstoffe unter wechselfeuchten Bedingungen einen hohen Stickstoffgehalt und einen hohen Aromatisierungsgrad der humifizierten Bestandteile aufweisen. Bei gleich bleibender Bodenfeuchte hingegen, wie sie für intakte bzw. aber auch bereits zugewachsene Entwässerungsgräben charakteristisch sind, weist die organische Bodensubstanz geringere N-Gehalte und einen kleineren Humifizierungsgrad auf. Ein hoher Oxidationsgrad

schwer umsetzbarer hochmolekularer Rückstände erniedrigt den pH-Wert und hemmt die Auswaschung der Kationen (Siewert 1999). Diese Effekte können für die untersuchten Torfstandorte ebenfalls als Ursache angesehen werden, dass sich der Kationenaustrag in den unvererdeten Torfen des Kiebickenmoores im Vergleich zu den gestörten Moorstandorten geringer darstellt. Höhere Kationenaustauschkapazitäten bei höherem Zersetzungsgrad in den ausgetorften und entwässerten Moorbereichen, aber auch in den aktuell zuwachsenden Entwässerungsgräben im Zuge der Renaturierung bedingen eine verbesserte Bindung von Metallen durch Adsorption an Austauscheroberflächen. Die Richtigkeit dieser Vermutung wird bei Betrachtung der Wechselbeziehung zwischen C/N-Verhältnis und Al-Gesamtgehalten in Abb. 3 untermauert.

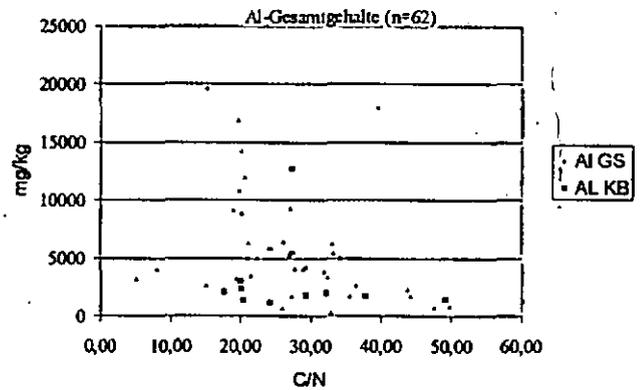


Abb.3: Al-Gesamtgehalte in den Hochmoortorfen des Kiebickenmoores (Al-KB) im Vergleich zu den Hochmooren der Großen Säure (Al-GS) als Funktion des Zersetzungsgrades. Mit sinkendem C/N Verhältnis (steigendem Zersetzungsgrad) steigen -bei gleichzeitigem pH-Anstieg - die Al-Gesamtgehalte.

Stattfindende Austräge an trinkwasserrelevanten Stoffen wie Al, K, Mn und Fe und deren Mobilisierung in Form von Metall-Humaten aus den Torfen der noch im Zuwachsen befindlichen Entwässerungsgräben werden ebenfalls durch Elutionen mit destilliertem Wasser nach DIN 38 414, S4 und mit Ammoniumnitrat belegt (Neumeister, Krüger, 2000). Als Ergebnis findet man insbesondere in den letzten 15 Jahren einen verstärkten DOC-Eintrag in die Vorfluter mit zum Teil hohen Spitzenwerten von 31-93 mg/l. Die hohen Gehalte an trinkwasserrelevantem Aluminium (0,36-1,99 mg/l); Eisen (0,10-1,72 mg/l) in den Talsperrenrohwsässern bei sauren pH-Werten (3,85-5,02) werden somit nicht nur aufgrund der Charakteristik des Einzugsgebietes (Granit im Untergrund, fast homogener Fichtenbewuchs, auftretende Moore) verursacht sondern ebenfalls auch durch Stoffausträge aus den aktuell zuwachsenden Entwässerungsgräben geprägt.

#### Literatur:

- ZINKE, P. (2002): Bericht im Landesschwerpunktprogramm Erzgebirgische Moore, Naturpark Erzgebirge/Vogtland, unveröffentlicht.  
 NEUMEISTER, H., KRÜGER, A., (2000): Studienprojekt Hochmoore im Erzgebirge. Universität Leipzig, 133 Seiten, unveröffentlicht.  
 SIEWERT (1999): Posterbeitrag, Jahrestagung GfÖ, Bayreuth.

# Berechnung der winterlichen Stickstoffauswaschung für zwei niedersächsische Trinkwasserschutzgebiete unter dem Aspekt des optimalen Zeitpunktes für die Nmin-Probenahme

Gerald Kuhn<sup>1)</sup>, Gunnar Hoefler<sup>2)</sup>,  
Jörg Bachmann<sup>2)</sup>, Walter Schäfer<sup>3)</sup>

## EINLEITUNG

Bei der Ermittlung des Herbst-Nmin-Wertes ist der Zeitpunkt für die Beprobung besonders wichtig, da eine zu frühe Probenahme den Nmin-Gehalt des Bodens unterschätzt. Dagegen besteht bei verspäteter Probenahme - nach Beginn der Sickerwasserbildung - die Gefahr, dass bereits Teile des Nmin in nicht erfasste Schichten verlagert werden (Abb. 1).

Die Ermittlung der konkreten Sickerwassermenge, und damit auch die Ermittlung des Zeitpunktes für den Sickerwasserbeginn, stellt daher eine maßgebende Größe dar.

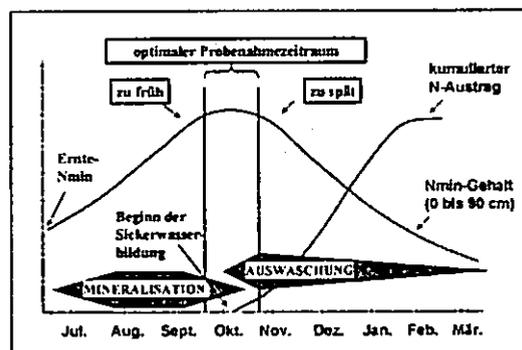


Abb.1: Zeitlicher Verlauf der Nmin-Gehalte im Boden und optimaler Probenahmetermin

Diese Größe spielt bei der Berechnung der potentiellen Stickstoffauswaschung eine besondere Rolle und ist von den Eigenschaften der Modelle bzw. Methoden zur winterlichen Stickstoffauswaschung unabhängig.

## MATERIAL UND METHODEN

Für die Berechnungen wurden zwei niedersächsische Trinkwasserschutzgebiete (WSG), das WSG Thülsfelde in der Sögeler/Cloppenburger Geest und das WSG Liebenau in der Nienburger Geest,

ausgewählt und die Winterhalbjahre (WHJ) 1997-2001 betrachtet.

Des weiteren wurden die Sickerwassermengen nach den folgenden Standardmethoden berechnet, die hier kurz skizziert sind (genaue Bezeichnung der Variablen siehe Literatur):

1) der klimatischen Wasserbilanz (KWB)

$$KWB = N - ETP_{HAUDE} \quad \text{GL. 1; [1]}$$

2) der Methode nach RENGGER [5]

$$SWR = (0,92 \times N_{wi}) + (0,61 \times N_{veg}) - (1,53 \times (\log W_{pr})) - (0,12 \times ETP_{HAUDE}) + 109 \quad \text{GL. 2; [5]}$$

3) sowie einer Modifikation der vereinfachten Wasserhaushaltsgleichung nach WENDLING [9] (mWD) in [1]

$$SWR = Pi - ETa + KR \pm \Delta Wi \quad \text{GL. 3; [1]}$$

Mit diesem Verfahren kann eine schrittweise tägliche Berechnung des Bodenwasservorrates im effektiven Wurzelraum und der täglichen Sickerwasserrate aus dem Boden (SWRi) vorgenommen werden [2]. Der Vorteil dieser Methode ist die relativ genaue Berechnung des Sickerwasserbeginns und nicht die Annahme eines Startzeitpunktes wie dem 01. November bei der KWB.

Anschließend wurden Berechnungen für die winterliche Stickstoffauswaschung - unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Verfahren für die Sickerwassermengenberechnung - mit den folgenden Methoden vorgenommen:

1) der Methode der Austauschfähigkeit (AH) [4]

$$AH = \frac{SWR}{Fk_{we}} \times 100 \quad \text{GL. 4; [4]}$$

2) und einem Mischzellenmodell (MM) [6;7;8]

$$N_{kum} = q \sum_{t=1,2,\dots}^T C_M \Delta t \quad \text{GL. 5; [6]}$$

Die Verfahren und Methoden wurden zunächst an den Feldversuchen der beiden WSG validiert bevor sie in die Fläche übertragen wurden.

- 1) Geographisches Institut der Universität Hannover
- 2) Institut für Bodenkunde der Universität Hannover
- 3) Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung / Bodentechnologisches Institut Bremen

e-mail: [hoefler@ifbk.uni-hannover.de](mailto:hoefler@ifbk.uni-hannover.de)

**ERGEBNISSE I**

Die Ergebnisse der Sickerwassermengenberechnung ergaben teilweise deutliche Unterschiede, wobei besonders die Berechnung mit der mWD und insbesondere das Winterhalbjahr 1998/99 auffällig sind (Abb. 2).

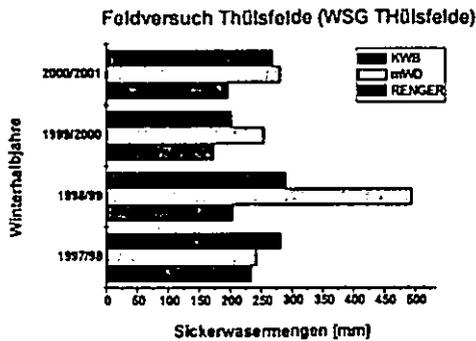


Abb. 2: nach verschiedenen Verfahren berechnete Sickerwassermengen der betrachteten WHJ

Die Ursache liegt in der Änderung des Sickerwasserbeginns, welcher beispielsweise beim Feldversuch (FV) Thülsfelde für den 05.10.1998 (nach mWD) berechnet wurde, anstatt standardisiert vom 01.11.1998 (nach KWB) auszugehen. Hierbei ergibt sich für diesen Zeitraum eine zusätzliche Sickerwassermenge von 290 mm. Ähnlich verhält es sich auch mit den Sickerwassermengen für den Feldversuch Glissen (WSG Liebenau) [3].

**ERGEBNISSE II**

Betrachtet man die Ergebnisse für die Berechnung der winterlichen Stickstoffauswaschung, so setzt sich der Trend - welcher bereits bei den Berechnungen für die Feldversuche beobachtet wurde - auch innerhalb der Wasserschutzgebiete fort.

Trotz der methodischen Unterschiede der beiden Verfahren zur Ermittlung der winterlichen Stickstoffauswaschung lässt sich der Einfluß der konkret ermittelten Sickerwassermenge (mWD) deutlich erkennen (Tab. 1 und 2)

**FAZIT**

Bei der Untersuchung ließ sich feststellen, dass die Methode der Austauschhäufigkeit für eine erste unkonkrete Einschätzung geeignet ist.

Das Mischzellenmodell erlaubt - mit gewissen Einschränkungen - eine gute und schnelle Ermittlung für konkrete Auswaschungsmengen.

Als wichtigstes Ergebnis ließ sich die starke Abhängigkeit von der korrekten Sickerwassermenge und damit der Einfluß der konkreten Ermittlung des Sickerwasserbeginns (mWD-Methode) als die ausschlaggebende Größe für die Berechnung der winterlichen Stickstoffauswaschung feststellen.

Thülsfelde	WHJ 97/98		WHJ 98/99		WHJ 99/2000		WHJ 2000/2001	
	KWB	mWD	KWB	mWD	KWB	mWD	KWB	mWD
AH (±)	133	138	116	281	95	144	112	160
MM (±) (M <sub>g</sub> -M <sub>g</sub> )	80	80	38	49	67	83	48	57

Tab. 1: Ergebnis der Stickstoffauswaschung für das WSG Thülsfelde (Mittelwerte aller Flächen) [AH= Methode nach Austauschhäufigkeit; MM= Methode nach Mischzellenmodell]

Liebenau	WHJ 97/98		WHJ 98/99		WHJ 99/2000		WHJ 2000/2001	
	KWB	mWD	KWB	mWD	KWB	mWD	KWB	mWD
AH (±)	114	129	119	257	131	194	115	151
MM (±) (M <sub>g</sub> -M <sub>g</sub> )	45	47	17	23	43	48	61	68

Tab. 2: Ergebnis der Stickstoffauswaschung für das WSG Liebenau (Mittelwerte aller Flächen)

**LITERATUR**

- DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSER-WIRTSCHAFT UND KULTURBAU e.V. (DVWK) (Hrsg.) (1996c): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft 238. Wirtschaft- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn.
- HOEFER, G.; HILLEBRAND, S. & SCHÄFER, W. (2001): Optimierung des Herbst-N<sub>min</sub>-Probenahmeterrins. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 96, 613-614.
- HOEFER, G. (2002): Berechnung der winterlichen Stickstoffauswaschung für zwei niedersächsische Trinkwasserschutzgebiete unter Verwendung verschiedener Modelle (Diplomarbeit).
- MÜLLER, U. (1997): Auswertungsmethoden im Bodenschutz. Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformations-systems (NIBIS) - 6. Auflage. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (NLFb), Hannover
- RENGER, M.; WESSOLEK, G.; KÖNIG, R.; SWARTJES, F.; FAHRENHORST, C. & KASCHANIAN, B. (1989): Modelle zur Ermittlung und Bewertung von Wasserhaushalt, Stoffdynamik und Schadstoffbelastbarkeit in Abhängigkeit von Klima, Bodeneigenschaften und Nutzung. Endbericht zum BMFT-Projekt. Institut für Ökologie, Fachgebiet Bodenkunde der Technischen Universität Berlin, Berlin.
- VAN DER PLOEG, R.R.; MACHULLA, G. & RINGE, H. (1995a): Ein Mischzellenmodell zur Abschätzung der Nitratauswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Böden im Winterhalbjahr. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 158, 365-373.
- VAN DER PLOEG, R.R.; RINGE, H. & MACHULLA, G. (1995b): Late fall site-specific soil nitrate upper limits for groundwater protection purposes. J. Environ. Qual. 24, 725-733.
- VAN DER PLOEG, R.R.; MACHULLA, G.; RINGE, H. & MEINS, C. (1995c): Herbstliche N<sub>min</sub>-Grenzwerte als Funktion von Bodenbeschaffenheit, Klima und Bodennutzung: Modellüberlegungen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 158, 435-443.
- WENDLING, U.; SCHELLIN, H.-G. & THOMÄ, M. (1991): Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für die Zwecke der agrarmeteorologischen Beratung. Z. Meteorol. 41, 468-475.

## Sediment and element transport in overflowed areas of Tabasco, Mexico

A. Sepulveda Lozada, V. Geissen<sup>1</sup>

### 1 Introduction

Land use changes in tropical countries in the last 60 years cause high erosion rates in mountain areas and in increasing flood frequency and severity in plains (Jara, 2000, Tollan, 2002). In plains areas such as in Tabasco, rivers deposit sediments on overflowed areas near rivers that are inundated several times per year in the rainy season. These soils are strongly influenced by the amount of sediment as well as nutrients and potentially toxic elements that are deposited on the soils and are accumulated in long term (Chichester and Richardson, 1992). In the last 10 years in many parts of the plain of Tabasco, open ditch draining systems were installed.

There is no information about the effects of these installations on soil fertility in the overflowed areas. In this study we compared sediment deposited in three land use forms in drained areas with the amount of sediment deposited in natural areas used as pasture land. We included analyses of nutrient and heavy metal element deposition to define the impact on soil chemical properties in the different areas.

### 2 Study area

The study area is located in the coastal plain (altitude less than 30 m asl) of Tabasco, SE Mexico with a humid tropical climate. The area is strongly influenced by inundations of the rivers Teapa and Puyacatengo (watershed size: 120 km<sup>2</sup>). The areas with open ditch draining systems installed 10 years ago are used for banana plantations, annual agricultural use or pasture; the natural areas exclusively for pasture land. We selected three study areas in drained (D) and one in an undrained (U) area with typical land use forms: drained pasture (DP), annual agricultural use, drained (DA), drained banana plantation (DB) and undrained pastureland

### 3 Methods

The investigations took place between April and October 2003. In each study area we installed three replication plots a distance of 20-50 m from the influencing river or drain. Each plot had a size of 100 m<sup>2</sup>. In April we took three soil samples in each plot at three depths (0-5 cm, 5-10 cm, and 10-20 cm) to determine soil chemical and physical properties (texture, density, pH(KCl), CEC, OM, Ntot, Ptot, Pbtot, Zntot). In October 2003 we

repeated sampling and analysis at the depths of 0-5 and 5-10 cm to determine changes in soil properties caused by sedimentation.

For the collection of sediment samples after each inundation, we inserted two tubs in each plot. We analysed chemical and physical properties of the sediment collected (texture, density, pH(KCl), OM, Ntot, Ptot, Zntot and Pbtot).

To quantify sedimentation after inundations we inserted 18 marked sticks in each plot 1 m apart. After each inundation we measured the differences between the mark at the sticks and the soil surface. Based on these measurements we calculated the amount of sedimentation deposited.

We used the K-S test to prove normal distribution. In case of normal distribution of the data we used ANOVO to estimate significant differences of soil properties between the two sampling dates, before and after inundations (April and October). We used ANOVA followed by a Scheffé test to analyse differences in sediment quantity and properties between the investigation sites. We applied principal component analysis to describe relations between the different parameters estimated in sediments.

### 4 Results and Discussion

Superficial drainage significantly reduced the amount of sediment deposited on inundated soils. This was due to the fact that the number of inundation that occurred in the drained area during study time (1 to 2 inundations) was smaller than in natural areas (4 inundations). The total amount of deposition in the drained areas varied from 94.2 to 123.5 t ha<sup>-1</sup> (April to October) and did not show any significant differences between different soil uses. In the natural area the deposition was significantly higher with an amount of 242.6 t ha<sup>-1</sup> in the time period from April to October 2003.

The content of the organic matter, Ntot and Ptot in the sediment deposited on the riversides of DA and UP was significantly higher than in the other sites (Tab. 1). No differences were found due to the Zn content of the sediments deposited on the different sites. Pb was not detected in any sediment sample.

In the natural area organic matter-, Ntot- and Ptot-content in the topsoil increased significantly between April and October 2003 whereas in the drained areas only the Ptot content in topsoil increased (Tab. 2). 85% of the amount of organic matter and Ntot deposited on the topsoil of the natural area was lost probably by mineralization and lateral transport. The input of Zn deposited with the sediment in all sites exceeded the trigger value for load inputs of 1200 g ha a<sup>-1</sup> (Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung, 1999).

<sup>1</sup> El Colegio de la Frontera Sur, Administración Correos 2, Apartado Postal 1042, 86100 Villahermosa, Tabasco, México, Fax 0052993-3136110, E-Mail [vgeissen@web.de](mailto:vgeissen@web.de)

Table 1: Chemical properties of the sediments deposited on the riversides after the single inundations and calculated total amount (=sum, t ha<sup>-1</sup>) of elements deposited between April and October 2003 (x=mean, s=standard deviation; OM=organic matter), significant differences between the sites at the same dates (p<0.05): a<b

Site	Date	pH(KCl)		OM(%)		Ntot(%)		Ptot (mg kg <sup>-1</sup> )		Zntot (mg kg <sup>-1</sup> )	
		x	s	x	s	x	s	x	s	x	s
DA	12/9	6.6 a	0.2	2.9 b	3.9	0.61 b	0.2	1750 b	218	105.2	12.0
	13/10	6.4 a	0.2	0.0 b	0.6	0.55 b	0.1	1703 b	231	81.3	16.9
Sum (t ha <sup>-1</sup> )				13.3		0.6		0.30		0.01	
DP	13/10	7.5 b	0.2	3.3 a	0.1	0.19 a	0.0	800 a	43	77.3	2.0
	Sum (t ha <sup>-1</sup> )				3.3		0.2		0.08		0.01
DB	12/9	7.6 b	0.1	2.3 a	0.8	0.10 a	0.0	831 a	26.5	129.4	12.5
	13/10	7.8 b	0.1	0.17 a	0.0	0.990	0.100	990	100	85.7	18.0
Sum (t ha <sup>-1</sup> )				2.5		0.14		0.10		0.02	
UP	14/7	6.8	0.2	11.7	2.7	0.74	0.2	1425	198	108.2	1.4
	12/9	7.1 ab	0.5	9.2 b	1.9	0.61 b	0.1	1433 ab	138	100.5	4.4
	13/10	7.0 ab	0.3	7.7 b	0.7	0.52 b	0.1	2056	72	98.3	...
	24/10	6.9	0.2	8.1	2.1	0.54	0.1	1658	177	94.7	
Sum (t ha <sup>-1</sup> )				21.9		1.4		0.41		0.02	

Table 2: Changes in soil chemical parameters between April and October 2003 in the four study sites (x=mean, s=standard deviation, significant differences between April and October (p<0.05: \*, p<0.01: \*\*, p<0.001: \*\*\*)

Drained agricultural land (DA)																
Depth cm	April				Oct.				April				Oct.			
	x	s	x	s	x	s	x	s	x	s	x	s	x	s	x	s
0-5	6.8	1.3	7.7	3.9	0.40	0.1	0.34	0.05	1099	97	1425	740	82	8.4	78	4.6
5-10	5.6	1.1	6.2	1.4	0.29	0.1	0.31	0.04	1108	106	1333	710	78	7.5	83	4.3

Drained pasture land (DP)																
Depth cm	April				Oct.				April				Oct.			
	x	s	x	s	x	s	x	s	x	s	x	s	x	s	x	s
0-5	3.4	0.3	3.90	0.4	0.30	0.01	0.17	0.02	879	46	1030	63	111	6.2	99	3.6
5-10	1.2	0.1	1.30	0.2	0.21	0.01	0.15	0.02	828	37	1061	141	99	3.4	101	2.0

Drained banana cultivation (DB)																
Depth cm	April				Oct.				April				Oct.			
	x	s	x	s	x	s	x	s	x	s	x	s	x	s	x	s
0-5	2.9	0.1	2.73	0.2	0.16	0.01	0.17	0.02	803	57	1010	73	120	9.2	120	12.7
5-10	2.6	0.1	2.3	1.3	0.14	0.01	0.15	0.02	790	45	1021	152	113	4.7	110	4.3

Undrained pastureland (UP)																
Depth cm	April				Oct.				April				Oct.			
	x	s	x	s	x	s	x	s	x	s	x	s	x	s	x	s
0-5	4.7	0.1	5.3	0.3	0.25	0.01	0.29	0.01	1025	71	1210	41	119	4.7	122	3.4
5-10	3.6	0.3	4.0	0.6	0.21	0.01	0.22	0.01	964	37	1171	64	152	5.0	119	2.9

The different properties of the deposited material can be explained by two components extracted by main component analysis: nutrient and quantity of sediment (Fig. 1). With these components 79% of the variance is explained. Organic matter, pH, Ntot and Ptot content of the sediment and its texture (not shown here) are explained by the nutrient component. Low pH value coincides with high organic matter, Ntot and Ptot

content, high percent of sand and low percent of clay and lime. The Zn content is explained by the sediment component. Sediment quantity is positively correlated with Zn content.

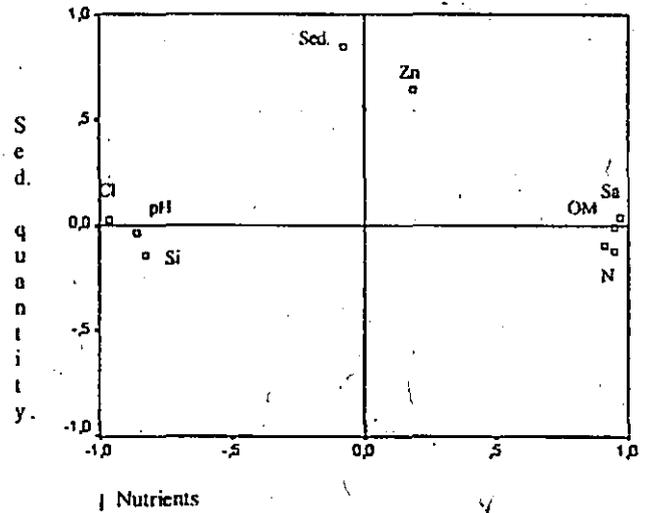


Fig. 1: Principal component extraction from sediment properties of the four sites and all inundation events (n=54) (pH=pH(KCl), Sed. = quantity of sediment, Cl= clay, Si=Silk, Sa=Sand, OM=organic matter, P=Ptot, N=Ntot, Zn=Zntot.)

### 5 Conclusions

The installation of superficial drains in the study area led to a reduced number of inundation events. Superficial open ditch draining in the study area combine the positive effects of reduction of inundation events with the limitation of Zn deposition on the riversides. Furthermore, there is sufficient natural fertilizing of the riverside soils caused by sedimentation after inundations (organic matter, nitrogen and phosphorus deposition on the soils of the riversides). Therefore we conclude that superficial open ditch draining in similar areas can be recommended.

### 6 Acknowledgements

We are grateful to SEDAFOP, Tabasco, for financial support

### 7 Literature

Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung, 1999. [http://www.fhkehl.de/projekt\\_bodenschutz/bundesrecht/BodSch\\_V.htm](http://www.fhkehl.de/projekt_bodenschutz/bundesrecht/BodSch_V.htm). Chichester, F.W. and Richardson, C.W., 1992. Sediment and nutrient losses from clay soils as affected by tillage. J. Environ. Qual. 21(4): 587-590. Jara Garcia, F. J., 2000. Mejoramiento del suelo y cambios en la erosionabilidad por prácticas vegetativas y agronómicas de conservación. Tesis de El Colegio de Postgraduados. Cardenas, México. Tollan, A., 2002. Land use changes and floods: what do we need most, research or management? Water Science and Technology 44(8): 183-190.

# Schwermetallaustrag von Böden unterschiedlicher technogener Substrate im Dynamischen Batchtest

Makowsky, L.<sup>1</sup>, Tapernon S.<sup>1</sup> & Meuser, H.<sup>1</sup>

## Einleitung

Böden aus technogenen Substraten, wie z.B. Aschen, Bergematerial und Müll, weisen häufig substratspezifisch erhöhte Schwermetallgehalte auf und können somit ein Gefährdungspotenzial für den Pfad Boden – Grundwasser darstellen. Für dessen Bewertung wird nach BBodSchV (1999) der Einsatz von Standardverfahren (z.B. DEV-S4) vorgeschrieben. Die Untersuchungen werden hierbei zum Einen an gestört entnommenem und im Labor vorbehandeltem Bodenmaterial durchgeführt, zum Anderen dient ausschließlich  $H_2O_{dem}$  als Extraktionsmittel. Aufgrund dieser Rahmenbedingungen muss auf die bekannte eingeschränkte Interpretierbarkeit der Ergebnisse hingewiesen werden. Als Alternative bietet sich der „Dynamische Batchtest“ an. Hierbei werden die Substrate in Bodensäulen eingebaut (immobiler Festphase) und mit einer mobilen Flüssigphase durchströmt. Das Ziel des Forschungsansatzes besteht darin, zu prüfen, ob a) die Verwendung ungestört eingebauter Bodenproben gegenüber gestört eingebauten zu abweichenden Schwermetallausträgen führt und b) welchen Einfluss verschiedenartige Elutionsmittel diesbezüglich aufweisen. Hieraus soll eine Prognose der substratspezifischen Quellstärke formuliert werden.

## Material & Methoden

Bei der Auswahl der Untersuchungsstandorte reicht das Substratspektrum von Aschen, über Bergematerial und Müll bis hin zu den Schlämmen (Tab. 1)(Makowsky et al., 2004). Die Standortbeprobung erfolgt in situ und horizontspezifisch mit Bodensäulen ( $550\text{ cm}^3$ ) in ungestörter Lagerung. Nach Einbau in die Dynamische Batchtest-Anlage (Abb. 1) werden die Bodensäulen mit entgastem Elutionsmittel ( $H_2O_{dem}$  und synthetischer Regen<sup>2</sup>) in vier Parallelen zuerst perkoliert und anschließend für 24 h in Zirkulation eluiert. Das Elutionsmittel wird in Richtung der Sickerwasserbewegung unter gesättigten Bedingungen mittels Schlauchpumpe (Flussrate substratabhängig zwischen 1 – 10 ml/min) trans-

portiert. Begleitend erfolgt die Aufzeichnung der Randbedingungen (EC-, pH-, Eh- und Temperatur-Werte) über Datenlogger in 30 Minuten-Intervallen.

Tab. 1: Substratzusammensetzung und Bodenformen der untersuchten Standorte

Signatur	Substrat <sup>a</sup>	Bodenform
GHS	Bagger-schlamm	Reduktosol aus Baggerschlamm
PBH	Haldenberge	Sauer-Regosol aus Bergematerial
WES	Rostasche	Pararendzina aus humosem Bodenauftrag über Müll-Aschen-Gemenge
WHO	Müll	Ockerreduktosol aus Bodenauftrag über Haus- und Gewerbemüll
WUE	Ofenausbruch	Ockerreduktosol aus Boden-Aschen-Müll-Gemenge über Auenablagerungen

<sup>a</sup>dominierendes Substrat

Zusätzlich werden Beutelproben aus dem Nahbereich einer jeden ungestörten Bodensäule entnommen, um mit diesem materialidentischen Substrat auch gestörte Bodensäulen zu untersuchen (Vergleich Einbauvarianten). In beiden Fällen werden die ausgewählten Elutionsmittel eingesetzt. Die Schwermetallkonzentration (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) wird in den Eluat und im Feststoff (Gesamtgehalt nach DIN EN 13657, 2003) analysiert. Ergänzend wird an den feldfrischen Beutelproben das DEV-S4-Verfahren (DIN 38414-4, 1984) angewandt.

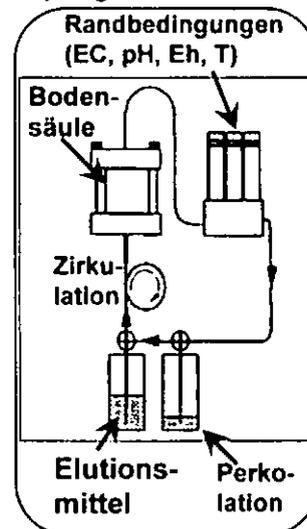


Abb. 1: Funktionsprinzip des Dynamischen Batchtests

## Ergebnisse & Diskussion

Für die Elution aller untersuchten technogenen Substrate ist nachzuweisen, dass sich spätestens nach 12 h i.d.R ein Gleichgewichtszustand der Randbedingungen eingestellt hat (Tapernon et al., 2005). Hohe Standardabweichungen sind dabei erwartungsgemäß für den Müll zu beo-

<sup>1</sup> Fachhochschule Osnabrück, Fakultät Agrarwissenschaften & Landschaftsarchitektur Oldenburger Landstraße 24, D-49090 Osnabrück; e-mail: l.makowsky@fh-osnabrueck.de

<sup>2</sup> in  $H_2O_{dem}$  gelöstes  $CaSO_4$ ,  $NaNO_3$  &  $KHCO_3$

bachten, nicht jedoch für die anderen Substratmenge.

Am Beispiel des Schwermetalls Cu wird deutlich, dass die **Eluatkonzentrationen** alleine nicht für eine Interpretation des Austragsrisikos ausreichend sind. Erst nach Berücksichtigung der Gesamtgehalte über Bildung des Quotienten mit dem Eluatgehalt kann eine Auswertung vorgenommen werden. Mit diesem Ansatz ist nachzuweisen, dass die **Einbauvarianten keinen signifikanten Einfluss** auf den Schwermetallaustrag nehmen (t-Test für Cu [Mittelwert Eluat gestörter Einbau vs. ungestörter Einbau]; Signifikanz:  $0,987 \gg 0,05^*$ ). Es ist anzumerken, dass Elutionen bei manchen Substraten (z.B. Haldenberge) lediglich in ungestörter Variante durchgeführt werden können.

Hinsichtlich des Einflusses der **Elutionsmittel** auf den Austrag von Cu ist ein **signifikant niedrigeres Niveau** ( $0,03^*$ ) bei **synthetischem Regen** gegenüber der Elution mit  $H_2O_{dem}$  festzustellen (Abb. 2). Diese Tendenz findet sich auch für andere Elemente wie Zn, die aber nicht als signifikant einzustufen ist (Signifikanz:  $0,29$ ).

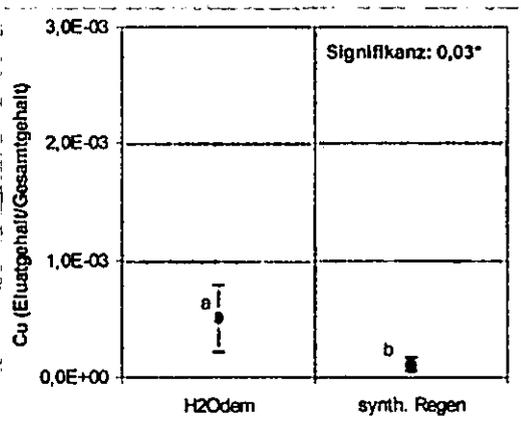


Abb. 2: Einfluss des Elutionsmittels auf den Austrag von Cu mittels Dynamischem Batchtest.

Aus dem Quotienten des Eluatgehaltes zum Gesamtgehalt kann nun für die untersuchten technogenen Substrate basierend auf dem Dynamischen Batchtest eine Prognose der schwermetallspezifischen Quellstärke (hier: Cu) abgeleitet werden, die sich zwecks Vergleichbarkeit mit dem DEV-S4 Verfahren auf die Elution mit  $H_2O_{dem}$  bezieht (Tab. 2). Hierbei errechnet sich der Schwermetallaustrag aus der Multiplikation des Gesamtgehaltes mit dem Median des Quotienten. Unter Berücksichtigung der Rohdichte lässt sich die Quellstärke ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) abschätzen. Die standortbezogene **Rangfolge der Schwermetall-Gesamtgehalte** weicht dabei gänzlich

von der der Quellstärke im Dynamischen Batchtest bzw. DEV-S4 Verfahren ab.

Tab. 2: Vergleichende Prognose der substratspezifischen Quellstärke mittels Dynamischem Batchtest am Beispiel von Cu

Standort	Gesamtgehalt mg/kg	Quotient (-)	Batchtest $\mu\text{g/L}$	DEV-S4 $\mu\text{g/L}$
GHS	41	1,4E-03	7	44
PBH	18	8,6E-04	22	12
WES	557	2,9E-05	14	7
WHO	240	6,7E-05	15	23
WUE	298	3,0E-05	7	16

### Zusammenfassung

Als Alternative zur Bewertung des Schwermetallaustragsrisikos aus technogenen Substraten (Aschen, Bergematerial, Müll, Schlamm) auf Basis von Standardverfahren bietet sich der Dynamische Batchtest an, bei dem ungestört und gestört befüllte Bodensäulen verwendet werden. Bezüglich der Einbauvarianten kommt es zu keinen signifikanten Unterschieden im Schwermetallaustrag. Die Durchführbarkeit gestörter Untersuchungen ist jedoch auf nicht aggregierte Substrate beschränkt. Zudem wird der Einfluss des Elutionsmittels betrachtet. Die mit  $H_2O_{dem}$  eluierten Substrate zeigen gegenüber den mit synthetischem Regen beschickten z.T. signifikant höhere Austräge. Aus dem Quotienten des Eluatgehaltes zum Gesamtgehalt (hier: Cu) ist abzuleiten, dass die substrat- und schwermetallspezifische Quellstärke für die Haldenberge am höchsten und für den Schlamm bzw. den Ofenausbruch am niedrigsten ist.

### Dank

Für die finanzielle Unterstützung bedanken sich die Autoren bei der Arbeitsgruppe Innovative Projekte (AGIP) beim Ministerium für Wissenschaft und Kultur des Landes Niedersachsen.

### Quellen

**BBodSchV (1999)**.- veröffentlicht im Bundesgesetzblatt Nr.36 vom 16.07.1999

**DIN EN 13657 (2003)**: Aufschluss mit Königswasser zur Bestimmung von Spurenelementen in Abfällen.- Beuth Verlag, Berlin

**DIN 38414-4 (1984)**: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S4).- Beuth Verlag, Berlin

**Makowsky, L., Tapernon, S. & Meuser, H. (2004)**: Dynamic Batch Test to Evaluate Heavy Metal Leaching from Substrates of Anthropogenic Soils.- Eurosoil 2004 Proceedings, Freiburg (Germany)

**Tapernon, S., Makowsky, L. & Meuser, H. (2005)**: Charakterisierung und Dynamik der Randbedingungen des Schwermetallaustrags aus technogenen Substraten im Dynamischen Batchtest.- Mitteilg. Dt. Bodenkdl. Ges. (in Druck)

# Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald in Bayern - Identifikation von Problemgebieten durch Regionalisierung von Inventurdaten

Karl H. Mellert<sup>1</sup> Andreas Gensior<sup>2</sup> Axel Göttlein<sup>1</sup> Christian Kölling<sup>2</sup>

## Einleitung

Die fortschreitende Stickstoffsättigung infolge anhaltend hoher N-Einträge verändert den Stoffhaushalt von Wäldern tiefgreifend und führt je nach Standort mittel- bis langfristig zu Bodenversauerung, empfindlichen Nährelementverlusten sowie zu Änderungen in der Lebensgemeinschaft der Wälder. Diese Prozesse wurden bisher bereits durch zahlreiche Fallstudien untermauert und sie werden an ausgewählten Standorten in internationalen Langzeitmonitoring-Programmen (z.B. Level-II) verfolgt. Flächenrepräsentativ wurden die Wälder aber erst in wenigen Ländern untersucht. Für einen landesweiten Überblick des N-Status wurde eine Nitratinventur an 399 Punkten der Bodenzustandserhebung im bayerischen Flachland durchgeführt. Die Ergebnisse der Nitratinventur und der Regionalisierung stellen die derzeit beste Grundlage für die großräumige Beurteilung der Boden- und Wasserschutzfunktion des Waldes in Deutschland dar und sie geben Hinweise auf eine zielgerichtete Bewirtschaftung der Wälder.

## Methoden

Die Probenahme erfolgte nach der Arbeitsanleitung BZE (BML 1990) an 9 Punkten. Die Mineralbodenproben wurde mittels Nmin-Bohrer gewonnen. Als Referenz („unterhalb Hauptwurzelraum“) wurde i.d.R. die Tiefenstufe 3 (60-100 cm) verwendet. Die Bestimmung der Nitratgehalte im Boden erfolgte nach der Nmin-Methode (VDLUF 1991) im CaCl<sub>2</sub>-Extrakt. Als potentielle Vorhersagewerte wurden Daten zu N-Deposition, Klima, Standort und Bestand erhoben. Aus den Beziehungen zwischen den Prädiktoren und der Nitratkonzentration wurde ein stochastisches Modell für die Übertragung vom Punkt auf die Fläche abgeleitet. Die Stratifizierung der Daten in Substrat- und Waldtypen erfolgte nach BayGLA 2004 bzw. Mellert et al. 2005. Eine detaillierte Übersicht über die Methodik gibt Gensior et al. 2003.

## Ergebnisse und Diskussion

Bereits in ersten Auswertungen wurde deutlich, dass die Nitratkonzentrationen unter Wald in Bayern unerwartet hoch liegen (Gensior et al. 2003). Ein Drittel der Inventurbestände weist Konzentrationen >10 mg l<sup>-1</sup> auf. Bei 23 % liegt eine Überschreitung des ehemaligen EU-Richtwerts für Trinkwasser (25 mg l<sup>-1</sup>) vor, bei einem Drittel davon (8% der Inventurpunkte) wird der Grenzwert der Trinkwasserverordnung (50 mg l<sup>-1</sup>) überschritten.

Die in Abb. 1 gegebene Übersicht der Nitratkonzentrationsklassen der häufigsten Bestandstypen nach den wichtigsten Substratypen erlaubt eine differenzierte Betrachtung der Werteverteilung.

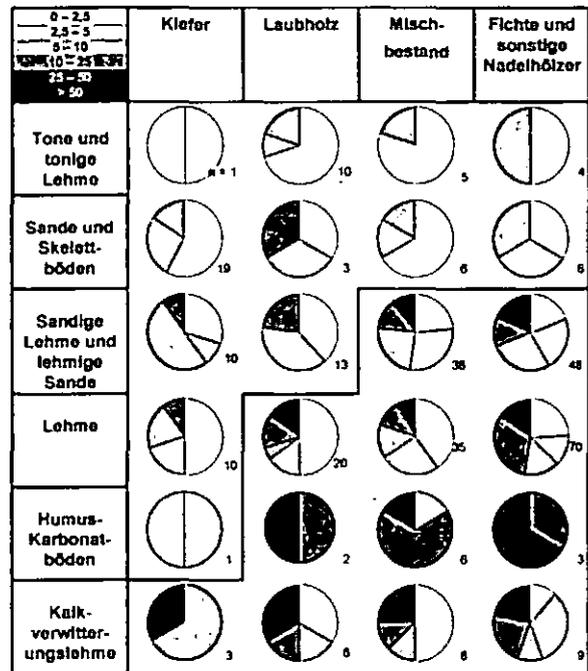


Abb. 1. Einfluss der Bestandestypen und der Bodensubstrate auf die Nitratkonzentrationen [mg l<sup>-1</sup>]; Es sind nur die Bestände auf terrestrischen Waldböden dargestellt (N = 336).

In Tonböden sowie Sanden und Skelettböden ist das Niveau der Nitratkonzentrationen unabhängig vom Bestandstyp niedrig. Erst ab der Gruppe der sandigen Lehme (SL) verläuft der Gradient deutlich diagonal. Verwendet man das Auftreten hoher (25-50 mg l<sup>-1</sup>) und sehr hoher Nitratkonzentrationen (>50 mg l<sup>-1</sup>) als Kriterium, lässt sich das Kollektiv in einen Bereich mit niedrigen Nitratkonzentrationen (Abb. 1 links oben) und einen mit erhöhten Werten (Abb. 2 rechts unten) unterteilen. Das Risiko einer Boden- und Grundwasserbeeinträchtigung ist demnach in Misch- und Fichtenbeständen – ausgenommen auf Sand- und Tonböden – hoch. Bei Laubholzbeständen ist besonders auf eutrophen Böden und Standorten auf Kalk mit hohen Nitratkonzentrationen zu rechnen. Die Gefahr erhöhter Nitratkonzentrationen ist unter Kiefernbeständen am geringsten. Auf Kalkverwitterungslehmen und Humuskarbonatböden ist jedoch auch bei Kiefernbestockung mit einem erhöhten Risiko zu rechnen.

Die Ableitung eines Regionalisierungs-Algorithmus mittels multipler linearer Regressionsmodelle sind aufgrund der Eigenschaften der Daten problematisch (siehe Abb. 1: rechtsschiefe Werteverteilung, hohe Streuung innerhalb der Gruppen, viele Gruppen, unbalanciert z.T. mit sehr geringer Zellenbesetzung, inhomogene Varianzen). Die logistische Regression bot den Ausweg einer semiquantitativen Schätzung. Hierbei wurde die Überschreitungswahrscheinlichkeit eines Schwellenwerts von 10 mg l<sup>-1</sup> für das Risiko

<sup>1</sup> Technische Universität München, Department für Ökologie, Fachbereich Waldernährungslehre und Wasserhaushalt, Am Hochanger 13, 85354 Freising  
<sup>2</sup> Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Am Hochanger 11, 85354 Freising

erhöhter Nitratkonzentration verwendet. Dieser Wert erwies sich als numerisch günstig für die Modellierung und er ist gemessen am naturnahen Zustand ein Indiz für eine starke N-Belastung. Zudem wird der Wert als Schwelle für den „natürlichen Hintergrund“ von deutschen Wasserwirtschaftsbehörden verwendet und ist wasserrechtlich in der Mineral- und Tafelwasserverordnung als Grenzwert für die Zubereitung von Säuglingsnahrung festgelegt. Neben den bereits dargestellten Faktoren erwiesen sich die Ammoniumdeposition (Gauger et al. 2000) und die Niederschläge im Winterhalbjahr (BayForKlim 1996) als signifikante Prädiktoren.

Die Karte des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen (Abb. 2) liefert eine brauchbare Differenzierung der Verhältnisse in den bayerischen Wuchsgebieten. Fast ausschliesslich geringe Risiken liegen im Fränkischen Keuper und Albvorland vor (WG 5). Dies liegt an den verbreiteten Kiefernbeständen auf Sand- und Tonböden (bzw. Sand über Ton), einer Kombination mit minimalem Nitrataustragsrisiko (Abb. 1). Das größte Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen liegt dagegen im Tertiärhügelland (WG 12) vor. In 95% der Wälder liegt die Überschreitungswahrscheinlichkeit des Schwellenwertes von  $10 \text{ mg l}^{-1}$  über 25%. Die Gründe hierfür liegen in den hohen N-Depositionen, die in den fichtendominierten Wäldern nurmehr ungenügend zurückgehalten werden können.

Aber auch in der Frankenalb und im Oberpfälzer Jura (WG 6) und den Schotterplatten- und Altmoränenlandschaften (WG 13) besteht in 2 Drittel der Wälder mindestens ein erhöhtes Risiko ( $p > 0,25$ ) einer Schwellenwertüberschreitung. Ursache für das in den Juralandschaften trotz überwiegend risikomindernder Bestockung (Kiefer und Laubholz) erhöhte Nitrataustragsrisiko sind die häufig flachgründigen, kalkbeeinflussten Böden mit hohem Nitrifikationspotential und hohem Auswaschungsrisiko. In den beiden anderen Regionen sind in erster Linie die hohen Ammoniumdepositionen für hohe die Überschreitungswahrscheinlichkeit verantwortlich.

### Fazit

Die bayerischen Problemgebiete liegen in intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten mit geringem Waldanteil, hohem Fichtenanteil sowie auf mittleren bis eutrophen Böden und insbesondere kalkbeeinflussten Standorten. Das Muster landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsintensität bestimmt das Risiko von Nitratausträgen in hohem Maße. Standort und Bewirtschaftung bewirken eine mehr oder weniger ausgeprägte Prädisposition für Nitratausträge. Bei den aktuell günstig zu bewertenden Kiefernbeständen auf armen Böden wird aber bei Eintritt von N-Sättigung ein Maximum an Gefährdung für Boden, Grundwasser und Wald erreicht. Der hohe Stellenwert einer Laubholzeinbringung als forstlicher Beitrag zum Grundwasser- und Bodenschutz wurde durch die vorliegende Flächenstudie bestätigt. Das weitere Fortschreiten der Stickstoffsättigung im Wald kann aber nur durch eine deutliche Reduktion der Stickstoffemissionen wirksam gestoppt werden.



Abb. 2: Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen in Bayerns Wäldern. Schwellenwerte =  $10 \text{ mg Nitrat l}^{-1}$ ; Klassen Überschreitungswahrscheinlichkeit p:

0-25	25-50	50-75	75-100
------	-------	-------	--------

### Referenzen

- BayForKlim (1996): Klimaatlas von Bayern. Bayerischer Klimaforschungsverbund, Meteorologisches Institut München.
- BayGLA (2004): Bayerisches Geologisches Landesamt. Modifizierte Bodenkundliche Übersichtskarte 1 : 1.000.000. Schriftliche Mitteilung.
- Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten [BML] (1994): Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE), Arbeitsanleitung. 2. Aufl.; S. 158; Bonn
- Gauger Th, Köble R, Anshelm F (2000): Kritische Luftschadstoff-Konzentration und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme. Endbericht zum Forschungsvorhaben BMU/UBA FE-Nr. 297 85 079. 131 S.
- Gensior, A, Mellert, K H, Kölling, C. (2003): Leicht zu erhebende Kennwerte als Indikatoren für den Stickstoffstatus von Waldböden im Rahmen des vorsorgenden Bodenschutzes am Beispiel der Stickstoffinventur bayerischer Waldböden, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Band 101, 769-770.
- Mellert K H, Gensior A, Kölling C (2005): Stickstoffsättigung in den Wäldern Bayerns – Ergebnisse der Nitratinventur. Forstarchiv 76. S. 35-43.
- Mellert K H, Gensior A, Göttlein A, Kölling C (2005): Einschätzung des N-Status anhand erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald - Regionalisierung von Inventurergebnissen aus dem Raster der BZE 1 in: [http://www.lwf.uni-muenchen.de/afsv-online/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online\\_heft2-X.pdf](http://www.lwf.uni-muenchen.de/afsv-online/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft2-X.pdf), eingereicht.
- VDLUFA (1991): Methodenbuch Band 1 - Die Untersuchung von Böden. 4. Aufl.; VDLUFA Verlag Darmstadt

# Räumliche Variabilität der chemischen Zusammensetzung von Quellbächen im Erzgebirge in Abhängigkeit von Geologie, Boden und Bestockung

ALEXANDER MENZER<sup>1</sup>, KARL-HEINZ FEGER<sup>2</sup>

## Hintergrund und Zielsetzung

Im Bereich des gesamten sächsischen Erzgebirges wurden, mit Schwerpunkt auf den Mittleren und Oberen Lagen, 93 quellnahe Fließgewässer erster und zweiter Ordnung, mit vollständig bewaldeten Einzugsgebieten, bei Niedrig- und Hochwasserverhältnissen im Herbst 2003, sowie im Frühling 2004 (Schneeschnelze) beprobt. Zielsetzung war, die Einflussfaktoren des gegenwärtigen Gewässerchemismus zu identifizieren. Die Region ist über mehrere Jahrzehnte hinweg teilweise extrem hohen atmosphärischen Stoffeinträgen (S-Depositionstyp) ausgesetzt gewesen. Bislang lagen nur Ergebnisse punktueller Erhebungen vor (KEITEL 1995; NEBE u. ABIY 2002). Insbesondere die S-Dynamik in den Böden kann die Zusammensetzung des Sickerwassers und Gebietsabflusses jedoch maßgeblich beeinflussen (FEGER 1998).

## Methodik

Analysiert wurden die Konzentrationen der Kationen Aluminium, Eisen, Kalium, Kalzium, Magnesium, Mangan, Natrium und Zink, sowie die Konzentrationen der Anionen Chlorid und Sulfat. Darüber hinaus wurde elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, sowie Ammonium und gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) gemessen. Die Einzugsgebiete wurden, mit Hilfe umfangreichen Kartenmaterials, vollständig nach ihren Ausgangsgesteinen, Hauptbodentypen und ihrer Bestockung, nach den Hauptbaumarten, charakterisiert, um mögliche Beeinflussungen des Stoffaustrags bzw. dessen Steuergrößen durch diese Parameter zu ermitteln.

## Ergebnisse und Diskussion

Die höchste Konzentration wies Sulfat auf, gefolgt von Kalzium und den anderen basischen Kationen. Im Vergleich mit Daten früherer Untersuchungen einzelner Einzugsgebiete und Naturräume des Erzgebirges wurde insbesondere ein Rückgang der Sulfat-, Nitrat- und Aluminiumkonzentration, sowie ein Anstieg des pH-Wertes festgestellt (Tabelle 1). Trinkwasserqualität wurde jedoch bei Basisabfluss nur vereinzelt, bei oberflächennahem Abfluss überhaupt nicht erreicht. Ursache sind die, gegenüber der Trinkwasserverordnung TrinkwV, noch immer höheren Aluminiumkonzentrationen und geringeren pH-Werte.

Im Vergleich der Konzentrationen zwischen der Niedrig- und Hochwasserbeprobung (Tabelle 1) lagen die Werte bei der Schneeschnelzprobennahme im Mittel für Nitrat, Aluminium, Eisen, Magnesium und Mangan höher, was mit dem Einfluss der sauren, humosen Oberböden erklärbar ist und sich besonders in den höheren DOC-Konzentrationen widerspiegelt (vgl. ZÖTTL *et al.* 1985). Die Konzentrationen von Sulfat und Chlorid waren hingegen niedriger, was auf Verdünnungserscheinungen zurückgeführt werden kann, während sich die Konzentrationen der anderen Ionen nicht signifikant unterschieden.

Tabelle 1: Mittelwerte bei Hoch- und Niedrigwasser im Vergleich zur TrinkwV und einer früheren Untersuchung im Osterzgebirge

	NQ Mittel	HQ Mittel	TrinkwV	NEBE; ABIY 2002
pH-Wert	5,8	5,5	6,5	5,28
Sulfat mg/l	12,60	10,29	240,0	14,25
Kalzium mg/l	7,75	7,92	400,0	11,85
Chlorid mg/l	3,23	2,80	250,0	-
Natrium mg/l	3,00	3,06	150,0	-
Magnesium mg/l	2,68	2,96	50,0	3,90
Kalium mg/l	1,19	1,24	12,0	2,33
Nitrat mg/l	1,01	1,12	50,0	2,60
Ammonium mg/l	0,05	0,07	0,5	-
Aluminium mg/l	0,33	0,72	0,2	0,97
Mangan mg/l	0,05	0,08	0,1	0,24
Eisen mg/l	0,04	0,06	0,2	0,01
DOC mg/l	-	3,41	-	1,85
Zink mg/l	0,07	0,06	5,0	0,07
Leitfähigkeit µS/cm	122,1	106,9	2000,0	178,5

Eine naturräumliche Differenzierung der Konzentrationen nach Ost-, Mittel- und Westzgebirge zeigte deutliche Unterschiede und ein auffälliges Ost-Westgefälle (Tabelle 2). Die Konzentrationen waren im Osterzgebirge stets höher und nahmen nach Westen hin ab. Lediglich Aluminium, Mangan und der DOC wiesen im Westzgebirge die höchsten Konzentrationen auf, wobei der pH-Wert am niedrigsten war, während sich die Eisen- und Zinkkonzentrationen nicht unterschieden.

Ursache für die Differenzierung ist in den verschiedenen Pufferfähigkeiten, bedingt durch unterschiedliche Ausgangsgesteine, Bodentypen, Reliefausprägungen, Depositionshöhe und z.T. der Baumartenzusammensetzung zu sehen. Im Westzgebirge dominieren Granit und podsolige Böden, wie auch die Niederschläge höher und die Temperaturen niedriger liegen. Zusätzlich ist die Topographie stärker gegliedert, was, bedingt durch steilere Gefälle, zu geringmächtigeren Böden führt. Im Osterzgebirge, wie im Mittelerzgebirge dominiert hingegen Gneis, während der Laubbaumanteil höher ist.

TU Dresden, Inst. f. Bodenk. und Standortsl.; Piener Str. 19; 01737 Tharandt; <sup>1</sup>menzer@forst.tu-dresden.de; <sup>2</sup>fegerkh@forst.tu-dresden.de www.forst.tu-dresden.de/Boden/

Tabelle 2: Mittelwerte der Naturräumen Ost-, Mittel- und Westerbeirge

	Naturraum (NQ/HQ)					
	Ost		Mittel		West	
pH-Wert	5,86	5,72	6,20	5,67	5,06	5,67
Sulfat mg/l	15,88	12,30	11,21	10,02	10,18	10,02
Kalzium mg/l	9,77	9,56	7,64	8,03	5,12	8,03
Chlorid mg/l	4,22	3,02	2,76	2,73	2,59	2,73
Natrium mg/l	3,30	3,45	2,95	2,98	2,67	2,98
Magnesium mg/l	3,52	3,50	2,63	3,11	1,60	3,11
Kalium mg/l	1,45	1,47	1,08	1,15	1,00	1,15
Nitrat mg/l	1,34	1,29	1,06	1,13	0,48	1,13
Aluminium mg/l	0,35	0,62	0,17	0,61	0,53	0,61
Mangan mg/l	0,04	0,07	0,03	0,06	0,11	0,06
Eisen mg/l	0,06	0,05	0,04	0,06	0,03	0,06
DOC mg/l	-	2,41	-	2,99	-	2,99
Zink mg/l	0,13	0,08	0,03	0,04	0,05	0,04

Zur Feststellung der gegenseitigen Beeinflussung der Ionen wurde für jede Beprobung eine Faktorenanalyse (Tabelle 3) durchgeführt. Für beide Probenahmen ergaben sich vier ähnliche Faktoren. Der erste Faktor beinhaltet die Hauptinhaltsstoffe des Wassers und kann als „Säuredepositionsfaktor“ interpretiert werden. Er wird im wesentlichen von Sulfat dominiert, welchem die basischen Kationen zum Erhalt der Elektroneutralität folgen. Der zweite Faktor (Ladungen auf Aluminium, Eisen, Mangan und DOC) kann als „Podsolierungsfaktor“ interpretiert werden (vgl. FEGER u. BRAHMER 1986). Der dritte Faktor (Ladungen auf Kalium, Zink und Mangan) kann einerseits als Faktor der leicht auswaschbaren Ionen, andererseits als auf Wechselwirkungen mit Zink oder auf bergbaulichen Einfluss beruhend angesprochen werden. Der vierte Faktor (hohe Ladungen auf Nitrat und Ammonium) legt eine Interpretation durch Nitrifikation nahe, könnte jedoch auch auf Störungen des N-Kreislaufes hinweisen.

Tabelle 3: Ergebnisse einer rotierten Komponentenmatrix

	Komponente NQ/HQ							
	1		2		3		4	
DOC	-	-0,22	-	0,86	-	-0,04	-	0,00
Chlorid	0,57	0,19	0,06	-0,12	0,26	0,41	0,36	0,15
Sulfat	0,89	0,93	0,02	-0,09	0,18	0,19	-0,04	0,07
Ammonium	0,03	-0,18	-0,10	-0,06	0,07	0,02	-0,81	-0,88
Natrium	0,81	0,84	-0,09	-0,01	0,03	0,07	-0,06	0,17
Kalium	0,63	0,44	0,00	-0,13	0,68	0,72	0,02	-0,01
Kalzium	0,86	0,88	-0,16	-0,26	-0,02	-0,07	0,16	-0,08
Magnesium	0,86	0,81	-0,10	-0,19	0,09	0,16	0,21	0,11
Aluminium	-0,10	-0,47	0,87	0,46	0,08	0,40	-0,09	0,30
Eisen	0,03	-0,12	0,77	0,90	-0,04	-0,03	0,25	0,01
Mangan	-0,05	-0,10	0,85	0,37	0,16	0,71	-0,30	0,04
Zink	0,08	0,07	0,13	-0,14	0,93	0,83	-0,01	-0,06
% der Varianz	35,82	31,68	17,12	16,70	11,44	15,84	10,75	8,54

Im Folgenden wurden, mittels Regressionsanalysen, die Einflüsse der einzelnen Parameter auf die Variablen untersucht. Es konnte durch die Stärke der Beziehungen die Geologie als Haupteinflussgröße ermittelt werden, jedoch werden Magnesium, Eisen, DOC und Nitrat, sowie Ammonium, mehr vom Bodentyp bestimmt, der auch auf die übrigen Variablen einen starken Einfluss

ausübt. Ein, wenngleich geringer, Zusammenhang bestand auch mit der Bestockung, insbesondere mit dem Anteil sonstiger Laubbäume, ausgenommen der Rot-Buche, welcher besonders mit dem pH-Wert und den basischen Kationen korreliert. Da auch zwischen den Parametern Wechselbeziehungen bestehen, war es jedoch schwierig, einzelne Effekte klar zu bestimmen.

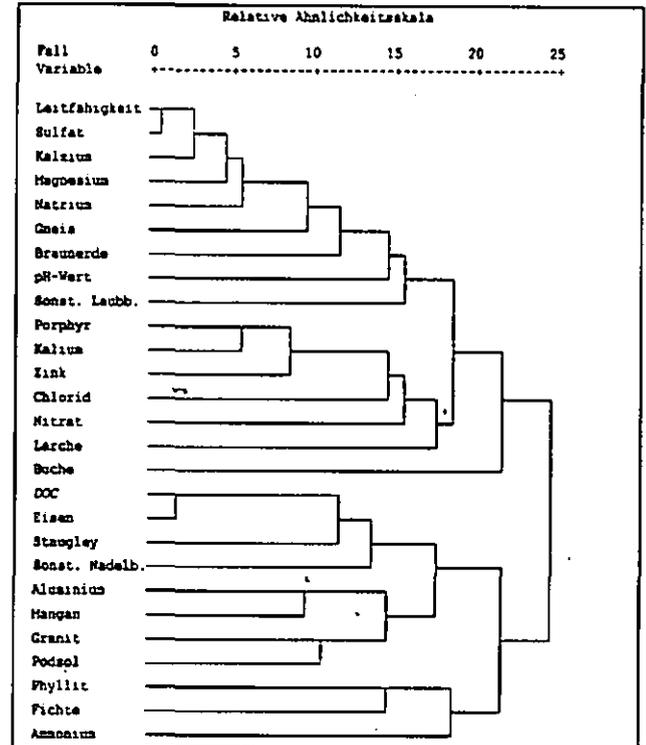


Abbildung 1: Dendrogramm der statistischen Zusammenhänge

In einer hierarchischen Clusteranalyse (Abbildung 1) können mittels eines Dendrogramms, die Wechselwirkungen und Beeinflussungen zusammenhängend dargestellt werden, wobei sich Parameter und Variablen klar in zwei Gruppen scheiden: Erstere, dominiert durch Sulfat und die basischen Kationen, wird kontrolliert durch Gneis und Braunerde, die zweite Gruppe hingegen zeigte den Zusammenhang zwischen Aluminium, Mangan, Eisen und DOC mit Granit und Podsol.

### Literatur

FEGER, K.H. (1998): Bedeutung natürlicher und anthropogener Komponenten im Stoffkreislauf terrestrischer Ökosysteme für die chemische Zusammensetzung von Grund- und Oberflächenwasser; Metzler-Poeschel Verlag, Stuttgart, 120 S.

FEGER, K.H.; BRAHMER, G. (1986): Factors affecting snowmelt streamwater chemistry in the Black Forest. - Water, Air, and Soil Pollution 31, 257-265

KEITEL, M. (1995): Langzeitbetrachtung der Gewässerversauerung – Fallstudie im Erzgebirge. - Wasser und Boden 47, 27-33

NEBE, W.; ABIY, M. (2002): Chemie von Quellwässern in bewaldeten Einzugsgebieten des Erzgebirges. - Forstwiss. Cbl. 121, 1-14

ZÖTTL, H.W.; FEGER, K.H.; BRAHMER, G. (1985): Chemismus von Schwarzwaldgewässern während der Schneeschmelze 1984. - Die Naturwissenschaften 72, 268-276

## Screening zur Denitrifikation in quartären Grundwasserleitern; Die N<sub>2</sub>/Ar-Methode als neues Instrument zur Erfolgskontrolle und innergebietlichen Prioritätensetzung im praktischen Grundwasserschutz

Knut Meyer<sup>1</sup>, Christiane Ruppel<sup>1</sup> & Reinhard Well<sup>2</sup>

### Einleitung

In niedersächsischen Wassergewinnungsgebieten werden neben einer Grundwasserschutzberatung gezielte flächenbezogene Maßnahmen zur Minderung der N-Emission landwirtschaftlicher Flächennutzungen umgesetzt. Der Erfolg der Maßnahmen ist in der ungesättigten Zone vielfach messbar, aufgrund der Fließzeiten im Grundwasserleiter (GWL) sind Minderungen der Nitratbelastung im Förderwasser nur in wenigen Gebieten feststellbar. Ökologisch besonders effektive Maßnahmen zum Grundwasserschutz werden in Teileinzugsgebieten hoher GW-Schutzpriorität eingesetzt. Diese Vorgehensweise setzt eine innergebietliche Prioritätensetzung voraus, die neben dem standörtlichen Verlagerungspotenzial, dem N-Mineralisations- und Denitrifikationspotenzial in der ungesättigten Zone auch die hydrochemischen und hydraulischen Verhältnisse im GWL berücksichtigt. Während die hydraulischen Verhältnisse im GWL i.d.R. beschrieben werden können, existieren Defizite in den Kenntnissen zur Denitrifikation im GWL. Die Messung der Stickstoff- und Argon-Konzentration im Grundwasser und die Ermittlung des N<sub>2</sub>-Überschusses im Wasser, als Maß für die denitrifikative Nitratminderung ist eine Möglichkeit zur Bestimmung von Ausmaß und räumlicher Verteilung der Denitrifikation im GWL.

### Methodik

Das Prinzip zur qualitativen Ermittlung der Denitrifikation im Grundwasser beruht auf der Verschiebung des N<sub>2</sub>/Ar-Verhältnisses im Grundwasser gegenüber dem Gleichgewichtsverhältnis bei nicht-denitrifikativen Bedingungen.

Erfolgt auf der Fließstrecke im Grundwasser ein denitrifikativer Abbau von Nitrat wird N<sub>2</sub> als Endprodukt der Denitrifikation im Grundwasser angereichert. Eine Anreicherung kann erfolgen, da der Gasaustausch zwischen Grundwasser und Atmosphäre relativ langsam verläuft. Im Gegensatz zum N<sub>2</sub> ist Argon als Edelgas nicht an Umsetzungsprozessen beteiligt, so dass im Grundwasser keine Ar Anreicherung oder Abreicherung im Vergleich zur Gleichgewichtskonzentration mit der Atmosphäre zu verzeichnen ist.

Zur Ermittlung der Konzentrationsverhältnisse der Gase N<sub>2</sub> und Ar wurde Grundwasser mit einer Tauchpumpe (Grundfos MP1) entnommen und blasenfrei in Septumflaschen (115 ml) gefüllt, die sofort mit Butylgummikappen ohne Einschluss von Luftblasen verschlossen und mit Bördekkappen versehen wurden. Die Lagerung der Proben erfolgte bei 4-8 °C.

Zur Analyse wurden in die Flaschen 8 ml Helium injiziert und nach Gleichgewichtseinstellung die N<sub>2</sub> und Ar-Konzentration im Headspace gaschromatographisch bestimmt. Die Trennung der Gase erfolgte auf einer gepackten Molekularsieb-Säule, die Detektion mit einem Wärmeleitfähigkeitsdetektor.

### Fallbeispiele/Ergebnisse

Die Methode wurde in mehreren Wassergewinnungsgebieten (Flussterrassen/Auengebiete, Geestplatten und Endmoränengebiete) erstmals angewandt, um im Rahmen eines Gütemonitorings Teileinzugsgebiete mit erhöhter Denitrifikation auszuweisen. Im Rahmen der Erfolgskontrolle für GW-Schutzmaßnahmen sollte insbesondere eine Rekonstruktion der Nitratkonzentration der Grundwasserneubildung erfolgen. Da die gemessene Nitratkonzentration im Grundwasser durch Denitrifikation beeinflusst sein kann, ergibt sich die Nitratkonzentration zum Zeitpunkt der Grundwasserneubildung aus der Summe  $\text{NO}_3 \text{ gemessen} + \text{N}_2\text{-Überschuss} = \text{NO}_3\text{t0}$  [mg NO<sub>3</sub>/l]. Abbildung 1 zeigt beispielhaft für Grundwassermessstellen (GWM) in der Weserniederterrasse, dass die Nitratbelastung der Grundwasserneubildung (NO<sub>3</sub>t0) an flach verfilterten GWM um 10 mg/l unter der Belastung des älteren Grundwassers liegen. Dieses ist ein signifikanter Effekt von Maßnahmen zum GW-Schutz auf landwirtschaftlich genutzten Flächen.

<sup>1</sup>Geries Ingenieure GmbH, Kirchberg 12, 37130 Gleichen-Reinhausen; meyer@geries.de

<sup>2</sup>Institut f. Bodenkunde und Waldernährung, Büsgenweg 2, 37075 Göttingen; rwell@gwdg.de

Summe  $\text{NO}_3 + \text{N}_2$  [mg  $\text{NO}_3/\text{l}$ ]

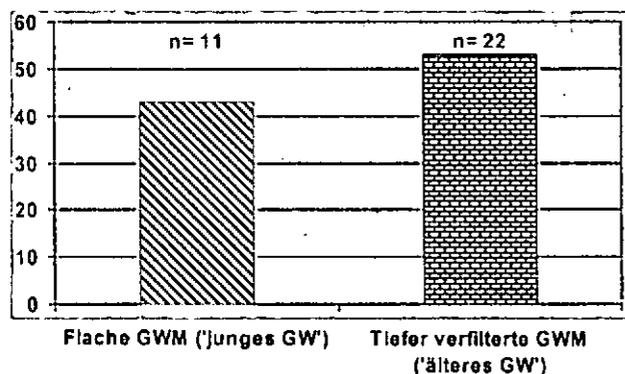


Abb. 1: Abschätzung der Nitratreinträge bei unterschiedlichem Grundwasseralter (Weserniederterrasse, WW Großenwieden)

Neben der Erfolgsbewertung für GW-Schutzmaßnahmen wurde die Methode zur Ermittlung der N-Reduktion im Grundwasser geologisch zu differenzierender Neubildungsareale angewandt. Aus Abbildung 2 geht hervor, dass im WSG Hameln Süd das Grundwasser aus den Neubildungsarealen der Weserniederterrasse einen  $\text{N}_2$ -Überschuss von etwa 20 mg  $\text{NO}_3/\text{l}$  (entsprechend 4,5 mg  $\text{N}_2/\text{l}$ ) aufweist, während in der Weserniederterrasse und im Keuperfestgestein gebildetes Grundwasser bei hohen  $\text{NO}_3$ -Einträgen nur geringfügigem Nitratabbau unterliegt. Innerhalb des gesamten Einzugsgebietes der Wassergewinnungsanlagen sind diese Standorte daher als prioritäre Zielflächen des Grundwasserschutzes einzustufen.

Nitrat,  $\text{N}_2$  [mg  $\text{NO}_3/\text{l}$ ]

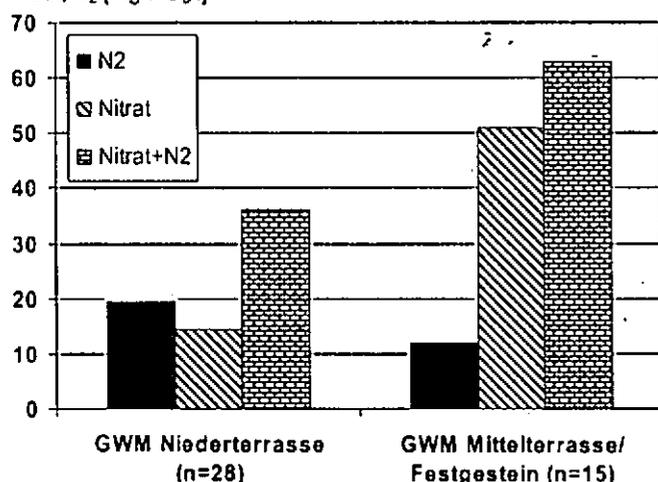


Abb. 2: Nitratkonzentration und denitrifikative Beeinflussung des Grundwassers in Grundwassermessstellen unterschiedlicher geologischer Zuordnung (WSG Hameln Süd)

Insbesondere zur Bewertung der Nitratreduktion im Grundwasser auf Ebene der Grundwasserkörper nach WRRL fehlen bislang Informationen für relevante Substrate und geologische Einheiten. Abbildung 3 verdeutlicht, dass für die in Niedersachsen weit verbreiteten glazifluviatilen und fluviatilen Sande des oberflächennahen GWL nach bisherigen Untersuchungen ein insgesamt geringes Reduktionspotenzial anzunehmen ist. Etwa  $\frac{2}{3}$  der untersuchten GWM weisen weniger als 20 mg  $\text{N}_2$ -Überschuss (Bezug mg  $\text{NO}_3/\text{l}$ ) im Grundwasser auf. Erhöhte Reduktionspotenziale konnten nur bei GWM festgestellt werden, in deren Einzugsgebiet das Vorkommen von reaktivem Material (Corg, Sulfid-S) aus Bohrbefunden bekannt war.

Rel. Häufigkeit [%]

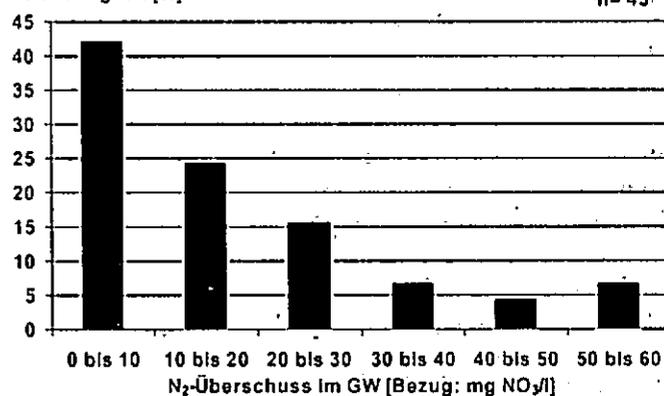


Abb. 3: Nitratreduktion in fluviatilen und glazifluviatilen Sanden der niedersächsischen Geest (oberes GW-Stockwerk; Verfilterung  $< 30$  m u.GOK; n=45)

### Schlussfolgerungen

- Das Screening zur Denitrifikation (Messung des  $\text{N}_2/\text{Ar}$ -Verhältnisses) im Rahmen des Gütemonitorings ist ein effizientes Instrument zur Überprüfung/Optimierung der innergebietslichen Prioritätensetzung zum GW-Schutz.
- Die eingesetzte Methodik ermöglicht eine Verbesserung der Bewertung historischer Nitratreinträge (Erfolgskontrolle für Maßnahmen).
- Bei Kenntnis des Grundwasseralters sind Abschätzungen der Abbauraten für die Fließstrecke möglich.

### Dank

Die bisherigen Untersuchungen haben ermöglicht: Stadtwerke Schaumburg-Lippe GmbH, Stadtwerke Hameln GmbH, Wasserversorgung Sulinger Land, Wasserwerk Gifhorn GmbH & Co. KG, WVV Land Hadeln; Ingrid Ostermeyer sei für die sorgfältige Analytik gedankt.

# Test of field methods to assess soil quality under arable and grass land

Lothar Müller <sup>a)</sup>, Graham Shepherd <sup>b)</sup>, Uwe Schindler <sup>a)</sup>,  
Frank Eulenstein <sup>a)</sup>, Axel Behrendt <sup>a)</sup>

## Zusammenfassung

Das Ziel der Studie bestand in der Prüfung von Methoden zur Charakterisierung der Bodenstruktur und Bodenqualität (Versorgungsfunktion) typischer Böden Nordostdeutschlands unter Acker und Grasland. Dazu wurde auf etwa 50 Meßstellen unter Acker und auf etwa 30 Meßstellen unter Gras die VSA-Methode (Visual Soil Assessment, Shepherd, 2000) angewendet. Bei der VSA-Methode werden Struktur, Porosität, organische Substanz, Hydromorphie, Regenwürmer und Erosionsgefährdung bonitiert und mit einer Gesamtnote bewertet. Zusätzlich wurden Bodenparameter wie Textur, Substratschichtung, Trockenrohdichte, organische Substanz und Grundwasserflurabstand erhoben. Darüberhinaus wurden gemessene (Versuchspartzellen) oder von den Landwirten geschätzte (Praxisflächen) Pflanzenerträge einbezogen.

Die VSA-Methode war geeignet, vorwiegend bewirtschaftungsbedingte Standortdefizite aufzuzeigen und die Bodenstruktur zu bewerten. Auf den untersuchten Ackerflächen konnten Schadverdichtungen sowohl mittels Kennwerten (Trockenrohdichte im Vergleich zu Grenzwerten) als auch mittels VSA-Boniturnote diagnostiziert werden.

In der durch Niederschlagsmangel geprägten Region Nordost-Deutschlands ist der Einfluß des Bodenwasserregimes auf die Pflanzenwasserversorgung wesentlich.

Daher wurde zusätzlich zur VSA-Methode ein kompatibles Bewertungsverfahren der Bodenqualität erarbeitet und geprüft, das ertragsrelevante Parameter deutlicher berücksichtigt. Das sind das Bodensubstrat, die Wasserverfügbarkeit, Vernässungsdisposition und potentielle Durchwurzelungstiefe.

Diese Feldmethode wurde SQR (Soil Quality Rating) genannt.

Die SQR-Boniturnote korrelierte bei Ackerland befriedigend mit dem Ertrag. Die Beziehung war besser als die Korrelation der Wertzahl der Bodenschätzung oder des pflanzenverfügbaren Wassers (Wpfl) mit dem Ertrag. Somit ermöglicht die SQR-Methode eine schnelle vergleichende Bewertung der Bodenqualität im Hinblick auf das standörtliche Ertragspotential.

Arbeiten zum internationalen Test beider Methoden sind angelaufen.

## Objectives

Two methods of examination of the soil structure and soil quality have been performed jointly with local growers in a region in the vicinity of Berlin, Germany, of a temperate climate. The methods were VSA (Visual Soil Assessment, Shepherd et al., 2000) and SQR (Soil Quality Rating), Table 1.

The aim was to check their feasibility and reliability to characterize the crop yield potential and status of structure/compaction by traffic and trampling.

## Material and Methods

The analysis were performed on about 50 different arable sites and 30 grassland sites. Soil parameters including texture, stratification, depth to water table, bulk density, infiltration rate, air permeability and penetration resistance were also measured. Crop yields were either measured (experimental plots) or estimated by local growers (farm land, pastures).

Table 1: VSA and SQR, a dual set of field methods to assess soil quality

	VSA	SQR
English term	Visual Soil Assessment	Soil Quality Rating
German term	Visuelle Bodenbeurteilung	Bodenqualitätsbewertung
Goal	Sustainable soil management	Sustainable land use and estimation of crop yield potential
Focus	Assessing management induced changes on soil	Assessing soil profile status concerning quality for cropping
Soil depth	Manageable soil depth (topsoil and upper subsoil, 0-0.4 m)	Total soil profile (1.5 m)
Crucial indicators	Structure, porosity, colour and mottles	Potential rooting depth and soil water supply
Tool kit	Spade, plastic basin, hard square board, plastic bag, knife, field guide, score card	Like VSA, additionally hand-borer 1.5 m and score tables
Time	20 minutes	30 minutes
	40-45 minutes	

Both field methods utilize scores of 6-8 relevant parameters (indicators). Scorings of single features rank from 0 =poor to 2 =good. Indicator scores are multiplied by weighting factors of 1 to 3 (Table 2, in brackets). Sample photographs (Shepherd et al., 2000) or score tables (Table 3) enable a more reliable and fast score.

Table 2: Indicators of the VSA and SQR methods

	VSA		SQR	
	Arable Land	Grassland	Arable Land	Grassland
1	Structure (3)	Structure (3)	Soil substrate (3)	Soil substrate (2)
2	Porosity (3)	Porosity (3)	A horizon depth (1)	Depth of humosity (2)
3	Colour (2)	Colour (2)	Aggregates and porosity (1)	Aggregates and porosity (1)
4	Mottles (2)	Mottles (2)	Subsoil compaction (1)	Mottles (1)
5	Earthworms (2)	Earthworms (3)	Rooting depth (3)	Biological activity (3)
6	Tillage pan (2)	Surface relief (1)	Water capacity (3)	Water capacity (3)
7	Clods (1)		Wetness and ponding (3)	Wetness and ponding (3)
8	Erosion (1)		Slope and erosion risk (2)	Slope and relief (2)

<sup>a)</sup> Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V. 15374 Müncheberg, Eberswalder Str. 84

<sup>b)</sup> Landcare Research (currently Nutri - Link), Palmerston North, New Zealand

**Table 3: Examples of SQR scoring tables**

**a) Soil substrate**

Score	Characteristic	German Soil Rating System <sup>1)</sup>
2	Loess, sandy loam, loam, optimum organic matter (OM) and pH, other soils of OM >8 %	sL, L
1.5	Clay, sandy loam, loam of low OM or slightly acid, sandy soils of OM 4-8 %	LT, T, SL
1	Sand and loamy sand, clay of low OM and not optimum pH	IS
0.5	Medium to fine textured sands, low to medium OM, soils of pH <5, CEC <4 cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	SI
0	Coarse to medium textured sands, soils of pH <4.5, CEC <2 cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	S

<sup>1)</sup>In: AG Boden, 2005

**b) Rooting depth (RD<sub>p</sub>)**

Score	Characteristic	Barriers to rooting	AG Boden, 2005 <sup>1)</sup>
2	RD <sub>p</sub> >1.25 m	Water table, anoxic layers, OM free sandy layers >0.2 m, coarse OM free sands >0.1 m, rock or gravel underground, iron pans, compacted layers > 0.3 m	>1.3 m
1.5	RD <sub>p</sub> 1 - 1.25 m		1- 1.3 m
1	RD <sub>p</sub> 0.75 - 1 m, maximum of sandy soils		0.8 - 1 m
0.5	RD <sub>p</sub> 0.5 - 0.75 m		0.5 - 0.8 m
0	RD <sub>p</sub> <0.5 m		<0.5 m

<sup>1)</sup>Effective rooting depth

**Results**

Results show the feasibility and reliability of both methods to characterize the soil potential for cropping (SQR) and structural status (VSA) in terms of good, moderate or poor. Some parameters of the VSA method like earthworm numbers were seasonally and regionally dependent and have to be adapted. Soils in the vicinity of Berlin indicated a severe compaction status of field headlands. Coarse blocky soil aggregates were a reliable indicator of the loss of soil structure. Compaction of headlands was indicated by both measured parameters and by VSA (Table 4).

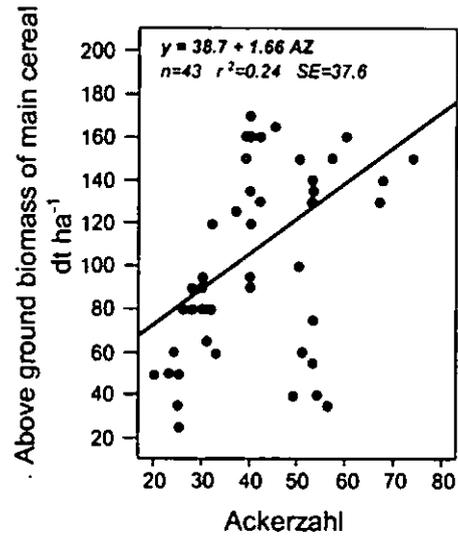
**Table 4: Structure parameters of the field and headlands on arable land (Clay < 20 %)**

Parameter	Depth	Field sites	Headlands
DBD (Mg m <sup>-3</sup> )	T	1.52	1.75 *
	S	1.58	1.67
Mechanical degree of compaction <sup>1)</sup>	T	0.84	0.97 *
	S	0.88	0.92
Ecological degree of compaction <sup>2)</sup>	T	0.83	3.75 *
	S	0.17	1.75
Penetration resistance (N mm <sup>-2</sup> )	T	1.09	1.81
	S	2.25	3.26*
Porosity VSA <sup>3)</sup>	T	1.25	0.63 *
	S	1.29	0.88
Structure VSA	T	1.85	1.50 *
Compaction VSA	S	1.25	0.55 *

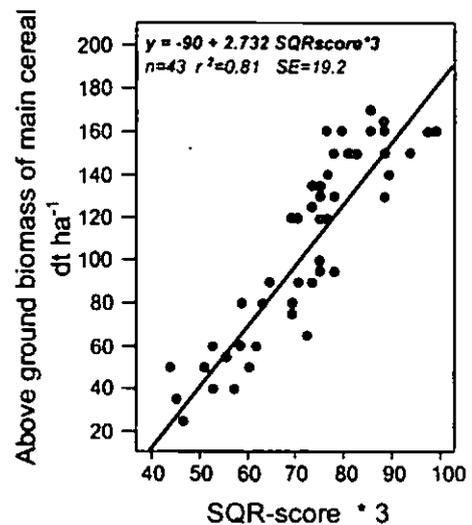
<sup>1)</sup>DBD / Proctor density, <sup>2)</sup> DBD minus a substrate specific yield limiting threshold value (Frielinghaus et al., 2002, 0 =less or equal threshold, 1=0.05-0.1 higher than threshold, 2=0.1-0.15, 3=0.15-0.2, 4=>0.2), <sup>3)</sup> VSA and SQR scores of 2 are optimum and the minimum is 0, T=topsoil, S=subsoil, \*=significant different at 0.05 level

The crop yield in this region was governed by the deep rooting potential of the soil substrate and the water holding capacity of the root zone. It was less correlated with the Ackerzahl (Fig. 1) but fairly correlated with the SQR- score (Fig. 2). Wetness was a locally limiting phenomenon, and clearly indicated by both methods, crop yields and physical measurements.

On pastures the soil structure of stock tracks was significantly worse as compared with moderate grazed and trampled areas. On grassland the depth of watertable was the decisive parameter that controls both aspects of soil quality. With peatlands a moderate drainage status of 0.4 - 0.7 m indicated best soil quality for pasture and meadow.



**Fig. 1: Above ground biomass of cereals and Ackerzahl of the German Soil Rating System**



**Fig. 2: Above ground biomass of cereals and SQR score**

**References**

AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA5), Hannover, 432 S.  
 Frielinghaus, M., Petelkau, H., Seidel, K., Thiere, J., L. Völker & Winnige, B. (2002): Informationsheft zum landwirtschaftlichen Bodenschutz im Land Brandenburg: Teil Bodenschadverdichtungen: 63 S.; (Potsdam, Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung).  
 Shepherd, T. G., Ross, C. W., Basher, L. R., Sagar, S., (2000): Soil Management Guidelines for Sustainable Cropping. Landcare Research, Palmerston North, New Zealand, 84 pp.

# Schadstoff-Einträge in das Grundwasser in einem forstwirtschaftlich genutzten Wassereinzugsgebiet am Niederrhein - Ursachen und Entwicklung -

C. Nolte & R. Fohrmann

## Einleitung

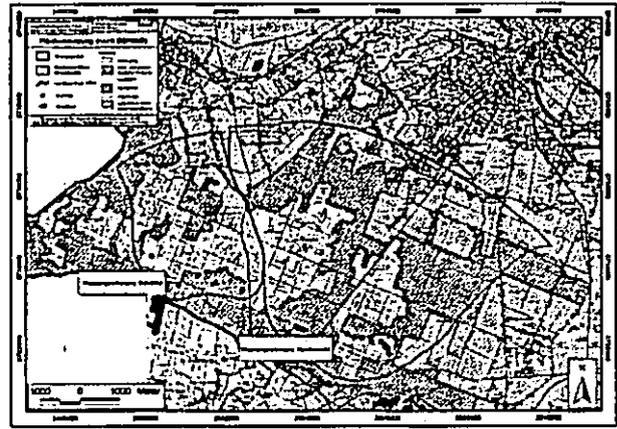
Waldflächen in Wassereinzugsgebieten haben u. a. eine wichtige Funktion für die qualitative Sicherung wasserwirtschaftlich genutzter Grundwasservorkommen. Die Ergebnisse des vom IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser seit mehreren Jahren im Klever Reichswald durchgeführten Grundwassermonitorings zeigen jedoch, dass auch unter dieser Nutzungsform mit einer erheblichen Stoffbe-frachtung des Grundwassers gerechnet werden muss.

Im Rahmen einer Studie, die vom IWW gemeinsam mit der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW (LÖBF NRW) und im Auftrag der Stadtwerke Kleve GmbH und der Wasserförderungsgesellschaft Scheidal mbH durchgeführt worden ist, wurde auf Basis aller zur Verfügung stehenden Daten das standort- und nutzungsspezifische Gefährdungspotenzial des Aquifers abgeschätzt. Hierbei galt es, nicht nur die Nährstoffversorgung, sondern auch den Versauerungszustand der Böden bzw. des tieferen Untergrundes mit in die Bewertung einzubeziehen. Neben den Standortmerkmalen (Stickstoff-Vorrat in der Humusaufgabe, Rückhaltevermögen) musste auch die Kinetik im Grundwasser (u. a. Denitrifikation) berücksichtigt werden.

## Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Der Klever Reichswald, ein anthropogen stark überformter Eichen-Buchen-Mischwald liegt am nördlichen Niederrhein zwischen der Stadt Kleve im Nordosten und der deutsch-niederländischen Grenze im Westen und Südwesten. Das ca. 5.500 ha große fast vollständig geschlossene Waldgebiet setzt sich zur Hälfte aus strukturarmen Nadelgehölzen (Kiefer, Fichte, Lärche) und zu jeweils einem Viertel aus reinen Laubwald- bzw. Mischwaldbeständen zusammen (**Karte 1**).

Die Einzugsgebiete der beiden Wassergewinnungen werden nahezu ausschließlich von Wald bedeckt, nur das östlich gelegene Gebiet hat einen etwas höheren Anteil nichtforstwirtschaftlicher Nutzungen (v. a. Land- und Gartenbau auf einer Fläche von ca. 30 %). Im Untersuchungsgebiet dominieren lehmige Braunerden und Parabraunerden, vereinzelt haben sich auch sandige Podsol-Braunerden ausgebildet (GLA NRW 1998, GD NRW 2004). Das Denitrifikationspotenzial im Oberboden ist bei den grundwasserfernen und zur schwachen Staunässe neigenden Standorten gering.

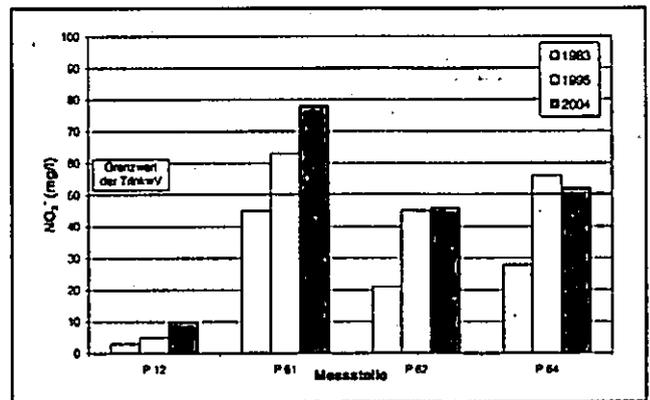


**Karte 1:** Flächennutzung im Untersuchungsgebiet

Die beiden Wasserversorgungsunternehmen betreiben insgesamt 14 Vertikal- und 1 Horizontalfilterbrunnen mit einer jährlichen Gesamtförderung von rund 9,5 Mio. m<sup>3</sup> Grundwasser. Das Rohwasser wird in den Wasserwerken Reichswald und Scheidal aufbereitet und in das öffentliche Trinkwassernetz eingespeist.

## Ergebnisse

Die Auswertung der gut 20-jährigen Zeitreihen zur Grundwasserqualität ergab, dass die Nitratbelastung in den Jahren 1983 bis heute stark zugenommen hat. Betrug die mittlere Konzentration im Anstrom der Waldmessstellen 1983 noch 22 mg NO<sub>3</sub>/l, wird derzeit eine durchschnittliche Belastung von 52 mg NO<sub>3</sub>/l gemessen. Damit wird der Trinkwassergrenzwert für diesen Parameter erreicht bzw. überschritten. Die **Abbildung 1** zeigt anhand ausgewählter Grundwasserproben die Verschlechterung der Situation.



**Abbildung 1:** Entwicklung der Nitratkonzentration im Grundwasser der Messstellen P12, P61, P62 und P64

Allein aufgrund des in Teilbereichen des Untersuchungsgebietes im tieferen Untergrund bestehenden Denitrifikationspotenzials bzw. der hieraus resultierenden geringeren Nitratkonzentration im Rohwasser kann der Grenzwert für das abgegebene Trinkwasser eingehalten werden (IWW 2002, 2004). Als Beispiel für den beobachteten Nitratabbau im Vorfeld der Wassergewinnungen sind in der **Abbildung 1** die Nitratkonzentrationen der an der Messstelle P12 entnommenen Proben angeführt.

Überraschend hohe und in dieser Größenordnung für Waldparzellen nicht erwartete Nmin-Werte (ca. 70 kg N/ha in 0 - 90 cm Tiefe, Probenahmeterrain: Ende der Vegetationsperiode) belegen, dass die über die Atmosphäre eingetragene bzw. bodenbürtig freigesetzte N-Menge die tatsächliche N-Aufnahme der Waldvegetation bei weitem übersteigt.

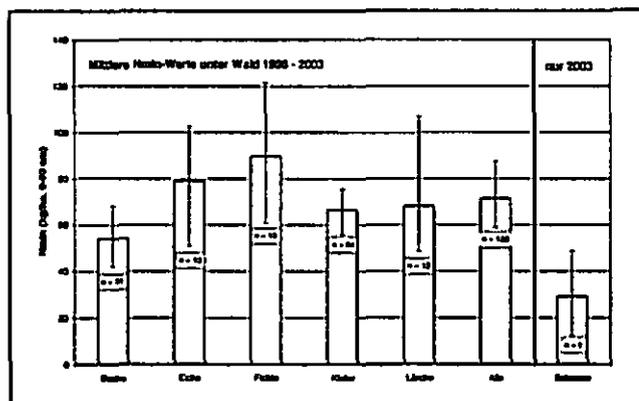


Abbildung 2: Mittlere Nmin-Werte im Klever Reichswald in den Jahren 1998 - 2003

Die für den Klever Reichswald aufgestellten N-Bilanzen zeigen, dass sich dieses Ökosystem im Sättigungszustand befindet (Gehrmann 2002). Dies bedeutet, dass die Differenz zwischen der eingetragenen/freigesetzten N-Menge und der N-Aufnahme aufgrund des fehlenden Speichervermögens zwangsläufig mit dem Sickerwasser ausgewaschen wird.

Die niedrigen pH-Werte der Oberböden (< pH 4,2, dies entspricht dem Eisen- und Aluminiumpufferbereich) sowie die erhöhten Aluminiumkonzentrationen im Sickerwasser sind das Resultat der erschöpften Pufferfunktion der Böden. Die Tiefenlage der Versauerungsfront lag zum Zeitpunkt der Aufnahme zweier Tiefbohrungen deutlich oberhalb der Grundwasser Oberfläche, sodass ein unmittelbarer Durchbruch in das Grundwasser derzeit nicht zu befürchten ist.

### Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Ergebnisse zeigen, dass der Klever Reichswald aufgrund der hohen atmosphärischen N-Einträge bzw. der über Jahrzehnte im Boden akkumulierten N-Menge seine ursprüngliche Funktion als Grundwasserschutz verloren hat. Für den Klever Reichswald, möglicherweise aber auch für weitere wasserwirtschaftlich genutzte Waldgebiete in Nordrhein-Westfalen ist es daher dringend geboten, über waldbauliche Maßnahmen und hier insbesondere über die Möglichkeiten zur Steigerung der N-Aufnahme bzw. der N-Abuhr nachzudenken.

Im konkreten Fall des Klever Reichswaldes prüft derzeit eine Arbeitsgruppe von Vertretern des IWW, der LÖBF NRW und des Forstamtes Kleve, inwieweit die Umsetzung nachhaltiger und finanzierbarer Maßnahmenkonzepte eine Verbesserung der Situation herbeiführen kann. So ist der Einsatz eines

Reisigbündlers geplant, mit dem über die normale Derbholznutzung hinaus zusätzlicher Stickstoff entzogen werden soll (Bild 1). Der Einsatz des Bündlers soll vorrangig in die Bereiche gelenkt werden, in denen ein größtmöglicher N-Entzug zu erwarten ist.



Bild 1: Einsatz eines Reisigbündlers (Foto: Dohmen, Landesbetrieb Wald und Holz NRW, Forstamt Kleve)

Es ist nicht davon auszugehen, dass allein mit dieser Maßnahme das Stickstoffproblem im Klever Reichswald gelöst werden kann. Langfristig angelegte Strategien wie z. B. der Umbau der Nadelholzreinstände in Mischbestände sowie die Senkung der atmosphärischen N-Einträge sind zur Reduzierung der N-Einträge in das Grundwasser und damit zur Sicherung der Grundwasserressourcen unabdingbar und sollten weiter vorangetrieben werden.

### Literatur

GD GEOLOGISCHER DIENST NRW (2004): Digitale Bodenkarte 1:50.000, Blatt L 4302 Kleve, Krefeld.

GEHRMANN, J. (2002): Unterschiede im Stickstoffstatus ausgewählter Waldökosysteme. In: Arbeitsgruppe Ökologisches Umweltmonitoring im Wald [Hrsg.]: Bericht über den ökologischen Zustand des Waldes, S. 39 - 45, Recklinghausen.

GLA GEOLOGISCHES LANDESAMT NRW (1998): Analoge Bodenkarte 1:5.000 zu den im Verfahren zur forstlichen Standorterkundung aufgenommenen Waldflächen im Bereich der Topographischen Karte 1:25.000, 4202 Kleve (inkl. Profilbeschreibungen), Krefeld.

IWW RHEINISCH-WESTFÄLISCHES INSTITUT FÜR WASSER, BERATUNGS- UND ENTWICKLUNGSGESELLSCHAFT MBH (2002): Hydrochemischer Gütebericht zur Entwicklung der Roh- und Reinwasserqualität der Wassergewinnung Scheidal der Wasserförderungsgesellschaft Scheidal mbh, Mülheim a. d. Ruhr (unveröffentlicht).

IWW RHEINISCH-WESTFÄLISCHES INSTITUT FÜR WASSER, BERATUNGS- UND ENTWICKLUNGSGESELLSCHAFT MBH (2004): Schadstoff-Einträge in das Grundwasser unter dem Klever Reichswald - Ursachen und Entwicklung -, Mülheim a. d. Ruhr (unveröffentlicht).

### Dank

Im Rahmen dieses Projektes wurden zahlreiche Daten von Dritten zur Verfügung gestellt (Stadtwerke Kleve GmbH, Wasserförderungsgesellschaft Scheidal GmbH, LÖBF NRW, GD NRW, LUA NRW, Forstamt Kleve). Hierfür sowie für die Bereitschaft zur fachliche Unterstützung sei an dieser Stelle allen Beteiligten gedankt.

## Kopplung und Test des prozessorientierten Stickstoffumsatzmodells DNDC mit dem Landschaftswasserhaushaltsmodell SWAT

T. Pohlert, L. Breuer, J.A. Huisman, H.-G. Frede

### Einleitung

Im Rahmen des SFB 299 „Landnutzungskonzepte für periphere Regionen“ wird eine modifizierte Version (Eckhardt et al. 2002) des Landschaftswasserhaushaltsmodells SWAT zur Simulation des Wasser- und Stoffhaushalts im Einzugsgebiet der Dill eingesetzt. Die bisherigen Ergebnisse zeigten, dass der Wasserhaushalt mit hoher Modellgüte abgebildet werden konnte (Huisman et al. 2003), jedoch die Simulation des N Haushaltes unbefriedigend war. Aus diesem Grunde wurden die auf dem Modell EPIC basierenden Algorithmen zur Beschreibung des terrestrischen N Umsatzes durch die Algorithmen des prozessorientierten biogeochemischen Modells DNDC ersetzt.

### Material & Methoden

Das Modell DNDC (Li et al 1992) berücksichtigt drei organische N Speicher, die durch spezifische C/N Verhältnisse und Ratenkoeffizienten charakterisiert sind. Sämtliche Stoffumwandlungen werden durch Reaktionskinetiken erster Ordnung beschrieben. Ein Teil des durch die Mineralisation freigesetzten N wird durch den Aufbau mikrobieller Biomasse immobilisiert. Reicht das freigestetzte mineralische N zum Aufbau der mikrobiellen Biomasse nicht aus, kommt es zur N-Zehrung, d. h. Ammonium- und Nitratgehalte werden im Model verringert. Ein Teil des Ammoniums wird an Tonteilchen adsorbiert, ein weiterer Teil wird entsprechend des pH-Wertes des Bodens in Ammoniak überführt, welches in die Atmosphäre entweichen kann (Volatilisation). Das Modell berücksichtigt sowohl nitrifikatorische, als auch denitrifikatorische N Emissionen.

Zunächst wurde das Modell an Hand eines langjährigen Lysimeterexperimentes der Station Brandis, Sachsen (Haferkorn 2000) getestet. Im weiteren Verlauf wurde das Modell auf der Skale der Landschaft eingesetzt und mit Daten der N Fracht der Dill (692,3 km<sup>2</sup>) überprüft.

## Lysimeterstation Brandis

Der Datensatz umfasste Monatswerte der realen Evapotranspiration, Perkolation und Nitratauswaschung für die Periode 1980 bis 1992. Ferner lagen detaillierte Informationen über die Bewirtschaftungsmaßnahmen vor. Abbildung 1 zeigt eine Profilbeschreibung des Bodenmonolithen.

Tab. 1: Bodenprofil für die Lysimetergruppe 5.

Horizont	Tiefe [cm]	Ton [%]	Schluff [%]	Humus [%]	KSAT [mm hr <sup>-1</sup> ]	TRD [g cm <sup>-3</sup> ]
Ap	0-35	8.0	30.0	2.1	635.0	1.49
C1	35-175	2.0	2.0		782.9	1.67
C2	175-300	4.0	2.0		391.7	1.53

Das Modell wurde schrittweise getestet. Zunächst wurden die Parameter, welche Evapotranspiration und Perkolation steuern, automatisch kalibriert. Näheres zu diesem Verfahren ist Huisman et al. (2005) zu entnehmen. Die Modelleffizienz nach Nash & Sutcliffe (1970) betragen für die reale Evapotranspiration 0.75, 0.72 und 0.73 für den Kalibrierungszeitraum (1980-1986), Validierungszeitraum (1987-1992) und die Gesamtperiode. Bezüglich der Perkolation sind die Modellgüten 0.58, 0.63 und 0.61.

Im Anschluss an die automatische Kalibrierung erfolgte eine regressionsbasierte regionale Sensitivitätsanalyse (RSA) (Christiaens & Feyen 2002) mit den Größen die den N Haushalt steuern (12 Parameter). Es konnten 6 Parameter identifiziert werden, die im hohen Maße Einfluss auf die Nitratauswaschung haben. Mit diesen verblieben Parametern wurde eine Unsicherheitsanalyse nach dem GLUE Verfahren (Beven & Freer 2001) durchgeführt. Als Akzeptanzkriterium wurde eine Modelleffizienz größer 0.35 gewählt. Abbildung 1 zeigt den Verlauf beobachteter N Auswaschung sowie akzeptable Simulationsläufe.

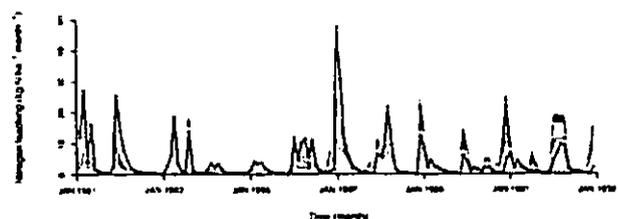


Abb. 1: Beobachtete N Auswaschung (schwarz) und akzeptable (NSE > 0.35) Simulationsläufe nach den GLUE Verfahren (aus Pohlert et al. 2005).

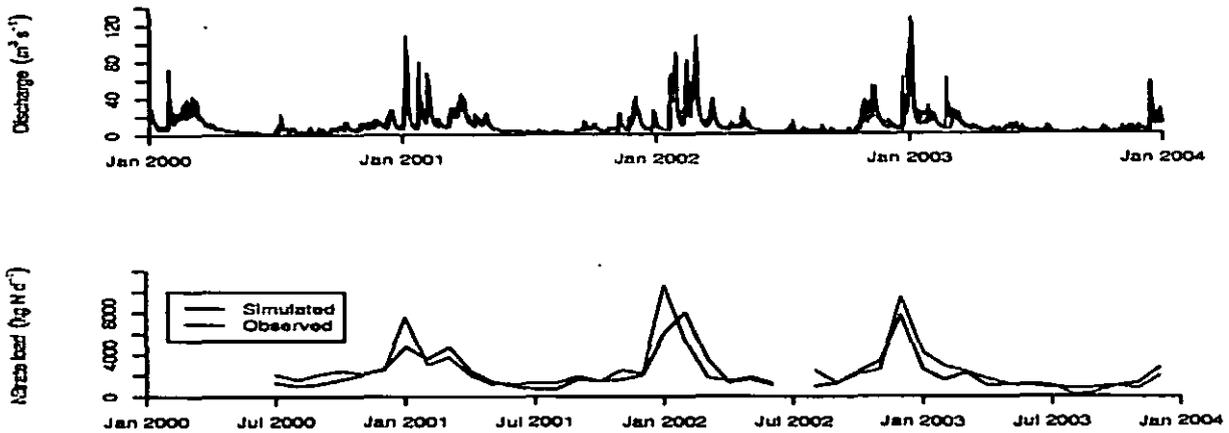


Abb. 2: Beobachteter und simulierter Tagesabfluss (oben) und monatliche N Fracht (unten) für den Pegel Aßlar (aus Pohlert et al. 2005)

Wie der Abb. 1 zu entnehmen ist, simuliert das Modell den zeitlichen Verlauf akzeptabel. Es konnten Modelleffizienten bis zu 0,4 erzielt werden, was im Vergleich zur vorherigen SWAT Version eine erhebliche Steigerung ist (NSE = -0,22).

### Einzugsgebiet Dill

Eine weitere Modellüberprüfung fand mit Datensätzen des Einzugsgebiets der Dill statt. Der GIS-Datensatz für die Modellierung umfasste ein DHM (25 X 25 m), eine aus LANDSAT TM5 Daten abgeleitete Landnutzungskarte (Nöhles 2000) und digitalisierten BÜK 50 Karten. Für die Periode 2000 bis 2004 standen Tageswerte des Niederschlags von 12 DWD-Stationen zur Verfügung; Tageswerte der Temperatur, Windgeschwindigkeit, Luftfeuchte und Globalstrahlung waren von 2 Klimahauptstationen vorhanden. Es wurden N Ablaufwerte der größten Kläranlagen recherchiert, die etwa 90 % aller Punkteinträge ausmachen.

Seit Mitte 2000 werden Tagesmischproben am Pegel Aßlar entnommen und u. a. auf N Verbindungen analysiert. Die Nitratkonzentrationen zwischen 2000 und 2004 reichen zwischen 0,5 bis 10,3 mg l<sup>-1</sup> (Mittel = 3,4 mg l<sup>-1</sup>).

Informationen zu Fruchtfolgewechsel und Düngemittelapplikation im Gebiet wurden aus Lenhart (2003) entnommen; pH-Werte entstammen der Arbeit von Sauer (2002) und wurden landnutzungsspezifisch zugewiesen.

Abbildung 2 gibt die Simulationsergebnisse wieder. Die Modelleffizienz für den Tagesabfluss beträgt 0,46 (0,92 Monatswerte) für das Zeitintervall 2000 bis 2003. Die Modelleffi-

zienz für monatliche N Frachten beträgt 0,54; der relative Bilanzfehler beträgt 12 %.

### Schlussfolgerung

Durch die Kopplung von DNDC und SWAT konnte die Modellgüte bezüglich der Simulation des Lysimeterverhaltens erheblich gesteigert werden. Die RSA und das GLUE Verfahren sind sehr nützlich zur Identifikation sensibler Parameter und zur Abschätzung der Modellunsicherheit. Die Nitratfracht der Dill konnte mit akzeptabler Genauigkeit simuliert werden, was eine Anwendung des Modells für Szenarienanalysen rechtfertigt. Dieses erfolgt in einer weitergehenden Studie.

### Danksagung

Die Arbeit wurde im Rahmen des SFB 299 „Landnutzungskonzepte für periphere Regionen“ durch die DFG gefördert.

### Literatur

- Beven K, Freer J, 2001, *J Hydrol*, 249, 11-29.
- Christiaens K, Feyen J, 2002, *Water Resour Res*, 38(9), 1169-1184
- Eckhardt K, Haverkamp S, Fohrer N, Frede H-G, 2002. *Phys Chem Earth B*, 27, 641-644.
- Haferkom U, 2000, Diss Univ Göttingen, 137 S.
- Huisman JA, Breuer L, Eckhardt K, Frede H-G, 2003. TWRI Report 266, 168-173.
- Huisman JA, Pohlert T, Breuer L, Frede H-G, 2005. 3rd Proc. SWAT 2005, in Druck.
- Lenhart T, 2003, Diss Univ Gießen, 174 S.
- Li C, Frolking S, Frolking TA, 1992. *J Geophys Res*, 97, 9759-9776.
- Nash JE, Sutcliffe JV, 1970. *J Hydrol* 10, 282-290.
- Nöhles, I, 2000, Diss Univ Gießen, 160 S.
- Pohlert T, Breuer L., Huisman JA, Frede H-G, 2005. *EWRA Conf. 2005*, Paper Nr. EWRA 151.
- Sauer D, 2002, Diss Univ Gießen, 294 S.

## Modellierung von Phosphorverlusten durch Abschwemmung auf Einzugsgebietsebene

Volker Prasuhn<sup>1)</sup>, Patrick Lazzarotto<sup>1),3)</sup>, Christian Stamm<sup>2)</sup>, Hannes Flüeler<sup>3)</sup>

### Einleitung

Die wichtigsten diffusen Eintragspfade von Phosphor (P) in die Gewässer in intensiv genutzten Graslandgebieten mit hohen Tierzahlen und übermässiger Düngung sind die Abschwemmung durch Oberflächenabfluss und Verluste durch Drainagen über Makroporenfluss. Es ist jedoch meist unklar, welches die beitragenden Flächen sind und wie hoch der Anteil ist, der aus direkter Gülleabschwemmung stammt und wie viel aus der obersten, stark mit P angereicherten Bodenschicht mobilisiert werden kann. Zur Modellierung der Risikoflächen auf Einzugsgebietsebene fehlen meistens die benötigten Inputdaten bzw. die bestehenden Modelle sind überparametrisiert. In einem kleinen Einzugsgebiet in der Schweiz (Lippenrütibach), in dem sehr detaillierte Daten zu Abfluss und P-Konzentrationen (stündlich), P-Gehalte im Oberboden (parzellenscharf), Güllegaben (parzellenscharf, täglich), etc. über mehrere Jahre vorlagen, wurde ein einfaches dynamisches Niederschlag-Abfluss-Modell auf Einzugsgebietsebene entwickelt und mit einem P-Modell gekoppelt.

### Methodik

Das Untersuchungsgebiet liegt im Luzerner Mittelland am Sempachersee, der seit Jahrzehnten wegen Eutrophierungsproblemen künstlich belüftet werden muss. Es wurden vier Einzugsgebiete ausgewählt, die zwischen 1,2 und 6,2 km<sup>2</sup> gross und überwiegend landwirtschaftlich genutzt sind. Rund 90% der landwirtschaftlichen Nutzflächen sind Grasland, 10% sind offenes Ackerland. Der mittlere Jahresniederschlag liegt bei 1'100 - 1'200 mm, der mittlere Jahresabfluss bei rund 600 - 700 mm. Bei den Böden dominieren mehrheitlich Braunerden und Gleye. Der Anteil gut durchlässiger Böden der landwirtschaftlich genutzten Flächen schwankt in den verschiedenen Einzugsgebieten zwischen 42% und 78%, der Anteil schlecht

durchlässiger Böden zwischen 16% und 40%. 30% bis 40% der Böden sind drainiert. Der Viehbesatz ist mit über 2 GVE/ha einer der höchsten in der Schweiz, Schweinemast ist weit verbreitet. Entsprechend hoch ist auch der P-Anfall.

Um die wichtigsten Prozesse der P-Exportdynamik zu verstehen und um einen geeigneten Modellansatz zu entwickeln, erfolgte zunächst eine detaillierte Analyse von zeitlich hoch aufgelösten Daten von Abfluss und Nährstoffkonzentrationen (Stundenwerte über mehrere Jahre) in zwei verschiedenen Einzugsgebieten am Sempachersee (Lazzarotto et al. 2005a).

Da das Abflussregime aller Einzugsgebiete um den Sempachersee mit dem Anteil an gut und schlecht durchlässigen Böden gut korreliert, basiert das präsentierte Niederschlag-Abfluss-Modell massgeblich auf der Differenzierung in diese zwei hydrologisch unterschiedlich reagierende Böden. Die Unterscheidung von gut und schlecht durchlässigen Böden mit der jeweiligen Zuordnung einer schnellen und langsamen Abflusskomponente unter Berücksichtigung von Bodenfeuchte, Landnutzung und Topografie war ausreichend, um die Abflussdynamik befriedigend zu reproduzieren.

### Ergebnisse

Das Modell basiert auf nur 10 Modellparametern. Deren Kalibrierung erfolgte über eine gleichzeitige Anpassung der berechneten Abflusskomponenten in vier verschiedenen Einzugsgebieten über eine repräsentative Zeitperiode von 11 Tagen (Lazzarotto et al. 2005b). Dabei wurden  $2 \times 10^7$  Monte-Carlo-Simulationen für die Kalibrierungsperiode durchgeführt. Bei einem Nash-Sutcliffe-Gütekriterium  $>0,6$  verblieben 8'100 robuste Parametersets mit befriedigenden Kalibrierungsergebnissen, die für die Validierung genutzt wurden. Die Validierung erfolgte über zwei andere 11-Tage-Perioden in den vier Einzugsgebieten und über die Vegetationsperioden von vier Jahren in einem Einzugsgebiet (Lippenrütibach). Die kurze Kalibrierungsperiode war ausreichend, um eine 15 mal längere Validierungsperiode adäquat abzubilden. Dabei wurde eine Breite von 80% der Simulationsergebnisse als Mass für die Unsicherheit des Modell-Outputs gewählt und als entsprechende Vorhersageband auch grafisch dargestellt (Abb. 1).

Die Quantifizierung der räumlichen Verteilung der abflussbeitragenden Flächen ergab, dass nicht nur die schlecht durchlässigen Böden zum schnellen Abfluss

<sup>1)</sup> Agroscope FAL Reckenholz, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, CH-8046 Zürich,

<sup>2)</sup> Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG), CH-8600 Dübendorf

<sup>3)</sup> ETH Zürich, Institut für terrestrische Ökologie (ITÖ), CH-8952 Schlieren

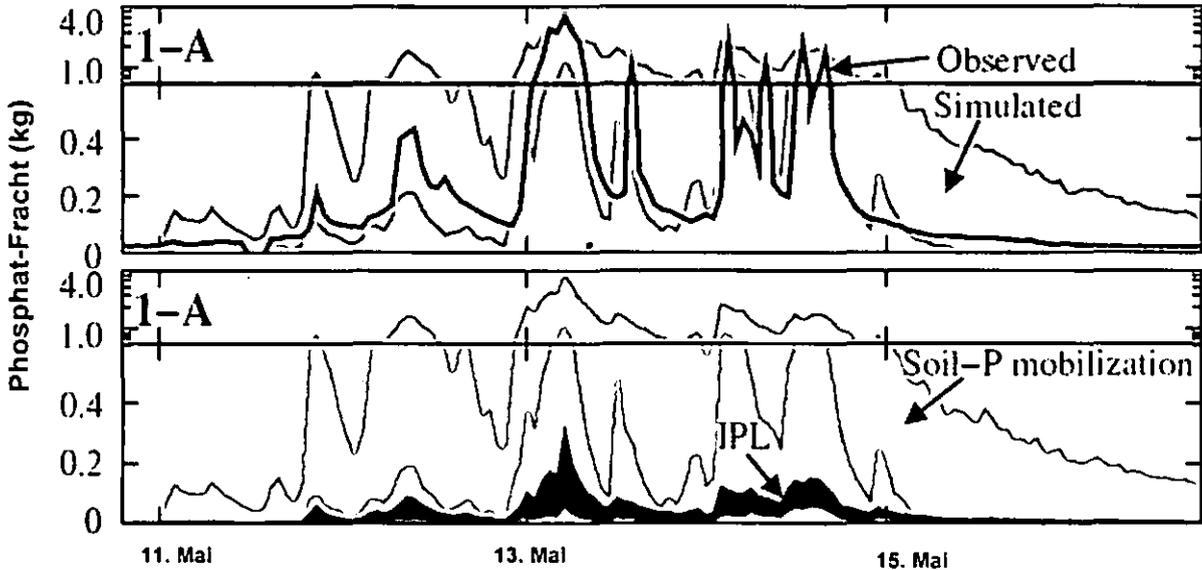


Abb. 1: Gemessene und berechnete Phosphat-Fracht im Lippenrütibach für ein Hochwasser im Mai 1999. Die grauen Bänder repräsentieren den simulierten Wertebereich. Die untere Grafik zeigt eine Aufteilung in den Anteil aus direkter Gülleabschwemmung (IPL) und den Anteil, der aus dem Boden mobilisiert wird (Quelle: Lazzarotto 2005).

beitragen, sondern bei grösseren Niederschlagsereignissen auch die gut durchlässigen Böden, sobald diese nass genug sind. Obwohl das Modell die Hydrologie der vier Einzugsgebiete befriedigend wiedergibt, sind die Modellvorhersagen mit erheblichen Unsicherheiten verknüpft. Diese spiegeln sich dann auch in der Vorhersage der beitragenden Flächen nieder. Dennoch ist es möglich, für einen Grossteil der Flächen mit befriedigender Wahrscheinlichkeit vorherzusagen, ob sie beitragen oder nicht.

Durch die Verknüpfung des Niederschlag-Abfluss-Modells mit einem zeitlich hoch auflösenden (stündlich) P-Modell wurde die Dynamik der P-Verluste gut reproduziert, obwohl die Modellparameter nur aus experimentellen Daten aus Feldversuchen ohne weitere Kalibrierung abgeleitet wurden (Abb. 1). Während der Vegetationsperiode stammen nur etwa 10% bis maximal 30% der gelösten P-Frachten aus der direkten Gülleabschwemmung, der überwiegende Teil ist bodenbürtig und wird bei Oberflächenabfluss aus dem Boden gelöst oder über Makroporen und Drainagen transportiert. Dies zeigt einerseits, dass die Gülleausbringung durch die Landwirte überwiegend zeitgerecht, d.h. den Witterungsbedingungen angepasst, ausgebracht wird. Andererseits sind die Böden im Untersuchungsgebiet nach jahrzehntelanger Überdüngung derart mit P angereichert, dass dieser bei Niederschlagsereignissen leicht ins Gewässer transportiert werden kann. Dieses Erkenntnis ist für die Beurteilung der Wirkung von Massnahmen von zent-

raler Bedeutung, da die bodenbürtigen P-Verluste nur sehr langfristig reduziert werden können. Entsprechend ist auch bisher keine oder nur eine geringe Wirkung der seit 1993 durchgeführten Massnahmen zur Verminderung der P-Belastung des Sempachersees aus der Landwirtschaft im Lippenrütibach messbar (Prasuhn & Lazzarotto 2005).

Die Arbeiten wurden in einer kürzlich abgeschlossenen Dissertation (Lazzarotto 2005) im Rahmen der COST-Aktion 832: „Methodologies for estimating the agricultural contribution to eutrophication“ durchgeführt und finanziell vom Staatssekretariat für Bildung und Forschung (SBF) unterstützt.

#### Literatur:

- Lazzarotto, P. (2005): Modeling phosphorus runoff at the catchment scale. - Diss 15857 ETH Zürich; 166 S.
- Lazzarotto, P., Prasuhn, V., Butscher, E., Crespi, C., Flühler, H. und C. Stamm (2005a): Phosphorus export dynamics from two Swiss grassland catchments. *Journal of Hydrology* 304, 139-150.
- Lazzarotto, P., Stamm, C., Prasuhn, V. und H. Flühler (2005b): A parsimonious soil-type based rainfall-runoff model simultaneously tested in four small agricultural catchments. - *Journal of Hydrology* (in press).
- Prasuhn, V. und P. Lazzarotto (2005): Abschwemmung von Phosphor aus Grasland im Einzugsgebiet des Sempachersees. - In: Evaluation der Ökomassnahmen: Bereich Stickstoff und Phosphor, Schriftenreihe der FAL, Zürich-Reckenholz (im Druck).

## Vergleich zweier Maßnahmen zur lokalen Sicherung der Trinkwasserqualität in stickstoffgesättigten versauerten Kiefernwaldstandorten

Jörg Prietzel<sup>1</sup>

### Einleitung

Kiefernwälder galten aufgrund ihrer Stickstoff-oligotrophie bislang als ideale Gebiete zur Gewinnung von nitratarmem grundwasserbürtigem Trinkwasser. Hohe atmogene Stickstoffeinträge hatten in den letzten Jahren vielerorts eine starke N-Eutrophierung dieser Wälder zur Folge. Bodensickerwasser und Grundwasser derartiger Standorte weisen heutzutage oft erhöhte Nitratkonzentrationen auf; vielerorts wird der TVO-Grenzwert für  $\text{NO}_3^-$  überschritten, so dass eine Verwendung als Trinkwasser nur nach teurer Aufbereitung möglich ist. Da nicht von einer raschen Reduktion des atmogenen Stickstoffeintrags in deutsche Wälder auszugehen ist, gilt es andere Maßnahmen zur lokalen Sicherung der Trinkwasserqualität in den betroffenen Standorten zu entwickeln. Im Folgenden werden „moderne“ Streunutzung und Einbringung von Laubbäumen als zwei potentiell geeignete Maßnahmen zur De-eutrophierung N-gesättigter Kiefernwaldstandorte hinsichtlich (i) ihrer Wirksamkeit zur Minderung der  $\text{NO}_3^-$ -Konzentration im Bodensickerwasser und des N-Eintrags in das Grundwasser, (ii) ihrer ökologischen Nebenwirkungen und (iii) ihrer finanziellen und personellen Realisierbarkeit verglichen.

### Material und Methoden

In drei bayerischen Kiefernaltbeständen mit hohem atmogenem N-Eintrag („Dümbucher Forst“ bei Ingolstadt,  $17 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , Saure Braunerde aus Dünen sand; „Sommeracher Weg“ bei Volkach,  $14 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , saure Braunerde aus Dünen sand; „Schwarze Lache“ bei Neudrossenfeld,  $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , saure Braunerde aus Burgsandstein) wurden die Effekte einer seit 1996 jährlich durchgeführten landespflegerischen Streunutzung (Dümbucher Forst) bzw. einer Einbringung von Laubbäumen (Volkach: Eiche, Einbringung 1970; Neudrossenfeld: Eiche und Buche, Ein-

bringung 1950) auf die  $\text{NO}_3^-$ -Konzentration im Bodensickerwasser und den N-Eintrag in das Grundwasser untersucht. Hierzu wurden unmittelbar nebeneinander liegende Parzellen auf gleichem Standort mit bzw. ohne Streunutzung bzw. Laubholzeinbringung miteinander verglichen. Die Erfassung der  $\text{NH}_4^+$ - und  $\text{NO}_3^-$ -Konzentrationen im Bodensickerwasser erfolgte mittels in 80 cm Bodentiefe eingebrachten Keramik-Saugkerzen. In den i.d.R. monatlich beprobten Wässern wurde nach Membranfiltration ( $0,45 \mu\text{m}$  Porenweite) die  $\text{NH}_4^+$ -Konzentration photometrisch bestimmt, die Konzentrationen an  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{Cl}^-$  mittels Ionenchromatographie. Der Sickerwasseraustrag wurde am Standort Dümbucher Forst mit der Chloridmethode abgeschätzt bzw. an den Standorten Volkach und Neudrossenfeld mit dem Programm BROOK90 berechnet. Genauere Informationen zu den untersuchten Beständen sowie zur Erfassung der N-Ein- und -Austräge finden sich in Prietzel (2004) sowie in Prietzel und Kaiser (2005).

### Ergebnisse und Diskussion

Auf den nicht streugenen Parzellen des Kiefernbestands im Dümbucher Forst betrug die durchschnittliche  $\text{NO}_3^-$ -Konzentration im Bodensickerwasser je nach Höhe des atmogenen N-Eintrags zwischen 2 und  $12 \text{ mg l}^{-1}$ ; im Sommer wurden Spitzenwerte bis  $30 \text{ mg l}^{-1}$  gemessen (Abb. 1). Die  $\text{NH}_4^+$ -Konzentration lag immer im Bereich der Nachweisgrenze. Auf den streugerechten Parzellen lag die mittlere  $\text{NO}_3^-$ -Konzentration im Sickerwasser ausnahmslos unter  $3 \text{ mg l}^{-1}$ , die Spitzenwerte lagen bei  $5 \text{ mg l}^{-1}$ . Das Streurechen führte besonders bei höherem atmogenem N-Eintrag zu einer starken Verminderung der  $\text{NO}_3^-$ -Konzentration im Bodensickerwasser und des N-Austrags in das Grundwasser. Ursache hierfür ist der Entzug von leicht mineralisierbarem organischen Stickstoff aus der Humusauflage. Gleichzeitig verringerte sich allerdings die Masse der Humusauflage innerhalb von 6 Jahren um ca. 40%. Dies war mit einer Verringerung der nutzbaren Feldkapazität und einem Export anderer wichtiger Bioelemente in ökologisch relevanter Größenordnung verbunden. Der C-Verlust betrug 8-22% des Vorrats bis 1 m Tiefe, der Verlust an austauschbaren Basenkationen bis zu 20% des Vorrats bis 1 m Tiefe. Die Arbeitskosten der landespflegerischen Streunutzung belaufen sich auf 3000 bis 4000 Euro pro Hektar und Jahr.

<sup>1</sup> Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München  
D-85350 Freising-Weihenstephan

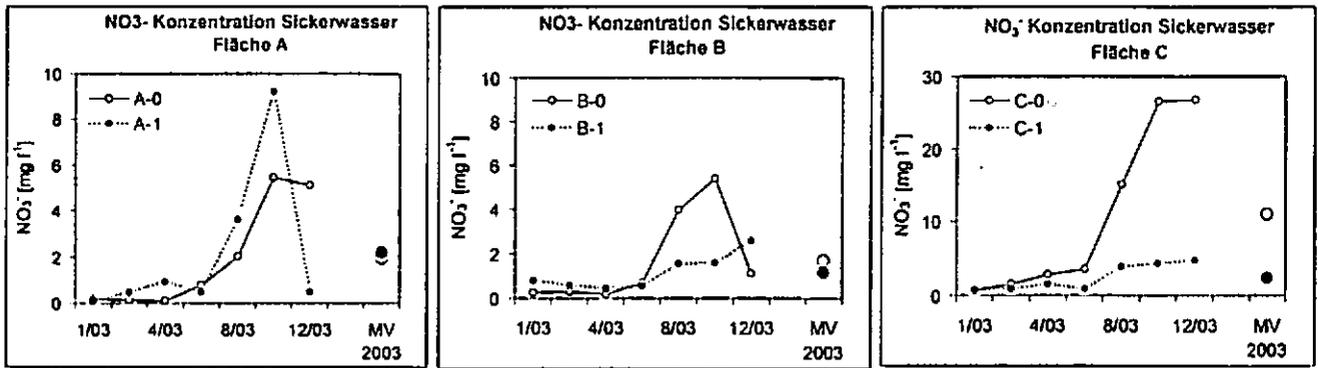


Abb. 1: NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Konzentrationen im Sickerwasser (80 cm Tiefe) der Kontrollparzellen (0) und der streugerechten Parzellen (1) im Dürnbucher Forst. MV: Arithmetischer Mittelwert.

Im Sickerwasser der Kiefernreinbestände bei Volkach und Neudrossenfeld lag die NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Konzentration im Mittel bei 1,5 bzw. 25 mg l<sup>-1</sup>. Unter den Eichenvoranbauten in Volkach (Abb. 2a) war kein Nitrat im Sickerwasser nachweisbar. Auch in Neudrossenfeld (Abb. 2b) war unter Eichenvoranbauten die mittlere NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Konzentration im Sickerwasser relativ zum Kiefernreinbe-

stand um 50% auf 12,5 mg l<sup>-1</sup> reduziert, unter Buche sogar um 90% auf weniger als 3 mg l<sup>-1</sup>.

### Zusammenfassung

Sowohl landespflegerische Streunutzung als auch die Einbringung von Laubbäumen in Kiefernreinbestände führen zu einer starken Verminderung der NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Konzentration im Bodensickerwasser und einer Reduktion des N-Eintrags in das Grundwasser. Während bei der Streunutzung Stickstoff und andere wichtige Bioelemente dem Standort irreversibel entzogen werden, erfolgt bei der Laubholzeinbringung eine Sequestrierung dieser Stoffe im Bodenumus und der Bestandesbiomasse. Die Streunutzung reduziert den N-Eintrag in das Grundwasser schnell, die Einbringung von Laubbäumen erst nach einigen Jahren. Eine landespflegerische Streunutzung ist jedoch sowohl aus Gesichtspunkten eines nachhaltigen Nährstoffmanagements von Waldstandorten wie auch aus Kostengründen allenfalls auf kleiner Fläche realisierbar. Die Einbringung von Laubholz in Kiefernreinbestände ist im Gegensatz zur Streunutzung nicht mit Bodendegradation, sondern einer Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit verbunden (Prietzl, 2004) und somit eine vielversprechende Maßnahme zur mittelfristigen Verminderung der NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Konzentration im Bodensickerwasser und Reduktion des N-Eintrags in das Grundwasser.

### Literatur

Prietzl, J. (2004): Humusveränderungen nach Einbringung von Buche und Eiche in Kiefernreinbestände. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 167, 428-438.

Prietzl, J. und Kaiser, K.O. (2005): De-eutrification of a nitrogen-saturated Scots pine forest by prescribed litter-raking. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168, 461-471.

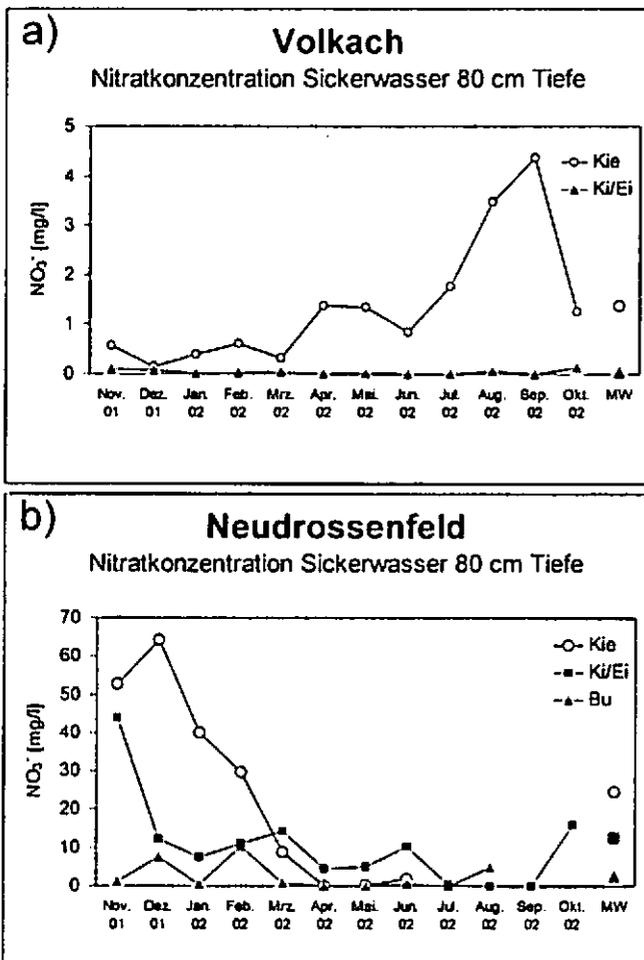


Abb. 2: NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Konzentrationen im Sickerwasser (80 cm Tiefe) der untersuchten Kiefernbestände bei Volkach (a) und Neudrossenfeld (b) ohne bzw. mit Laubholzeinbringung.

# Langfristige Schwermetallbilanzierung mit dem Modell ATOMIS (Assessment Tool for Metals in Soils)

W. Reiher<sup>1</sup>, R.-A. Düring<sup>1</sup>, S. Gäch<sup>1</sup>

## Einleitung

Im Rahmen des Sonderforschungsbereichs 299 (Landnutzungskonzepte für periphere Regionen) wurde der Modellverbund (ITE<sup>2</sup>M) zur integrierten ökonomischen und ökologischen Modellierung entwickelt, um alternative Landnutzungs- und Bewirtschaftungsszenarien einer Landschaft in Hinblick auf ihre Nachhaltigkeit bewerten zu können. Das Modell ATOMIS (Assessment Tool for Metals in Soils) prognostiziert und bewertet die nutzungsabhängige Schwermetall- (SM) Belastung von Oberböden für Ni, Cu, Zn, Cd und Pb.

## Material und Methoden

Als flächendeckende SM-Hintergrundkonzentrationen wurden den verschiedenen geologischen Einheiten des Untersuchungsgebiets (Einzugsgebiet der Dill nordwestlich von Gießen, 692 km<sup>2</sup>) die aus dem Königswasseraufschluss ermittelten Hintergrundwerte nach LABO (2003) zugeordnet. Über in Laborversuchen ermittelten Transferfunktionen (Gl. 1 & 2, Tab. 1 & 2) wurden hieraus die Bodenlösungsgehalte abgeleitet.

$$\log C_{EDTA} = a + b \log C_{KW} \quad (\text{Gl. 1})$$

mit:  $C_{EDTA}$  = EDTA-extrahierbare SM-Konz. [mg kg<sup>-1</sup>]  
 $C_{KW}$  = Königswasser-extrahierbare SM-Konz. [mg kg<sup>-1</sup>]  
 $a, b$  = Regressionskoeffizienten

Tab. 1: Beziehung zwischen der EDTA- und der KW-extrahierbaren SM-Fraktion

	a	b	R <sup>2</sup>	n
Ni	-1,106	0,675	0,255	504
Cu	-0,607	0,680	0,369	506
Zn	-1,229	0,904	0,216	470
Cd	-0,316	1,116	0,820	605
Pb	-1,159	1,373	0,810	803

$$\log C_{lg} = \frac{\log C_{sor} - \log \beta_0 - \beta_H \cdot \log [H^+] - \beta_{CEC} \cdot \log [CEC_{pot}]}{m} \quad (\text{Gl. 2})$$

mit:  $C_{lg}$  = lösliche SM-Konz. [mg kg<sup>-1</sup>]  
 $C_{sor}$  = sorbierte SM-Konz. [mg kg<sup>-1</sup>]  
 $[H^+]$  = Protonenkonzentration  
 $[CEC_{pot}]$  = pot. Kationenaustauschkapazität [cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>]  
 $\beta_0, \beta_H, \beta_{CEC}$  = Regressionskoeffizienten  
 $m$  = Freundlich-Exponent

Dabei wird die aus Batch-Versuchen abgeleitete sorbierte SM-Konz. aus Gl. 2 der EDTA-extrahierbaren SM-Konz. in Gl. 1 gleich gesetzt.

Tab. 2: Regressionskoeffizienten der erweiterten Freundlich-Isothermen

	$\beta_0$	$\beta_{H^+}$	$\beta_{CEC}$	m	R <sup>2</sup> <sub>adj.</sub>	n
Ni	1,18E-2	-0,439	0,732	0,657	0,955	459
Cu	5,30E-2	-0,447	0,775	0,617	0,885	496
Zn	1,00E-3	-0,666	0,844	0,612	0,923	581
Cd	2,14E-4	-0,634	1,265	0,886	0,945	2687
Pb	2,94	-0,261	0,600	0,284	0,637	2166

Durch Multiplikation mit der Sickerwasser- und Transpirationsrate, die vom Landschaftswasserhaushaltsmodell SWAT als jahresdurchschnittliche Kennzahlen für die Periode 1982 – 1998 berechnet wurden, ergibt sich der jährliche SM-Entzug auf jeder Rasterzelle (Auflösung: 25 x 25 m). Der jährliche SM-Input wird berechnet aus dem Eintrag über die Deposition (Hintergrund Referenzstation Ullrichstein des HLUG) und dem Eintrag über die P-Düngung. Daten zur Landnutzung, Bewirtschaftung sowie des P-Bedarfs einer Fläche liefert das agrarökonomische Modell ProLand für verschiedene agrarpolitische Szenarien (Abb. 1). Dabei erfolgte beim GAP-Szenario (gemeinsame EU-Agrarpolitik) die Annahme, dass es keine Schweinehaltung gibt. Die Rinder wurden ausschließlich in Ganzjahresstallhaltung gehalten. Somit standen Rindergülle und NPK-Dünger als Düngemittel zur Verfügung. Dabei wurde Rindergülle auf Rinderrfutterproduktionsflächen gedüngt und nur dem System entzogenes P und andere Flächen mit NPK gedüngt.

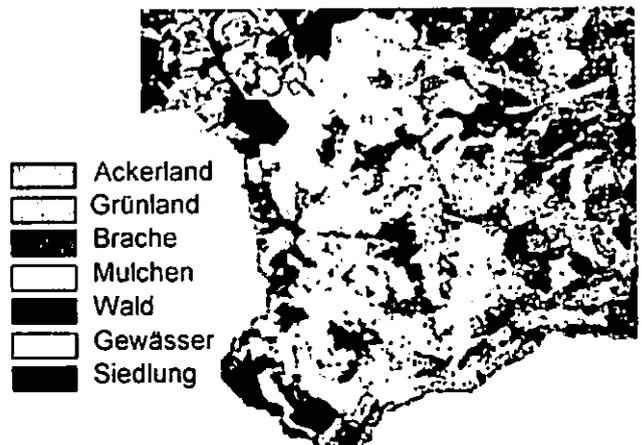


Abb.1: GAP-Landnutzungsszenario (Ausschnitt)

Die Standortdaten (Ton-, Skelett-, SOC-Gehalt, Hauptbodenart, Geologie) werden der gemeinsamen SFB-Standortdatenbank entnommen. Mittels 100 Monte-Carlo-Simulationen auf Basis des Latin Hypercube Samplings wurde der Einfluss der Unsicherheit der Eingangsdaten auf die Unsicherheit der Modellergebnisse ermittelt. Dazu wurden Streubereiche und Verteilungs-

<sup>1</sup> Justus-Liebig-Universität Gießen, Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Heinrich-Buff-Ring 26-32, 35392 Gießen, wolfgang.reiher@agr.uni-giessen.de

funktionen für alle relevanten Eingangsdaten ermittelt. Abb. 2 zeigt dies beispielhaft für die Cu-Hintergrundwerte.

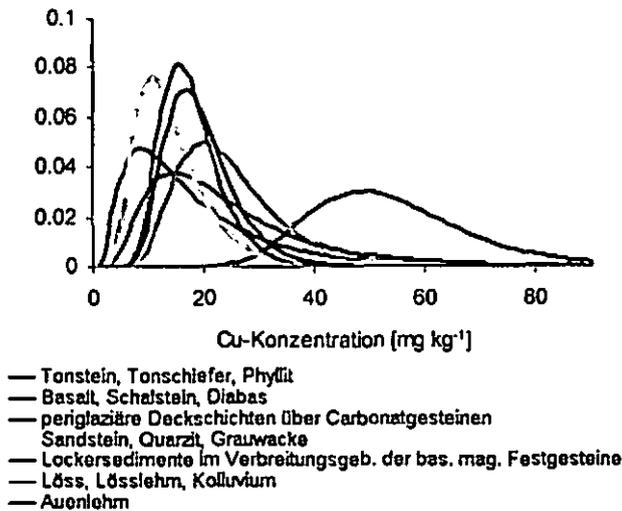


Abb. 2: Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen der Cu-Hintergrundwerte für die geologischen Einheiten im Dill-Einzugsgebiet

**Ergebnisse und Diskussion**

Abb. 3 zeigt die simulierte durchschnittliche Cu-Konzentration nach 500 Jahre. Abb. 4 stellt die Unsicherheit der Aussagen als Variationskoeffizient dem gegenüber.

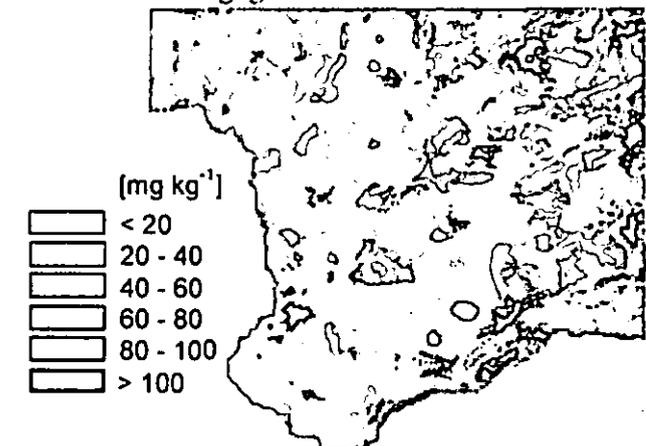


Abb. 3: Mittlere Cu-Konzentrationen nach 500 Jahren; n = 100 Monte-Carlo-Simulationen.

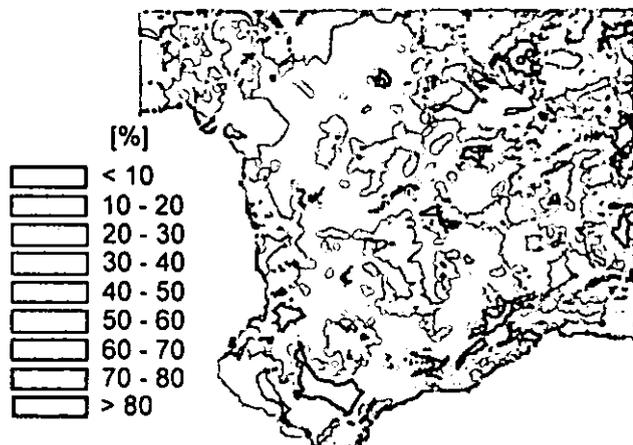


Abb. 4: Variationskoeffizienten der Cu-Konzentrationen nach 500 Jahren; n = 100 Monte-Carlo-Simulat.

Trotz Überschreitung des Vorsorgewerts für Cu (nahezu im gesamten Einzugsgebiet  $40 \text{ mg kg}^{-1}$ ) ist die Landnutzung im Hinblick auf die SM-Akkumulation in Oberböden und unter der Anwendung der aktuellen Bodenschutz-Gesetzgebung der BRD als nachhaltig zu bezeichnen, da die bei geogener Vorsorgewertüberschreitung zulässigen zusätzlichen Frachten nach BBodSchV ( $360 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) weder bei Cu noch bei einem der anderen modellierten SM überschritten werden. Die maximalen jährlichen Cu-Einträge inkl. Deposition wurden auf einzelnen Flächen mit  $173 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  berechnet. Diese SM-Einträge sind relativ gering, da aufgrund der schlechten Standortbedingungen nur eine relativ extensive Landwirtschaft mit geringen Erträgen und geringem P-Bedarf möglich ist.

Dennoch führt der stete SM-Eintrag zusammen mit den geringen Entzügen der gelösten SM über Sickerwasser und Pflanzenaufnahme auf landwirtschaftlichen Flächen zu einer allmählichen Akkumulation. Abb. 5 zeigt den Anteil landwirtschaftlicher Flächen mit Überschreitung des Vorsorgewerts über die Zeit. Bereits zum Zeitpunkt  $t = 0$  weisen mit einer Wahrscheinlichkeit von 50 % (Median) mehr als 20 % der landwirtschaftlichen Flächen Vorsorgewertüberschreitungen auf. Nach wenigen Dekaden steigt die Wahrscheinlichkeit, dass mehr als 20 % der landwirtschaftlichen Flächen Vorsorgewertüberschreitungen aufweisen von 0 auf 90 %.

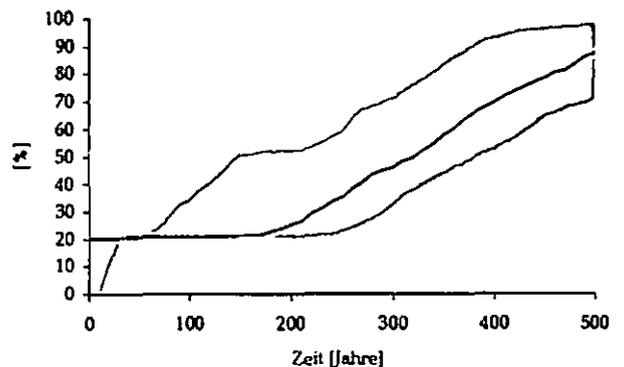


Abb. 5: Simulierter Anteil landwirtschaftlicher Flächen mit Überschreitungen des Vorsorgewertes für Cu. Median und 80 %-Konfidenzintervall; n = 100 Monte-Carlo-Simulationen.

**Schlussfolgerung**

Für eine Anwendung des Agrar-Umweltindikators SM-Akkumulation in Böden insbesondere im Rahmen einer regionalisierten Modellierung wird eine Betrachtung der Unsicherheiten aller Parameter empfohlen.

## Wurzelwachstumsanomalien als Ursache fehlerhafter Ergebnisse bei langjährigen Wassergehalts- und Wasserspannungsmessungen von Waldstandorten

Renger, M., Facklam, M., Kluge, B., Schlenther, L., Wessolek, G.

Bei langjährigen Wasserspannungs- und Wassergehaltsmessungen mit Hilfe von Tensiometern und TDR-Sonden besteht bei mehrjährigen Nutzungsarten (z. B. Wald und Grünland) die Gefahr, dass die Messwerte und damit auch die aus diesen Daten berechneten Evapotranspirations- und Tiefenversickerungswerte durch ein verstärktes Wurzelwachstum in der Nähe der Tensiometerzellen und TDR-Sonden verfälscht werden. Zur Überprüfung dieser Gefahr wurden an einem 45 Jahre alten Jungkiefernbestand im Grunewald nach 9 Jahren Tensiometer und TDR-Sonden ausgegraben. Bei dem untersuchten Standort handelt es sich um eine podsolige Braunerde aus Geschiebesand (feinsandiger Mittelsand).

### Ergebnisse der Ausgrabungen

Bei den Ausgrabungen konnte bei der Mehrzahl der tiefer als 60 cm eingebauten Tensiometer und TDR-Sonden ein verstärktes Wurzelwachstum im unmittelbaren Messbereich des Tensiometers und der TDR-Sonden beobachtet werden. Abb. 1 zeigt zunächst ein in 80 cm Tiefe eingebautes Tensiometer ohne Wurzelwachstum.



Abb. 1 Tensiometer ohne Wurzeln

Die Abb. 2 und 3 zeigen eine Tensiometerzelle und eine TDR-Sonde mit dichtem Wurzelwachstum, das bis zur größten Messtiefe von 250 cm beobachtet werden konnte.



Abb. 2 Tensiometerzelle mit dichtem Wurzelwachstum (Tiefe 160 cm)



Abb. 3 TDR-Sonde mit dichtem Wurzelwachstum (Tiefe 200 cm)

### Einfluss des Wurzelwachstums auf die Messergebnisse

In Abb. 4 ist die Beziehung zwischen den gemessenen Wasserspannungen und den Wassergehalten in 80 cm Tiefe für einen Zeitraum von 5 Jahren ohne den Einfluss von Wurzeln dargestellt. Die Abb. 4 zeigt, dass die Beziehung zwischen der Wasserspannung und dem Wassergehalt für die gesamte Messzeit von 5 Jahren gleich bleibt und mit einer Regressionsgeraden beschrieben werden kann. Wenn dagegen ein Einfluss von Wurzeln im Messbereich vorliegt (s. Abb. 5) treten dagegen je nach Wurzelintensität große Unterschiede in der Beziehung Wasserspannung/Wassergehalt zwischen den einzelnen Jahren auf.

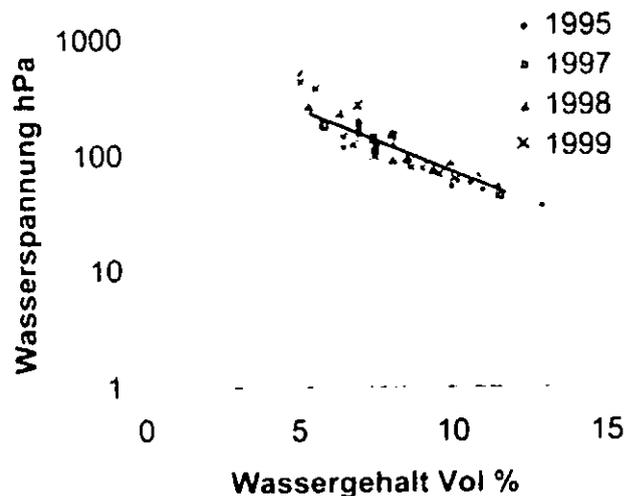


Abb. 4 Beziehung zwischen Wasserspannung und Wassergehalt in 80cm Tiefe ohne Wurzeinfluss.

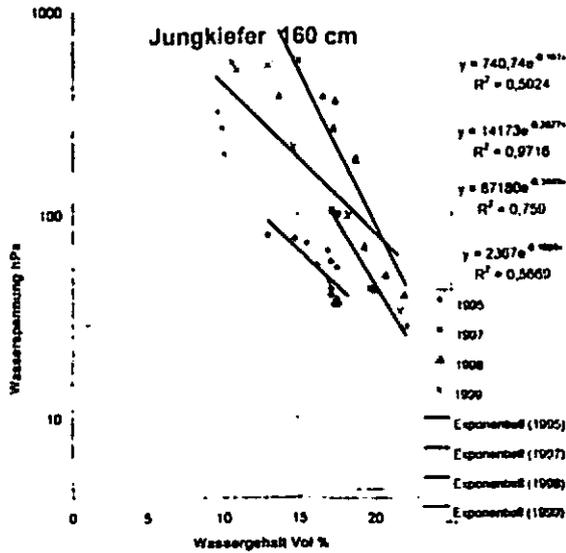


Abb. 5 Beziehung zwischen Wasserspannung und Wassergehalt in 160 cm Tiefe mit starken Wurzeinfluss

Fehler, die durch den Einfluss der Wurzeln entstehen, lassen sich auch anhand der Beziehung zwischen Wasserspannung bzw. Wassergehalt der einzelnen Messtiefen und der Bodenwassergesamtbilanz (errechnet aus Niederschlag minus reale Evapotranspiration) quantifizieren. Abb.6 zeigt zunächst diese Beziehung für die Messtiefe 80 cm ohne Wurzeinfluss.

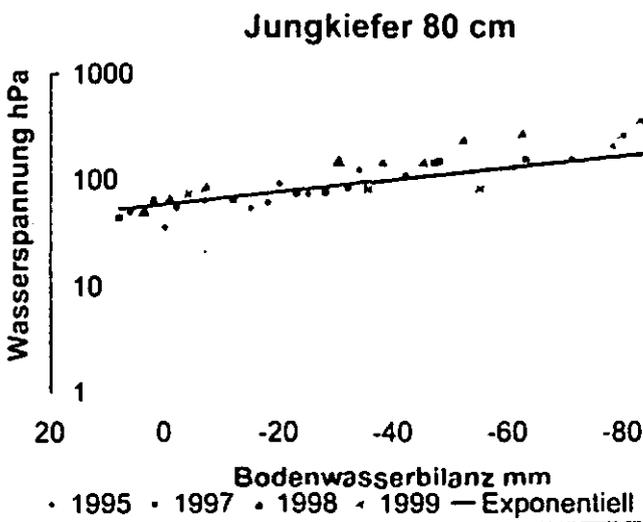


Abb. 6 Beziehung zwischen Wasserspannung und der Bodenwassergesamtbilanz (Tiefe 80 cm)

Man erkennt, dass sich die einzelnen Messjahre mit einer Regressionsgeraden beschreiben lassen. Bei gleichem Wasserbilanzdefizit tritt jedes Jahr eine fast gleiche Wasserspannung oder auch gleicher Wassergehalt auf. Ganz anders sieht es aus, wenn ein Wurzeinfluss vorliegt, dann trifft diese Beziehung auseinander (s. Abb. 7). In den Jahren 1998 und 1999 haben die Wurzeln den Tensiometermessbereich erreicht. Die gemessenen Werte sind nun unrealistisch.

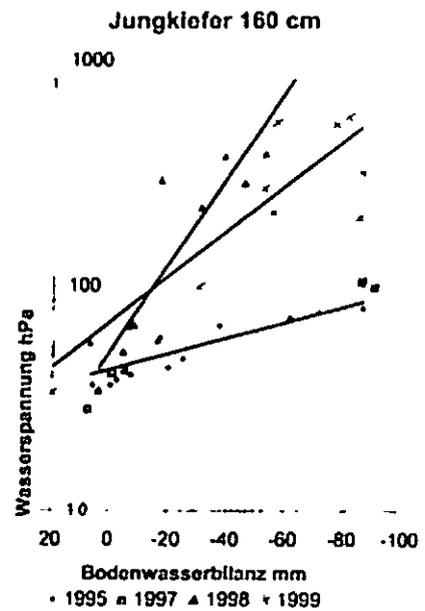


Abb. 7 Beziehung zwischen Wasserspannung und Bodenwasserbilanz

Mit Hilfe der für 1995 berechneten Beziehung zwischen Wasserspannung und Bodenwasserbilanz lassen sich die Fehler der Messjahre 1998 und 1999 quantifizieren und gleichzeitig korrigieren. Ein Vergleich zwischen den tatsächlich gemessenen und den korrigierten Wasserspannungswerten und Wassergehalten ergab, dass man die reale Evapotranspiration ohne Korrektur der Messwerte um 50 mm/a (= 10 % der Gesamtevapotranspiration) überschätzt und die Tiefenversickerung um 50 % unterschätzt.

#### Schlussfolgerungen

Die hier geschilderten Probleme dürften für viele Dauermessstellen mit mehrjährigen Nutzungsarten (z. B. Wald und Grünland) von Bedeutung sein. Stellt man anhand der Messergebnisse fest, dass Wurzeln den unmittelbaren Messbereich erreicht haben, so bleibt nur ein Umsetzen der Geräte übrig.

Um ein Wuzelwachstum zu vermeiden, sollten die tieferen Tensiometer und TDR-Sonden möglichst horizontal eingebaut werden, damit die Schäfte der Tensiometer und TDR-Sonden gar nicht mit intensiv durchwurzelten Zonen in Berührung kommen.

Eine weitere Möglichkeit Messfehler zu vermeiden besteht darin, dass man in den ersten Jahren in denen noch kein Wurzelwachstum auftritt, ein Wasserhaushaltsmodell validiert und die Zielgrößen Evapotranspiration und Tiefenversickerung für die weiteren Jahre mit dem Modell berechnet.

# Abschätzung der Vorbelastung strukturierter Böden aus Aggregatdichte und Trockenrohdichte

Jan Rücknagel<sup>1</sup>, Bodo Hofmann<sup>2</sup>, Olaf Christen<sup>2</sup>

## Einführung

Ein Schwerpunkt der bodenphysikalischen Forschung ist die Quantifizierung der Auswirkung des Befahrens von Ackerböden durch landwirtschaftliche Maschinen auf die Bodenstruktur. Oft werden dazu die Vorbelastungen der untersuchten Böden mit den gemessenen oder berechneten Drücken verglichen, um Aussagen über die Verdichtungsgefährdung treffen zu können. Zur Ableitung der Vorbelastung dienen aufwändige Druck-Setzungsversuche, welche im Labor an speziellen Stechzylinderproben durchgeführt werden. Im folgenden wird ein Ansatz vorgestellt, die Vorbelastung strukturierter Böden aus deren Aggregatdichte und Trockenrohdichte abzuschätzen.

## Material und Methoden

Basis der Untersuchungen sind 25 aus natürlicher Lagerung des Bodens entnommene Proben. Sie stammen aus der Ackerkrume und dem krumennahen Unterboden von Praxisschlägen, verschiedenen Bodenbearbeitungsversuchen und einem Langzeitversuch zur organischen Düngung. Ergänzt werden diese durch 7 gestörte Proben. Die verwandten Böden weisen eine relativ große texturielle Streubreite auf (Abb. 1).

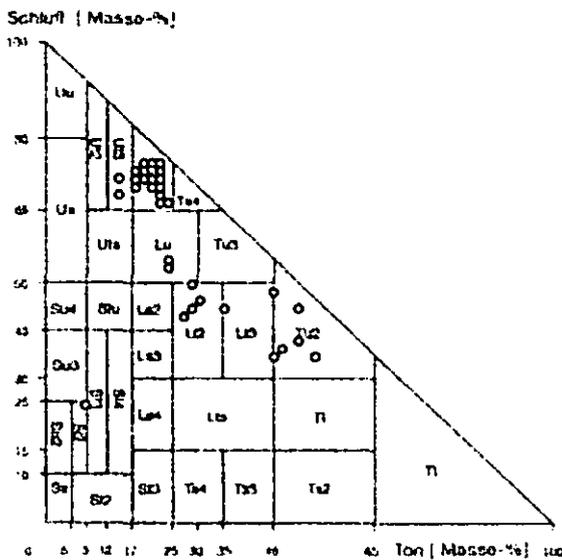


Abb. 1: Einordnung der untersuchten Proben in das Körnungsdreieck

Nach der Entnahme wurden die Stechzylinderproben gesättigt und in einer Sandsaugbox auf eine Wasserspannung von -6 kPa eingestellt. Anschließend wurden in einem vollautomatisch arbeitenden Ödometer nacheinander die Druckstufen 5, 10, 25, 50, 100, 200, 350 und 550 kPa aufgebracht. Jeder Stufe folgte eine Entlastungsphase von 15 Minuten. Die Belastungszeit betrug 180 Minuten je Druckstufe. Die Versuche fanden unter drainierten Bedingungen statt. Aus der Setzung (s) im Vergleich zur Ausgangshöhe (h) der Probe nach jeder Druckstufe und der Trockenrohdichte TRD zu Beginn des Versuches wurde die resultierende Trockenrohdichte der jeweiligen Druckstufe  $TRD_{s,i}$  berechnet (1).

$$TRD_{s,i} = \{(h - s)/h\}^{-1} \cdot TRD \quad (1)$$

Die daraus abgeleitete Druck - Trockenrohdichtefunktion diente zur Ermittlung der Vorbelastung nach dem graphischen Verfahren von Casagrande (1936).

Mit der Entnahme der Stechzylinder für die Oedometerversuche wurden in den selben Tiefenbereichen gestörte Bodenproben zur Bestimmung der mittleren Aggregatdichte entnommen. Dieses Bodenmaterial wurde im feldfeuchten Zustand vorsichtig durch ein Sieb mit 20 mm Öffnungsweite zerteilt und anschließend die Aggregate der Größe 8 - 10 mm ausgesiebt. Zur Aufsättigung der Aggregate und Einstellung der gleichen Wasserspannung (-6 kPa) wie in den Stechzylindern des Druck - Setzungsversuchs diente eine Sandsaugbox. Im Anschluss an die Einstellung der Wasserspannung wurde an einem Teil jeder Probe durch Trocknung bei 105 °C der Wassergehalt bestimmt. Der zweite Teil der Probe wurde gewogen, in ein feinmaschiges Netz überführt und in ein pflanzliches Öl (Viskosität 32) getaucht. Die so getränkten Aggregate wurden auf Filterpapier ausgebreitet, um das überschüssige Öl zu beseitigen. Damit wurde das Aggregat mit einem dünnen, Wasser abweisenden Film, der das Volumen vernachlässigbar beeinflusst, umhüllt. Anschließend wurden die so vorbehandelten Aggregate vollständig in Wasser getaucht. Die Aggregate verdrängen ein ihrem Volumen entsprechendes Wasservolumen (Archimedisches Prinzip). Aus der Masse der trockenen Aggregate  $m_d$  und dem Volumen  $V_A$  der Aggregate lässt sich die mittlere Aggregatdichte ARD errechnen:

$$ARD = m_d / V_A \quad (2)$$

Die Trockenmasse  $m_d$  der eingewogenen Aggregate ergibt sich aus der eingewogenen Aggregatmenge  $m_w$  bei einer Wasserspannung von -6 kPa und dem parallel bestimmten Wassergehalt w:

$$m_d = m_w / (w/100 + 1) \quad (3)$$

Für die statistische Auswertung der Daten wurde das Programm Statistica (StatSoft, 2003) genutzt. Die Ableitung des Regressionsmodells und die Mittelwertbildung aus den durchgeführten Wiederholungsmessungen basiert auf der Vorbelastung in logarithmischer Form ( $\log s_p$ ), da der Untersuchungsparameter Vorbelastung bei Verwendung der Einheit kPa eine rechtsschiefe Häufigkeitsverteilung aufweist, wie die Zusammenstellung der Datensätze von Lebert (1989) und Nissen (1998) zeigen (Abb. 2). Zur Beurteilung der Prognosegenauigkeit des Modells dienen die mittlere absolute Abweichung (MAE), das Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) der Regressionsfunktion und der Übereinstimmungsindex nach Willmott (1982).

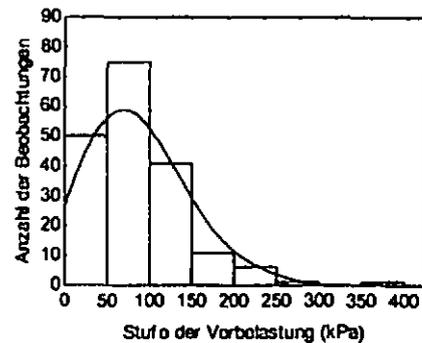


Abb. 2: Häufigkeitsverteilung der Vorbelastung (kPa) bei Wasserspannung -6 kPa nach Lebert (1989) und Nissen (1998)

## Ergebnisse und Diskussion

Aus Aggregatdichte und Trockenrohdichte wurde als Quotient das  $ARD/TRD$  - Verhältnis ermittelt. Dieses Verhältnis ist ein Maß für die Ausprägung des Interaggregatporensystems und damit auch der Dichteheterogenität innerhalb des Bodengefüges. Die ungestört entnommenen Proben des untersuchten Datensatzes zeigen deutliche Unterschiede in ihren physikalischen Eigenschaften. Diese beeinflussen das Druck - Dichteverhalten und die

<sup>1</sup> DLR-RNH, Rüdeshheimer Str. 68, 55545 Bad Kreuznach  
<sup>2</sup> MLU Halle-Wittenberg, Institut für Acker- und Pflanzenbau, Ludwig-Wucherer-Str. 2, 06108 Halle (Saale)

Höhe der Vorbelastung. Dabei können zwei prinzipielle Wirkungen festgestellt werden. So besitzen im ersten Fall (Abb. 3) beispielhaft die Standorte Marienborn 19 – 22 cm und Sprendlingen 19 – 22 cm eine ähnliche Initialdichte von 1,39 g/cm<sup>3</sup> bzw. 1,38 g/cm<sup>3</sup>. Sie unterscheiden sich aber wesentlich in der Aggregatdichte, welche bei Marienborn 19 – 22 cm 1,58 g/cm<sup>3</sup> und bei Sprendlingen 19 – 22 cm dagegen nur 1,37 g/cm<sup>3</sup> beträgt. Daraus ergeben sich unterschiedliche ARD/TRD - Verhältnisse von 1,14 bzw. 0,99. Während der Standort Marienborn 19 – 22 cm ein mittleres Interaggregatporensystem aufweist und die Aggregate halbhoften bis offen aneinander lagern, gibt es bei Sprendlingen 19 – 22 cm einen geschlossenen Aggregatverband ohne nachweisbares Interaggregatporensystem. Als Folge dieser strukturellen Differenzen ist die Neigung der Wiederverdichtungsgeraden bei Marienborn 19 – 22 cm erhöht, wodurch die Trockenrohddichte im Wiederverdichtungsbereich gegenüber Sprendlingen 19 – 22 cm mit steigender Auflast zunimmt. Die Erstverdichtungsgerade des Standortes Marienborn 19 – 22 cm ist um etwa 0,10 g/cm<sup>3</sup> in Richtung höherer Dichten verschoben. Vor allem diese Verschiebung führt zur Verringerung der Vorbelastung von 2,13 (Sprendlingen 19 – 22 cm) auf 1,87 (Marienborn 19 – 22 cm). In diesem Beispiel bestimmt die Größe des ARD/TRD - Verhältnisses bei gleicher Ausgangsdichte die Vorbelastung.

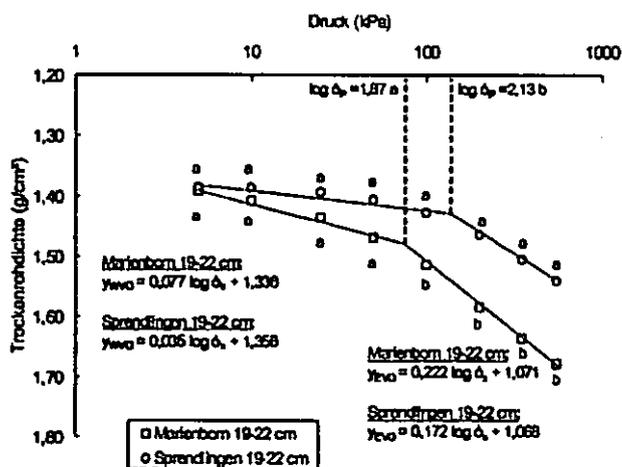


Abb. 3: Druck-Trockenrohddichtefunktionen von Proben mit gleicher Trockenrohddichte und unterschiedlichem ARD/TRD - Verhältnis

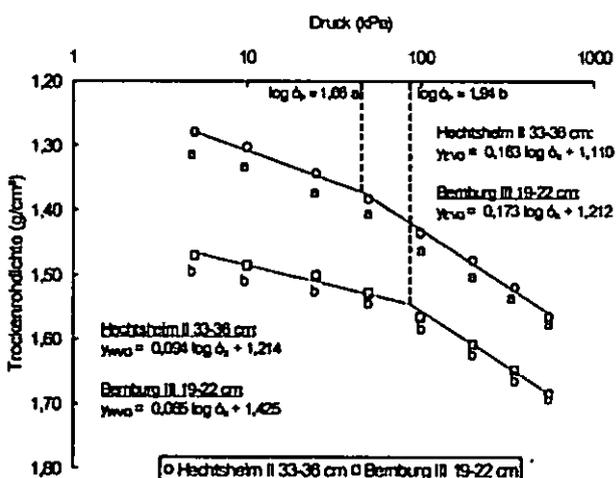


Abb. 4: Druck-Trockenrohddichtefunktionen von Proben mit gleichem ARD/TRD - Verhältnis und unterschiedlicher Trockenrohddichte

Im anderen Fall besitzen beispielhaft die Standorte Hechtsheim II 33-36 cm und Bernburg III 19-22 cm (Abb. 4) ein ähnliches ARD/TRD - Verhältnis von 1,13 bzw. 1,12. Der Standort Bernburg besitzt mit 1,47 g/cm<sup>3</sup> jedoch eine um 0,20 g/cm<sup>3</sup> höhere Trockenrohddichte sowie Aggregatdichte und seine Vorbelastung ist im Vergleich zum Standort Hechtsheim II 33-36 cm um 0,28

höher. Die Ursache für diese höhere Vorbelastung liegt wieder in der Lage der Erstverdichtungsgerade. Sie ist im Gegensatz zu Trockenrohddichte und Aggregatdichte nur um etwa 0,12 g/cm<sup>3</sup> in Richtung höherer Dichte verschoben. Das Beispiel verdeutlicht, dass eine steigende Trockenrohddichte auch bei gleichem ARD/TRD - Verhältnis und somit ähnlicher Lagerung der Aggregate zueinander mit einem Anstieg der Vorbelastung verbunden ist.

Werden die an den Beispielen dargestellten Wirkungen von Trockenrohddichte und ARD/TRD - Verhältnis systematisiert, dann können die Vorbelastungen des Datensatzes mit einem einfachen linearen Modell beschrieben werden (Abb. 5, (4)):

$$\log s_p = -3,15 \cdot \text{ARD/TRD} + 0,60 \cdot \text{TRD} + 4,49 \quad (4)$$

$$R^2 = 0,84$$

Zunehmende ARD/TRD - Verhältnisse führen zur Abnahme der Vorbelastung. Gleichzeitig ist mit steigender Trockenrohddichte bei konstantem ARD/TRD - Verhältnis eine Zunahme der Vorbelastung verbunden. Der Einfluss der beiden Eingangsparameter ist jedoch unterschiedlich groß. Während mit einer Dichtezunahme von 0,70 g/cm<sup>3</sup> über den gesamten Datensatz nur eine Zunahme der Vorbelastung von 0,42 verbunden ist, führt der Anstieg des ARD/TRD - Verhältnisses um bis zu 0,32 zu einer Abnahme der Vorbelastung von 1,00. Bei der Berechnung der Vorbelastung mit der Gleichung (4) werden die gemessenen Werte mit einer mittleren absoluten Abweichung (MAE) von 0,12 wiedergegeben. Der Übereinstimmungsindex nach Willmott (1982) beträgt 0,95 und das Bestimmtheitsmaß für den untersuchten Vorbelastungsbereich von 0,97 bis 2,20 beträgt 0,84. Der Definitionsbereich des Regressionsmodells liegt in dem sich innerhalb der gestrichelten Linien der Abb. 5 befindlichen Bereichs von Trockenrohddichte und ARD/TRD - Verhältnis.

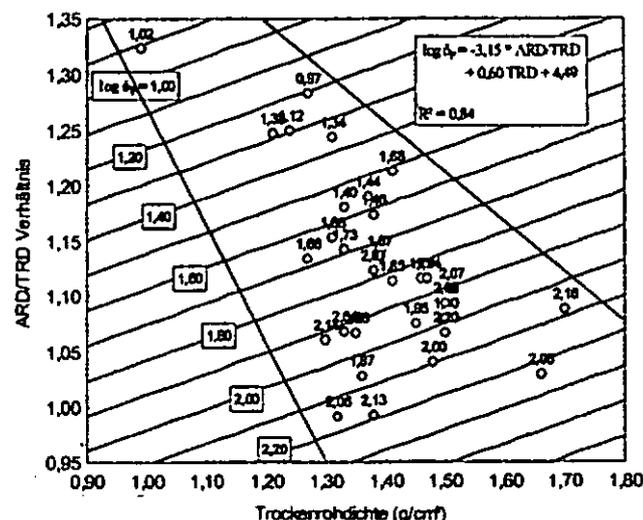


Abb. 5: Regressionsmodell zur Abschätzung der Vorbelastung aus Trockenrohddichte und ARD/TRD - Verhältnis

Literatur

CASAGRANDE, A., 1936. The determination of pre-consolidation load and its practical significance. In: Int. Conf. on Soil Mech. and Found. Eng. Proc. of ICSMF. Cambridge, MA, 22-26 June 1936. vol. 3. Cambridge, MA, pp. 93-108.  
 LEBERT, M., 1989. Beurteilung und Vorhersage der mechanischen Belastbarkeit von Ackerböden. Bayreuth: Bayreuther Bodenkundliche Berichte, Band 12.  
 NISSEN, B., 1998. Vorhersage der mechanischen Belastbarkeit von repräsentativen Ackerböden der Bundesrepublik Deutschland - bodenphysikalischer Ansatz. Universität Kiel: Schriftenreihe Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde  
 STATSOFT, 2003. Statistics for Windows. StatSoft Inc., Tulsa, USA.  
 WILLMOT, C. J., 1982. Some comments on the evaluation of model performance. Bull. Am. Meteorol. Soc. 63, No. 11, pp. 1309- 1313.

## Die Eignung von Sekundärrohstoffen für Bodenschutzmaßnahmen im Wald

Schüler, G<sup>1</sup>, Simon-Bihl, C. und Weismüller, I.

Das Projekt wurde von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (Projektnummer 15016) gefördert.

### 1. Einleitung

Sekundärrohstoffe sind nicht gezielt produzierte Zwangs-, Koppel- oder Nebenprodukte aus Industrieprozessen, Wasseraufbereitungsanlagen und gesteinsverarbeitenden Betrieben, die dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes unterliegen und die einer Verwertungsmöglichkeit zugeführt werden können. Viele Sekundärrohstoffe enthalten säurepuffernde Inhaltsstoffe und Pflanzennährstoffe. Daher wurde untersucht, ob es Sekundärrohstoffe gibt, die sich nach entsprechender Aufbereitung für Bodenschutzmaßnahmen in Waldökosystemen eignen (SCHÜLER et al. 2004). Großflächige Bodenschutzmaßnahmen sind in Waldökosystemen notwendig, da trotz der beachtlichen Erfolge in der Luftreinhaltung, die aktuellen Säure- und Stickstoffeinträge in die Wälder die ökosystemverträglichen Schwellenwerte noch übersteigen (SCHÜLER 2002). Diese Sekundärrohstoffe sollen in den Waldökosystemen Säuren puffern, Nährstoffdefizite beheben und biologischer Kreisläufe anregen, ohne dass sie negative Auswirkungen auf die chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften, auf die Bodenlebewelt und Vegetation oder benachbarte Systeme, wie Atmosphäre und Hydrosphäre haben.

### 2. Material und Methoden

In die Untersuchungen wurden die in Tab. 1 aufgeführten Sekundärrohstoffe einbezogen.

Tab. 1: Untersuchte Sekundärrohstoffe

Substanz	Herkunft	Nährstoffe
Reaktorkorn	Trink-/Brauchwasseraufbereitung	Ca
Enthärter Schlamm	Trinkwasseraufbereitung	Ca
Pfannenschlacke	Stahlverhüttung	Ca
Magnesit	Feuerfestrecycling	Mg
Magnesitstaub	Rohmagnesitaufbereitung	Mg
Magniphos	Düngemittelproduktion	Mg, P
Tiermehlasche	Tiermehl-Monoverbrennung	Ca, P, K
Bimsmehl	Bimssteinaufbereitung	K
Perlitstaub	Perlitblähung (Dämmmaterialien)	K
Mutterlauge	Kosmetikindustrie	K

Potenziell geeignete Sekundärrohstoffe wurden in einem ersten Screening durch Löslichkeits- und Freisetzungsunter-suchungen in Laborgefäßen und Mitscherlichtöpfen ausgewählt.

Die ökosystemaren Wirkungen der im Untersuchungsprogramm verbliebenen Sekundärrohstoffmischungen wurden mit aufeinander abgestimmten, unterschiedlich skalierten Versuchsmethoden analysiert. Dies waren Perkulationsver-

suche ungestörter und in Profil geschalteter Bodenproben, Keim- und Wachstumsversuche mit Bucheckern, Wirkungsuntersuchungen in Lysimeteranlagen mit gepflanzten Buchen und schließlich Freilanduntersuchungen in einem nicht stickstoffgesättigten Buchen-Kiefern-Bestand auf einer stark sauren Podsol-Braunerde aus Mittlerem Buntsandstein im Pfälzerwald.

Untersucht wurden die Säurepufferung, Anreicherung von Basizität, Verminderung von Aluminium- und Säurestress, Nitrifikations- und Versauerungsschübe, Einflüsse auf die Pflanzenvitalität und -ernährung sowie auf die Bodenvegetation.

### 3. Ergebnisse

Pfannenschlacke neigt zu flächiger Vermörtelung. Bei Mutterlauge fällt der unangenehme Geruch nach der Ausbringung auf. Magniphos und totgebrannter Magnesit weisen hohe unter sauren Bedingungen mobilisierbare Schwermetallgehalte auf. In den Tiermehlaschevarianten wird Sulfat ausgetragen begleitet durch ein Leaching von basischen Kationen und von Schwermetallen.

Nach der Aufbringung der Sekundärrohstoffmischungen aus Reaktorkornkalken, Magnesitstaub und Bimsmehl verbessert sich der pH-Wert in der Streuauflage und zum Teil auch im Mineralboden. Insbesondere durch Reaktorkornkalken und Enthärter Schlämme erhöht sich die Basensättigung im Mineralboden. Gleichzeitig geht die Aluminiumbelegung der Bodenaustauscher zurück. Außerdem wird die Schwermetallmobilität im Boden reduziert.

In den Varianten mit Reaktorkorn wird die Protonenfracht im Mineralboden deutlich reduziert, weniger deutlich in den Varianten mit Enthärter Schlamm. Hier kommt es, wie in den Reaktorkornvarianten, nach einer initialen Überschussmineralisation zu geringfügig erhöhter Nitratfreisetzung (Abb. 1).

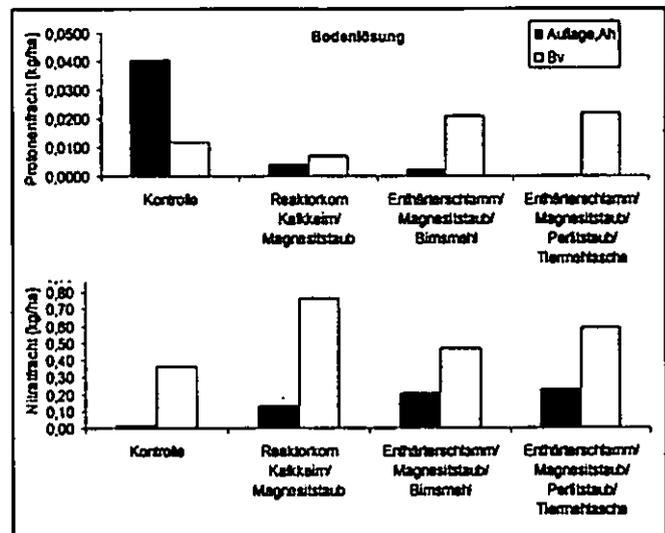


Abb. 1: Protonenfracht (oben) und Nitratfracht (unten) in der Bodenlösung im Oberboden (linke Säule) und tieferen Mineralboden (rechte Säule)

Durch die Zugabe von Magnesitstaub verbessert sich die Magnesiumbelegung bis in die Hauptwurzelhorizonte im Mineralboden. Gleichzeitig erhöhen sich die Magnesiumgehalte der Bodenlösungen. Dies hat zur Folge, dass sich die Magnesiumversorgung der Pflanzen und deren Vitalitätskennwerte zum Teil signifikant verbessern (Abb. 2).

<sup>1</sup> Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Hauptstraße 16, D-67705 Trippstadt  
www.fawf.wald-rlp.de  
schueler@rhrk.uni-kl.de

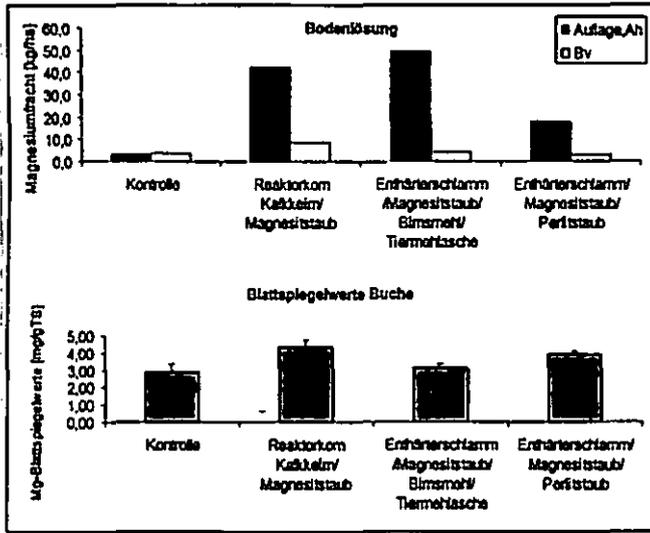


Abb. 2: Magnesiumfracht in der Bodenlösung (oben) im Oberboden (linke Säule) und tieferen Mineralboden (rechte Säule) und Magnesium-Blattspiegelwerte (unten)

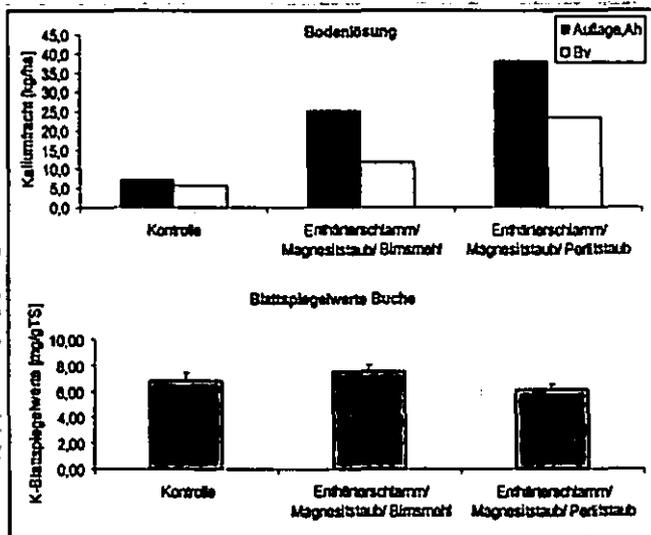


Abb. 3: Kaliumfracht in der Bodenlösung (oben) im Oberboden (linke Säule) und tieferen Mineralboden (rechte Säule) und Kalium-Blattspiegelwerte (unten)

Kalium aus Perlitstaub wird im Boden fixiert. Unter dem Einfluss von Bimsmehl erhöht sich der Kaliumgehalt in der Bodenlösung und es verbessert sich die Kaliumversorgung der Pflanzen (Abb. 3).

Trotz der Phosphor“düngung“ mit der Tiermehlmasche erhöhte sich weder die P-Konzentration in der Bodenlösung noch die mikrobielle Aktivität gegenüber der Kontrolle und den übrigen Mischungen.

#### 4. Schlussfolgerungen und Konsequenzen für den Einsatz von Sekundärrohstoff(mischung)en als Puffersubstanzen im Wald

Die hohen Nickelgehalte in Mutterlauge, Magniphos, Tiermehlmasche und totgebranntem Magnesit aus der Feuerfestindustrie könnten Ursache einer beobachteten Phytotoxizität sein.

Bei Enthärter Schlamm und Pfannenschlacke kommt es durch das Abbinden des reaktiven Calciums in unverbrauchter Kalkmilch und durch die Verkrustung von Samen zu phytotoxischen Effekten. Auch führt der Kalkmilchanteil im Enthärter Schlamm zu einer initialen Über-

schussmineralisation mit Freisetzung von Nitrat und Verdrängung von Protonen und Kationsäuren von den Austauschern. Daher ist der Einsatz von Enthärter Schlamm in Waldökosystemen, die durch Stickstoffeintrag zunehmend belastet werden, problematisch.

Nach der Aufbringung von schwefelgebundenen Nährstoffen in Magniphos, Tiermehlmasche und Mutterlauge mit Perlit kommt es zu einer erhöhten Auswaschung von Kationbasen und -säuren, Aluminium sowie Schwermetallen mit dem Sickerwasser.

Phosphor liegt in der Tiermehlmasche als schwerlösliches Hydroxylapatit vor. Zusätzlich wird gelöstes Phosphat in schwerlöslichem Calciumphosphat festgelegt so dass eine Phosphordüngewirkung ausbleibt.

Sekundärrohstoffe auf der Basis von Reaktorkorn eignen sich durch ihre gute oberflächennahe Säurepufferung und den Rückgang des Säuretransports im Boden als Puffersubstanzen im Wald zum Schutz des Bodens sowie des oberflächennahen Boden- und Sickerwassers.

Durch die Anregung der biologischen Aktivität nach der Ausbringung dieser Sekundärrohstoffe wird die Nitratspeicherung mittelfristig im System unterstützt. Auch Schwermetalle werden in den von den Sekundärrohstoffen beeinflussten Bodenbereichen fixiert. Bei festgestellten Magnesium-Mangelsituationen muß den Kalken aus der Trink- bzw. Brauchwasseraufbereitung Feinmaterial aus der Magnesiaufbereitung zugemischt werden, bei Kalium-Mangel eignet sich insbesondere Bimsmehl als Zuschlagstoff. In den Enthärter Schlammvarianten mit hohem Wassergehalt dient Bimsmehl aufgrund seiner hohen Wasseraufnahmekapazität gleichzeitig als Konditionierungsmittel.

Auf der Basis dieser Projektergebnisse wurden Sekundärrohstoffe in die 2003 neu verabschiedete Düngemittelverordnung aufgenommen.

Mit der in Rheinland-Pfalz und Saarland anfallenden Menge an Sekundärrohstoffen kann etwa die Hälfte des jährlichen Kalkbedarfes für Waldbodenschutzmaßnahmen in diesen Ländern gedeckt werden.

#### 5. Zusammenfassung

Im Sinne der Kreislaufwirtschaft gewinnt der Gedanke des Einsatzes von Sekundärrohstoffen auch im Waldbodenschutz zunehmende Bedeutung. Aus Sekundärrohstoffen wurden in diesem Projekt Puffersubstanzen für Bodenschutzmaßnahmen im Wald entwickelt und ihre ökosystemaren Wirkungen untersucht.

Sekundärrohstoffmischungen, die sich in den verschiedenen Untersuchungsschritten als geeignet erwiesen haben, bestehen insbesondere aus Enthärterkalk und teilgebranntem Magnesitstaub.

#### 6. Literaturangaben

- SCHÜLER, G., BALADA, A., BIHL, C. und WEISMÖLLER, I. (2004): Erschließung von Sekundärrohstoffen als Puffersubstanzen für Bodenschutzmaßnahmen im Wald bei gleichzeitiger Entwicklung von mobilen Aufbereitungs- und Mischanlagen. Abschlussbericht an die Deutsche Bundesstiftung Umwelt, AZ 15016, 147 S. (nicht publ.)  
 SCHÜLER, G. (2002), Schutz versauerter Böden in nachhaltig bewirtschafteten Wäldern - Ergebnisse aus 10-jähriger interdisziplinärer Forschung, Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 173, S. 1-7.

# Charakterisierung und Dynamik der Randbedingungen des Schwermetall-austrags von Böden aus technologischen Substraten im Dynamischen Batchtest

Tapernon, S.<sup>1</sup>, Makowsky, L.<sup>1</sup> & Meuser, H.<sup>1</sup>

## Einleitung

Anthropogene Böden weisen durch eine Vielfalt technogener Substrate gegenüber natürlichen Böden häufig erhöhte Schwermetallgehalte auf. Hierbei sind für die Bewertung des Gefährdungspotenzials die **spezifischen Standortbedingungen und Substrateigenschaften** von besonderer Bedeutung.

In den nach BBodSchV (1999) vorgeschriebenen Methoden zur Feststellung der Eluierbarkeit von Schwermetallen wird der Boden im nicht ursprünglichen Lagerungszustand (durch Schütteln bzw. Rühren) untersucht, womit eine eingeschränkte Aussagekraft der Ergebnisse verbunden ist. Es empfiehlt sich daher die Untersuchungen von Bodenproben aus technologischen Substraten in natürlicher Lagerung durchzuführen. Hierzu dient der **Dynamische Batchtest** nach LUCKNER (Nitsche, 2002).

Nachfolgend werden Ergebnisse dargestellt, die das Verhalten der **elektrischen Leitfähigkeit (EC)**, des **pH-Wertes**, des **Redoxpotenzials (Eh)** und der **Temperatur (Randbedingungen)** bei der Durchführung des Dynamischen Batchtests zeigen. Ziel ist es zu prüfen, ob a) die ange-setzte Versuchszeit von 24 h (analog DEV-S4) ausreichend für eine **Gleichgewichtseinstellung** ist, ob b) der **Einbau** ungestörter Bodenproben gegenüber gestört eingebauten zu veränderten Randbedingungen führt und c) welchen Einfluss verschiedene **Elutionsmittel** diesbezüglich haben.

## Material und Methoden

Die ungestörten Bodensäulen (550 cm<sup>3</sup>) werden mit der Probenahmetechnik für Stechzylinder in situ entnommen. Die Bodensäulen werden über 24 h mit H<sub>2</sub>O<sub>dem</sub> unter gesättigten Bedingungen im Kreislauf (Fluidzirkulation) perkoliert (s. Abb. 1). Bei weiteren Versuchsvarianten werden als Elutionsmittel ein „synthetischer Regen“<sup>2</sup> und eine pH 4-Lösung<sup>3</sup> verwendet. Die Flüssigkeit

wird mittels Peristaltikpumpen bei einer substrat-spezifischen Flussrate (1...10mL/min) durch die Probe transportiert<sup>4</sup>. Das Flüssig/Fest-Verhältnis (L/S) beträgt für die Elution einer Bodensäule 1:1 bis 2:1.

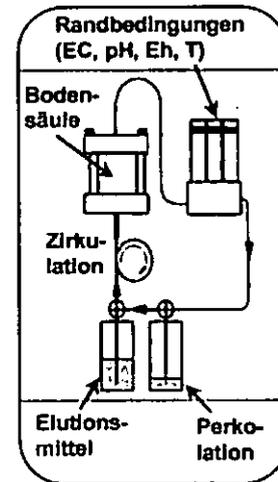


Abb. 1: Funktionsprinzip des Dynamischen Batchtests

Unter gleichen Bedingungen werden Säulen untersucht, die das jeweils selbe Material jedoch gestört befüllt enthalten. Während der 24 h-Fluidzirkulation werden die **Randbedingungen (EC, pH-Wert, Eh, Temp.)** in 30 Minuten-Intervallen im zirkulierenden Perkolat gemessen und per Datenlogger gespeichert. Bisher liegen Ergebnisse für fünf Standorte vor (s. Tab. 1) (Makowsky et al., 2004).

Tab. 1: Substratzusammensetzung und Standorte

Signatur	Komponente <sup>a</sup>	Standort
GHS <sup>b</sup>	Baggerschlamm	Großenheidorn (LK Hannover)
PBH	Haldenberge	Osnabrück (Stadtteil Pye)
WES <sup>b</sup>	Rostasche	Osnabrück (Stadtteil Eversburg)
WHO	Müll	Osnabrück (Stadtteil Haste)
WUE	Ofenausbruch	Osnabrück (Stadtteil Wüste)

<sup>a</sup>dominierende Komponente <sup>b</sup>Ergebnisse hier nicht aufgeführt

## Ergebnisse und Diskussion

Die Zeitgänge der **elektrischen Leitfähigkeit** und der **pH-Werte** zeigen nach einer kurzen Einstellphase nahezu konstante Verläufe auf einem substratspezifischen Niveau (Gleichgewicht). Die Temperaturwerte spiegeln den Tagesgang der Raumtemperatur wider ( $\Delta_T < 3$  K). Die Abb. 2 zeigt die Zeitgänge der 24 h-Fluidzirkulationen für das **Redoxpotenzial**, beispielhaft für die Substrate Haldenberge, Müll und Ofenausbruch. Am Beispiel des Eh-Wertes

<sup>1</sup> Fachhochschule Osnabrück, Fakultät Agrarwissenschaften & Landschaftsarchitektur Oldenburger Landstraße 24, D-49090 Osnabrück; e-mail: l.makowsky@fh-osanbrueck.de

<sup>2</sup> wässrige Lösung mit NaNO<sub>3</sub>, KHCO<sub>3</sub>, CaSO<sub>4</sub>

<sup>3</sup> mit HNO<sub>3</sub> auf pH 4 eingestellte wässrige Lösung

<sup>4</sup> Flussrichtung entspricht der natürlichen Sickerwasserbewegung

wird deutlich, dass die Größenordnungen der **Randbedingungen** substratspezifisch variieren. **Große Standardabweichungen** lassen auf Inhomogenitäten im Substrat schließen, wie hier am Bsp. Müll erwartungsgemäß zu erkennen ist.

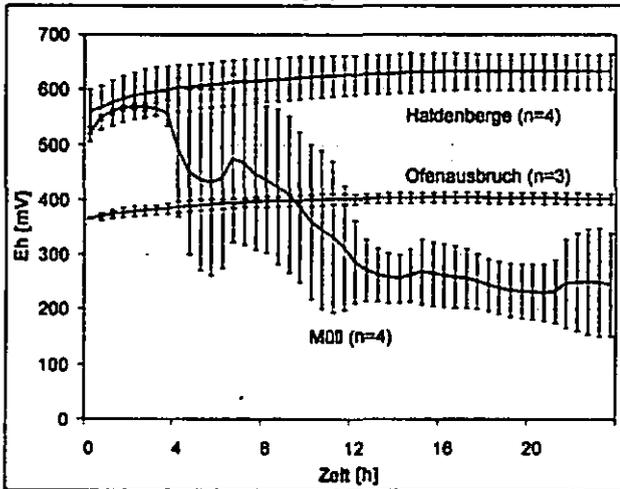


Abb. 2: 24h-Zeitgang des Redoxpotenzials (Eh) als Mittelwertkurve mit Standardabweichung über n Parallelen, ungestörte  $H_2O_{dem}$ -Elution, 3 Substratbeispiele

Die Elution aller untersuchten Substrate zeigt, dass sich i.d.R. spätestens nach 12 h für alle Randbedingungen ein **Gleichgewichtszustand** eingestellt hat. Eine Ausnahme bildet die Redox-Dynamik bei Müll (vermutlich verursacht durch eine hohe mikrobielle Aktivität). Hier lässt sich in weitergehenden Versuchen eine stufenweise Änderung des Redoxpotenzials über 7 Tage vom oxidativen bis zum Sulfatreduktions-Bereich erkennen, welches dann konstant bleibt.

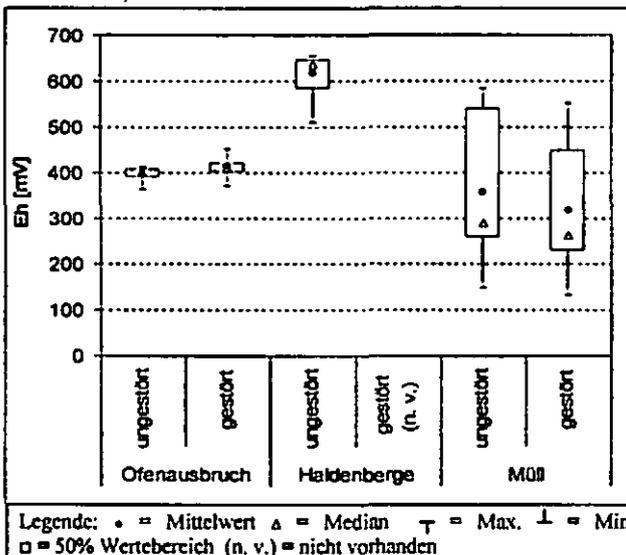


Abb. 3: Statistische Kenngrößen des Redoxpotenzials des 24h-Zeitgangs,  $H_2O_{dem}$ -Elution, 3 Substratbeispiele

Hypothetisch wäre zu erwarten, dass die Streuungsparameter der **gestörten Einbauvariante** kleiner sind, als die der **ungestörten**. Dies konnte bei allen durchgeführten Elutionen so **nicht nachgewiesen** werden (s. Bsp. Eh in Abb. 3).

Daraus lässt sich schließen, dass der gestörte Probeneinbau nicht grundsätzlich zu einer Homogenisierung und damit zu einer verbesserten Reproduzierbarkeit der Randbedingungen führt. Für die Größenordnung der gemessenen Werte der Randbedingungen lässt sich folgende Rangfolge festlegen:

- EC: Müll > Ofenausbruch > Haldenberge
- pH: Ofenausbruch > Müll >> Haldenberge
- Eh: Haldenberge > Ofenausbruch (> Müll)

Humus- oder tonreiche Substrate (hier: Haldenberge) können aus substrattechnischen Gründen nicht in gestört befüllten Säulen im Dynamischen Batchtest gefahren werden.

Wie beim Vergleich der Einbauvarianten ist auch beim Einsatz verschiedener **Elutionsmittel kein Einfluss auf die Randbedingungen** feststellbar.

### Zusammenfassung

Der Dynamische Batchtest ermöglicht die **Charakterisierung technogener Substrate** hinsichtlich EC, pH und Eh. Diese Parameter stellen die Randbedingungen zur Abschätzung des substratspezifischen Schwermetallaustragsrisikos bei wassergesättigten Verhältnissen dar (Makowsky et al., 2005). Es ist möglich eine Rangfolge der Randbedingungen der Substrate festzulegen.

Das **Gleichgewichtsniveau** der Randbedingungen wird i.d.R. spätestens ab der zwölften Versuchsstunde erreicht. Ausnahmen bzgl. der Redox-Dynamik bilden Standorte aus Müll. Ein Einsatz **unterschiedlicher Elutionsmittel oder Einbauvarianten** zeigt keinen eindeutig erkennbaren Einfluss. Substratspezifisch muss bei humus- bzw. tonreichen Substraten mit Einschränkungen bei der Versuchsdurchführung gestört eingebauter Proben gerechnet werden.

### Dank

Für die finanzielle Unterstützung bedanken sich die Autoren bei der Arbeitsgruppe Innovative Projekte (AGIP) beim Ministerium für Wissenschaft und Kultur des Landes Niedersachsen.

### Quellen

- BBodSchV (1999).- veröffentlicht im Bundesgesetzblatt Nr.36 vom 16.07.1999
- Makowsky, L., Tapernon, S. & Meuser, H. (2004): Dynamic Batch Test to Evaluate Heavy Metal Leaching from Substrates of Anthropogenic Soils.- Eurosoil 2004 Proceedings, Freiburg (Germany)
- Makowsky, L., Tapernon, S. & Meuser, H. (2005): Schwermetallaustrag von Böden unterschiedlicher technogener Substrate im Dynamischen Batchtest.- Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (in Druck)
- Nitsche, C. (2002): Sickerwasserprognose, Teil I: Laborative Untersuchungen. DGFZ (Dresdner Grundwasserforschungszentrum) Weiterbildungsunterlagen; Boden und Grundwasserlabor Dresden GmbH (Hrsg.), Dresden

**Einsatz von Klärschlammkompost im nicht sensiblen Landschaftsbau**

Tauchnitz, S.<sup>1</sup>; Bernsdorf, S.<sup>1</sup>; Meissner, R.<sup>2</sup>

**1 Einleitung und Zielstellung**

Von 1990 bis 2002 stieg der Anschlussgrad Sachsen-Anhaltischer Haushalte an die öffentliche Kanalisation um etwa 16% auf über 83% an (MLU 2003). Mit Inkrafttreten des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (KrW-/ABFG) von 1996 müssen auch bei der Entsorgung des kommunalen Klärschlammes die Grundsätze der Kreislaufwirtschaft eingehalten werden. Nach KrW-/AbFG muss Abfall möglichst vermieden, nicht vermeidbare Abfälle möglichst stofflich ansonsten energetisch verwertet werden (ANONYM 1994). Große Teile der Landschaft des Mitteldeutschen Raumes wurden durch den Abbau von Kohle und durch die oberirdische Deposition von Abfällen geprägt und devastiert. Im gesamten Gebiet von Ostdeutschland besteht ein Rekultivierungsbedarf von ca. 62100ha an Bergbaufolgelandschaften. Zusätzlich existieren zahlreiche Deponie- und Altlastenstandorte. Nach Angaben des Landesamtes für Umweltschutz existieren allein in Sachsen-Anhalt ca. 3035ha Deponiefläche, die bis zum Jahre 2006 geschlossen werden und danach in das Landschaftsbild zu integrieren sind (LAU 2004). Mit der Zielstellung einer Wiederbegrünung genannter Standorte unter Berücksichtigung des erforderlichen Rechtsrahmens wird das Defizit an geeignetem Bodenmaterial deutlich. Kompostierter Klärschlamm bietet die Möglichkeit, die an den Standorten vorhandenen mangelnden Bodenfunktionen auszugleichen und die Voraussetzung für eine Begrünung zu schaffen (SOPPER 1993). Mit der Verarbeitung von Klärschlamm zu neuen Produkten und deren Verwertung im Landschaftsbau als Bodenersatzmaterial wird den Forderungen des Kreislaufwirtschaftsgesetzes entsprochen.

Aufgabe vorliegender Forschung besteht darin, Rekultivierungsschichten aus kompostierten Klärschlamm zur Abschätzung von langfristigen Nutzeffekten auf die ökologischen Eigenschaften devastierter Standorte zu untersuchen und Beeinträchtigungen von Funktionen des Standortes oder benachbarter Landschaftsteile aufzuzeigen (LABO/LAGA-AG 1995). In der Arbeit werden Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt mit Fragestellungen zum Stickstoffumsatz kombiniert, so dass Abschätzungen über Stickstoffverlagerungsprozesse möglich sind. Erstmals wurden Rekultivierungsschichten aus definiertem Klärschlammkompost im Mitteldeutschen Trockengebiet untersucht.

**2 Material und Methoden**

Die Untersuchungen wurden an unterschiedlich mächtigen Rekultivierungsmaterialien (50cm, 100cm, 150cm, 200cm) in einem Gefäß- und Freilandversuch durchgeführt. Die Sickerwassererfassung erfolgte in beiden Versuchsanlagen mittels Lysimeter. Mit dem Ziel der verbesserten Übertragbarkeit der Ergebnisse wurde ein in

seiner Zusammensetzung bekannter Klärschlammkompost als Modellkompost (MK1) untersucht. MK1 besteht aus 50 Vol.% kommunalem Klärschlamm und 50 Vol.% Strukturmaterial (Holz, Grünschnitt). Neben MK1 kamen zwei für Rekultivierungsmaßnahmen relevante Mischungsvarianten (50Vol% MK1+50Vol% Ut2; 50Vol% MK1+50Vol% St2) zum Einsatz. Zur Quantifizierung des Einflusses einer Begrünung auf den Wasser- und Stoffhaushalt wurden vergleichbare Varianten mit Welschem Weidelgras (*Lolium multiflorum*) untersucht. Tabelle 1 zeigt die zu untersuchenden Parameter.

Tab. 1: Untersuchungsparameter

Wasserhaushalt	Stoffhaushalt	
	RM <sup>1)</sup> und SiWa <sup>2)</sup>	pl. Biom. <sup>3)</sup>
Evapotranspiration	Gesamtstickstoff (N <sub>t</sub> )	N
Evaporation	Ammoniumstickstoff (NH <sub>4</sub> -N)	Trockenmasse
Versickerung	Nitratstickstoff (NO <sub>3</sub> -N)	Frschmasse
Bodenwassergehalt	ortho-Phosphat (PO <sub>4</sub> -P)	
Niederschlag	Schwermetalle	
nutzbare Feldkapazität	Elektrische Leitfähigkeit	Schwermetalle
Permanenter Welkepunkt	pH	Durchwurzelung

<sup>1)</sup>Rekultivierungsmaterial, <sup>2)</sup>Sickerwasser, <sup>3)</sup>pflanzliche Biomasse

**3 Ergebnisse und Diskussion**

**3.1 Bodenphysikalische Parameter**

Abbildung 1 zeigt die mittels Pflanzentest (Sonnenblume, Welsches Weidelgras) und DIN ISO 11274:1998 ermittelte nFK der Rekultivierungsmaterialien (RM).

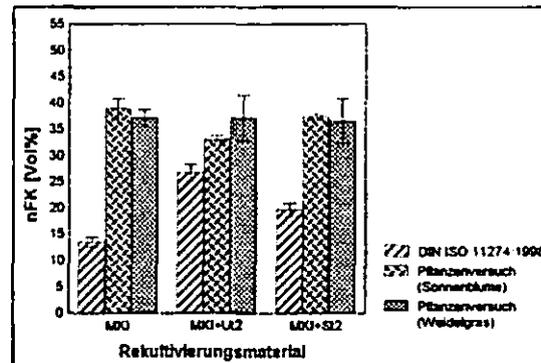


Abb. 1: Nutzbare Feldkapazität der Rekultivierungsmaterialien

Die nFK der RM wurde in beiden Verfahren mit der jeweils gleichen Lagerungsdichte festgestellt. Unterschiede zwischen den Methoden sind an den Ergebnissen der nFK nachweisbar. Mit Hilfe des Pflanzentests wurde an MK1 eine um 178% höhere nFK festgestellt. Analoge Ergebnisse mit 22% und 85% höherer nFK sind nach dieser Methode bei RM MK1+Ut2 und MK1+St2 nachweisbar (p<0,001). Dieser Unterschied ist auf die Materialbeschaffenheit zurückzuführen. Bei der Untersuchung von MK1 nach DIN ISO 11274:1998 wird der Wassertransport durch Schrumpfungprozesse unterbrochen und der permanente Welkepunkt somit überschätzt.

**3.2 Wasserhaushalt**

In Abbildung 2 sind die Sickerwassermengen aller Varianten des Freilandversuches für den gesamten Untersuchungszeitraum dargestellt. Anhand der Ergebnisse lässt sich an allen RM eine Verringerung der Sickerwassermenge mit steigender Mächtigkeit erkennen.

<sup>1</sup>Landwirtschaftliche Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle Wittenberg, Institut für Agrartechnik und Landeskultur, L.-Wucherer Str. 81, D 06108 Halle/S.

<sup>2</sup>Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Th.-Lieser-Str. 04, D 06120 Halle/S.

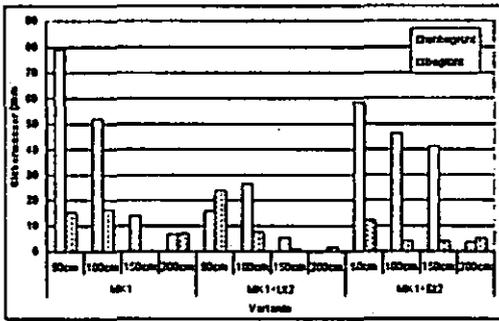


Abb. 2: Sickerwassermenge der untersuchten Varianten (Zeitraum: 01.07.03 – 01.05.05)

Durch Kombination von Begrünung, Zumischung von mineralischen Materialien und höhermächtigen Materialschichten lässt sich die Sickerwassermenge um bis zu 97%, gemessen an einer Niederschlagsmenge von 745mm vermindern. Unregelmäßigkeiten des Sickerwasseranfalls sind auf den praxisnahen Aufbau zurückzuführen.

Der Bodenwassergehalt sank während des Vegetationszeitraumes bei den begrünten Varianten. Mit Reduzierung des im Bereich der nFK gespeicherten Wassers werden Kapazitäten zur Speicherung der Winterniederschläge geschaffen. Mit dem Wechselspiel von Entzug und Speicherung ist bei ausreichender nFK und entsprechender Vegetation zum Entzug des Wassers durch Transpiration die Grundlage zur Sickerwasserminimierung und Verringerung von Stoffausträgen möglich.

### 3.3 Chemische Parameter

Die Stickstoffkomponenten der im Freilandversuch verwendeten Rekultivierungsmaterialien sind in Tabelle 2 angegeben.

Tab. 2: Stickstoffkomponenten der Rekultivierungsmaterialien

Variante	NO <sub>3</sub> -N		NH <sub>4</sub> -N		N <sub>min</sub>		C/N
	% TM	% N <sub>i</sub>	% TM	% N <sub>i</sub>	% TM	% N <sub>i</sub>	
MK1	0,05 ±0,030	3,12	0,323 ±0,140	19,00	1,32	78	12 ±0,47
MK1 + Ut2	0,03 ±0,009	7,75	0,019 ±0,025	4,75	0,35	88	13 ±0,16
MK1 + St2	0,02 ±0,008	7,33	0,007 ±0,002	2,33	0,27	90	15 ±0,89

MK1 enthält N<sub>i</sub>-Vorräte von insgesamt 1,7% TM. Nach Vermischung mit fast N-freien mineralischen Bodenmaterialien konnten in den Varianten MK1+Ut2 und MK1+St2, N<sub>i</sub>-Mengen von 0,4 bzw. 0,3% festgestellt werden. Am gesamten N<sub>i</sub> liegen je nach RM 10 bis 22% in mineralisch gebundener Form und somit auswaschungsgefährdet vor. Untersuchungen von NO<sub>3</sub>-N und NH<sub>4</sub>-N im RM zeigten gegenläufige Tendenzen. Während die NO<sub>3</sub>-N - Gehalte ansteigen, sanken die NH<sub>4</sub>-N - Gehalte bei gleichzeitigem Absinken des N<sub>min</sub>. Durch einen tendenziell sinkenden N<sub>min</sub>-Anteil bei konstantem N<sub>i</sub> sind Immobilisierungen von N<sub>min</sub> bilanzierbar.

### 3.4 Sickerwasserqualität

Die Ergebnisse der NO<sub>3</sub>-N - Konzentrationen im Sickerwasser der unbegrünten, 100cm mächtigen Varianten sind in Abbildung 3 dargestellt. Konzentrationen von bis zu 5g/l konnten vor einem deutlich abnehmenden Trend an allen Varianten nur während der ersten Sickerwasserspanden festgestellt werden. Während des gesamten Untersuchungszeitraumes sanken die NO<sub>3</sub>-N - Konzentrationen auf unter 500mg/l. Mit der Sickerwasserminimierung durch Begrünung konnten analoge Verringerungen

der NO<sub>3</sub>-N-Frachten festgestellt werden. Gemessen an den unbegrünten Varianten wurde die NO<sub>3</sub>-N - Fracht um bis zu 97% reduziert. In einem Zeitraum von etwa zwei Jahren wurden bei den begrünten Rekultivierungsschichten aus MK1, MK1+Ut2 und MK1+St2 NO<sub>3</sub>-N - Austräge von 463kg, 98kg und 23kg NO<sub>3</sub>-N/ha ermittelt.

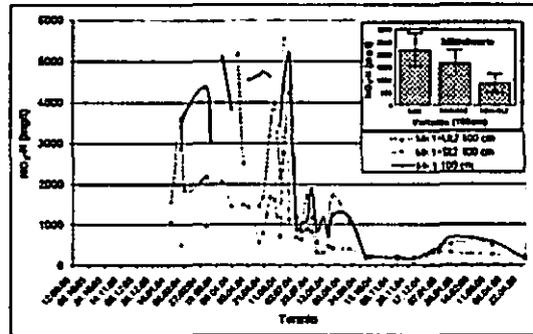


Abb. 3 NO<sub>3</sub>-N - Konzentration im Sickerwasser der unbegrünten, 100cm mächtigen Varianten

Die Konzentrationen von NH<sub>4</sub>-N weisen über den Untersuchungszeitraum einen sinkenden Trend auf. Mit durchschnittlich 0,8mg/l, 0,4mg/l und 0,3mg/l konnte ein NH<sub>4</sub>-N - Austrag in Höhe von etwa 430g, 305g und 200g innerhalb von zwei Jahren bei den unbegrünten 100cm mächtigen Varianten ermittelt werden. Unterschiede zwischen den Frachten unbegrünter und begrünter Varianten sind analog zum NO<sub>3</sub>-N.

## 4 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die vorliegenden Untersuchungen zeigen, dass Klärschlammkompost und die entsprechenden Mischungsvarianten mit mineralischen Boden als begrünungsfähiges Bodenersatzmaterial bei Rekultivierungen von Deponien und Bergbaufolgelandschaften geeignet ist. Mögliche Stoffausträge aus solchen Rekultivierungsschichten über den Sickerwasserpfad lassen sich durch Kombination einer Materialmächtigkeit von 200cm und entsprechender Begrünung im mitteldeutschen Trockengebiet verringern bzw. unterbinden. Die mittels Pflanzentests festgestellte nFK von 33-38Vol% und die ausreichenden Nährstoffgehalte der Materialien sind für die Funktion des Wasserhaushaltssystems mit Hilfe von Vegetation vorteilhaft. Die während der ersten Untersuchungszeit durch organische Bindung sinkenden N<sub>min</sub>-Gehalte in den Rekultivierungsmaterialien mindern zusätzlich die Gefahr vor unerwünschten N-Austrägen.

## 5 Literatur

Anonym (1994): Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz. Bundesgesetzblatt Teil 1, 1994.

LAU 2004: mündliche Angaben des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt

MLU 2003: Beseitigung von kommunalem Abwasser in Sachsen-Anhalt. Lagebericht gemäß Artikel 16 der EG-Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG). Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt.

Sopper, W. E. 1993: Municipal Sludge Use in Land Reclamation. Lewis Publishers, Boca Raton. 163

S. LABO/LAGA-AG 1995: Abfallverwertung auf devastierten Flächen. Anforderungen an den Einsatz von Biokompost und Klärschlamm bei der Rekultivierung von langjährig devastierten Flächen der Braunkohletagebaue in den neuen Bundesländern. Handbuch Bodenschutz, 20 Lfg. XII/95.

## Niederschlagswasserbewirtschaftung im urbanen und ländlichen Raum

E. Tressel<sup>1</sup>, S. Wintrich<sup>1</sup>, R. Schneider<sup>2</sup> & St. Schobel

### 1. Einleitung und Problemstellung

Für das gehäufte Auftreten von Hochwasserereignissen werden als Ursachen u.a. die zunehmende Flächenversiegelung bei fortschreitender Urbanisierung sowie eine nicht angepasste land- und forstwirtschaftliche Nutzung genannt.

Die mit der Schadensregulierung verbundenen Kosten rücken zunehmend in den Focus der politischen und öffentlichen Diskussion und haben im Laufe der letzten 20 Jahre zum Umdenken im Umgang mit Niederschlagswasser geführt.

Im novellierten LWG von Rheinland-Pfalz heißt es u.a., dass „Niederschlagswasser nur in dafür zugelassene Anlagen eingeleitet werden soll, soweit es nicht bei demjenigen, bei dem es anfällt, mit vertretbarem Aufwand verwertet oder versickert werden kann. ... (§2 (2) LWG RLP).“ Innerhalb des EU-Projektes „WaReLa“ werden derzeit technische Umsetzungsmaßnahmen in der Eifel auf urbanen und landwirtschaftlichen Flächen getestet.

### 2. Wasserrückhalt im urbanen Raum

Die Niederschlagswasserbewirtschaftung setzt sich zum Ziel, das in Siedlungen anfallende Oberflächenwasser nicht wie bisher auf kürzestem Weg (öffentliche Kanalisation) abzuleiten, sondern in Anlehnung an den natürlichen Wasserkreislauf das Wasser möglichst auf der Fläche zurückzuhalten.

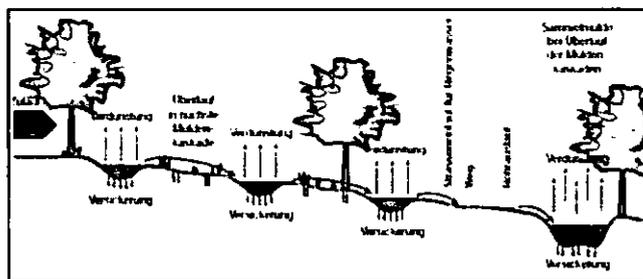


Abb. 1: Mögliche Kombination von Retentionsarten (Speicherung, Evaporation, Versickerung); Quelle: MUF Rheinland-Pfalz 2004

Maßnahmen zur Reduzierung von Oberflächenabfluss basieren auf Retention, Infiltration, Speicherung, Verdunstung, Abflussverzögerung und Nutzung von Regenwasser.

In Rheinland-Pfalz zählen Flächenentsiegelung, Mulden- und Mulden-Rigolen-Systeme zu den bedeutsamsten Maßnahmen (Abb. 1).

Die positiven Effekte dieser Maßnahmen sind im Wesentlichen:

- Entlastung von Kanalnetz und Kläranlage
- Verminderung des Anteils abflusswirksamer Flächen
- verzögerte/gedrosselte Ableitung des Regenwassers aus dem Siedlungsgebiet und lokale Minderung der hydraulischen Belastung der Fließgewässer.

Im Rahmen der städtischen Entwicklungsmaßnahme „Trier-Petrisberg“ wird das Abflussverhalten im EZG in Abhängigkeit der Niederschläge beobachtet (Abb. 2).

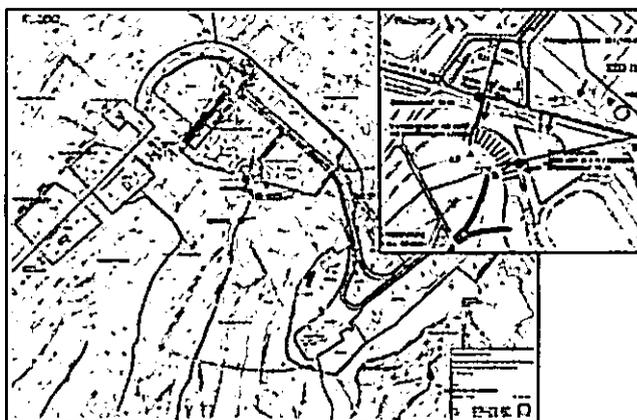


Abb. 2: Entwässerungskonzept zur Abflussvermeidung, -reduzierung, Rückhaltung und Versickerung von Niederschlagsabflüssen im Neubaugebiet Trier-Petrisberg; Quelle: BGH Trier (verändert 2005)

Das „Wasserkonzept“ für diesen neuen Stadtteil verfolgt das Ziel, trotz einer ansteigenden Flächenversiegelung im Zuge der Bebauung die Abflusssituation des Brettenbaches nicht zu verschärfen. Die verzögerte Ableitung des Regenwassers aus dem Baugebiet in den Brettenbach soll den unmittelbaren Unterlieger (Stadtteil Olewig) vor einer höheren Abflussbelastung und einer daraus resultierenden Hochwassergefährdung bewahren.

Über Abfluss- und Wasserstandsmessungen in den verschiedenen technischen Anlagen zur Wasserrückhaltung werden diese theoretischen Planungsansätze praxisnah überprüft.

Hierüber gewonnene Erkenntnisse werden in zukünftige Planungsgrundlagen zum Wasserrückhalt in Siedlungsgebieten eingebracht.

Im Gegensatz zur konventionellen Abwasserentsorgung sind naturnahe Regenwassermanage-

ment-Konzepte sowohl sichtbar als auch erlebbar und beziehen i. d. R. Privatgrundstücke mit ein.

Eine fachgerechte Planung und störungsfreie Funktion der Anlagen sowie eine ästhetisch ansprechende Umsetzung stehen daher in direktem Zusammenhang mit der Akzeptanz der Planer, Investoren, Bauherren sowie innerhalb einer breiten Öffentlichkeit und sind somit Voraussetzung für den Erfolg eines naturnahen Regenwasseranagements in Siedlungsgebieten. Eine gute Öffentlichkeitsarbeit, die u.a. Antworten auf die Fragen der Bevölkerung gibt, kann hierzu einen sinnvollen Beitrag leisten.

Im Siedlungsgebiet Trier-Petrisberg wird in naher Zukunft eine Demonstrationsanlage – als Beratungsinstrument – anhand von Versuchs- und Schaukästen verdeutlichen, wie Retentionsmulden aufgebaut sind, welche Infiltrationsraten unterschiedliche Bodensubstrate aufzeigen und wie angepasste Maßnahmen auch bei niedrigen Infiltrationsraten naturnahes Regenwassermanagement ermöglichen. Hierin sieht das Projekt einen Beitrag zur Akzeptanzerhöhung.

### 3. Wasserrückhalt auf landwirtschaftlichen Flächen

Die intensive moderne Landwirtschaft ist mit verantwortlich für die zunehmende Hochwasserproblematik. Verdichtete Böden weisen niedrigere Infiltrationskapazitäten auf sowie eine reduzierte Wasserrückhaltefähigkeit. Dieser Umstand kann als eine der Ursachen der Hochwasserverschärfung benannt werden.

Die Landwirtschaft verfügt jedoch auch über Möglichkeiten zur Reduzierung von Oberflächenabfluss und Förderung des Retentionsvolumens.

Aufbauend auf Untersuchungen des Faches Bodenkunde wird erwartet, dass sich Meliorationsmaßnahmen wie Tieflockerung (Abb. 3) und Zwischenfruchtanbau in Kombination mit einer bodenschonenden Bewirtschaftung positiv auf die Infiltrations- und

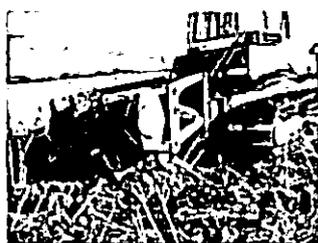


Abb. 3: Tieflockerungsversuch im Testgebiet; Quelle: Müller 2004

Wasserspeicherkapazitäten auswirken sowie eine deutliche Reduzierung von Oberflächenabfluss zur Folge haben.

Erste bodenphysikalische Ergebnisse und Berechnungsversuche belegen diese Annahme und lassen erwarten, dass auch technische Eingriffe in den Boden nachhaltige Effekte für den Hochwasserschutz haben können.

Durch die hangparallel geführte Tieflockerung werden im Boden bis zu einer Tiefe von 70 cm Grobporen geschaffen und bestehende Bodenverdichtungen aufgehoben. Ungelockerte Streifen sollen dazu führen, dass das Niederschlagswasser in den gelockerten Bereichen zurückgehalten werden kann und als „Kleinrückhaltebecken“ im Boden angesehen werden können (Abb. 4).

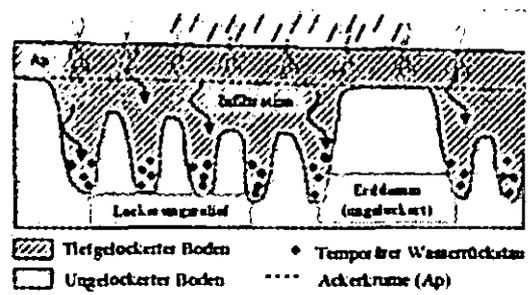


Abb. 4: Zusätzlicher Wasserrückhalt durch Tieflockerung; Quelle: Schobel 2000

Es wird erwartet, dass sich die durch die Tieflockerungsmaßnahmen geschaffenen Makroporen ( $> 50 \mu\text{m}$ ) im Laufe der Zeit langfristig in wasserspeichernde Mittelporen (u. a. unterstützt durch Frostwechsel und Gefügebildung) umwandeln. Durch die Entwicklung eines sekundären Porenvolumens wird die Feldkapazität tiefgelockerter Böden weiter zunehmen.

Wasserrückhalt durch Tieflockerung kann nur dann effektiv sein, wenn der Abfluss tributäre Fließgewässer nicht mehr über Drainagerohre oder versiegelte Flächen erreichen kann und eine bodenschonende Folgebewirtschaftung garantiert ist.

Die innerhalb des WaReLa-Projektes durch interdisziplinäre Zusammenarbeit gewonnenen Erkenntnisse bezüglich der Wasserrückhaltung auf urban und landwirtschaftlich genutzten Flächen werden in einem Maßnahmenkatalog zur Optimierung der Planung und baulichen Umsetzung zusammengeführt.

## **Ableitung bodenphysikalischer Kennwerte aus den Klassenzeichen der Bodenschätzung am Beispiel der Feldkapazität**

Thomas Vorderbrügge<sup>1</sup>, Ricarda Miller<sup>2</sup>,  
Matthias Peter<sup>2</sup> & Stephan Sauer<sup>3</sup>

### **Einleitung**

Das Projekt „Bodenfunktionsbezogene Auswertung von Bodenschätzungsdaten“ der Geologischen Dienste von Hessen und Rheinland-Pfalz hat zum Ziel, in enger Zusammenarbeit mit den Oberfinanzdirektionen Koblenz und Frankfurt (digitales Feldschätzungsbuch/FESCH), der Katasterverwaltung (Folie 042, ALK) sowie dem Ingenieurbüro Schnittstelle Boden aus den Bodenschätzungsdaten großmaßstäbige Bodenfunktionskarten für die landwirtschaftliche Nutzfläche abzuleiten.

Informationen zum Projekt, technische Entwicklungen im Rahmen des Projektes sowie sämtliche bisherige Publikationen können via [www.hlug.de/medien/boden/fisbo/bs/index.html](http://www.hlug.de/medien/boden/fisbo/bs/index.html) auf der Homepage des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie HLUG abgerufen werden.

Neben der Erarbeitung von automatisierten Importroutinen und Plausibilitätskontrollen für die Zusammenführung der Punkt- und Flächendaten im Ursprungsformat steht die Erarbeitung von Methoden im Vordergrund des Projektes. Die länderübergreifende Kooperation verfolgt einen auf andere Länder übertragbaren Ansatz.

Der Beitrag informiert über das Prinzip der Methodenentwicklung und zeigt am Beispiel der Ableitung der "Feldkapazität im Wurzelraum auf Basis der Klassenzeichen der Bodenschätzung" eine Möglichkeit zur Herleitung der bodenphysikalischen Kennwerte.

### **Grundlagen der Methodenentwicklung**

Die im Projekt verwendeten Methoden setzen nicht – wie meist üblich – auf der aufwändigen Erstellung bzw. Anwendung von Übersetzungsschlüsseln, sondern funktionsbezogen

unmittelbar auf den Rohdaten an. Hierdurch werden Fehlerquellen aus der Übersetzung vermieden und eine auf die Bodenfunktionen ausgerichtete Bodenbewertung gewährleistet. Bei der Entwicklung wird zunächst die Literatur zur bodenkundlichen Interpretation von Bodenschätzungsdaten gesichtet. Geeignete Methoden werden getestet, bei uneingeschränkter Eignung 1:1 übernommen oder weiterentwickelt.

Ist die technische Umsetzung der automatisierten Methodenanwendung vollzogen und sind die Test-Anwendungen zur Validierung erfolgreich verlaufen, erfolgt die Dokumentation und der Einsatz. Zurzeit wird die Test-Anwendung und Validierung erster Methoden auf Grundlage des Klassenzeichens durchgeführt.

### **Ableitung der Feldkapazität aus dem Klassenzeichen der Bodenschätzung**

Die Feldkapazität [FK] ist die Summe aus nutzbarer Feldkapazität [nFK] und dem so genannten „Totwasser“ [TW]. Die Höhe der nFK wird mittels einer weiteren Methode (VORDERBRÜGGE et al. 2004) festgelegt.

Der „Totwasseranteil“ wird bestimmt durch den Tongehalt und nachgeordnet durch die Menge an organischer Substanz. Von uns wird unterstellt, dass eventuelle Unterschiede in der Menge an organischer Substanz seitens der Bodenschätzung durch die Variation der Zustandstufe abgebildet werden. Eine Korrektur mit Zu- oder Abschlägen – wie es in der KA4 und KA5 vorgeschlagen wird – erfolgt folglich nicht.

Die entscheidende Größe für die Ableitung des „Totwassers“ mittels einer Pedotransferfunktion [PDF] ist somit der Tonanteil. Wir haben uns für die von HARRACH, (1978) vorgestellte PDF:

$$TW \text{ in Vol.-%} = 0,56 * \%Ton + 3,8$$

entschieden. Da die BS in ihrer Körnungsanalyse den Tongehalt nicht bestimmt, können den Bodenarten der BS nur indirekt Tongehalte zugeordnet werden. Wir gehen davon aus, dass die so genannten „Abschlämbbaren Teilchen“ der BS ca. 70 % Ton enthalten. Somit ergeben sich für die Bodenarten der BS durchschnittliche Tonäquivalente von 3,4 [S] über 17,9 [sL], 35,4 [LT] bis zu 54 [T] Tonäquivalent-%. Entsprechend der obigen PDF ergeben sich für die TW-Gehalte somit Werte von 5,7 [bei der Bodenart S] bis 34,0 [bei der Bodenart T] Vol.-%. Addiert man nun die für die Bodenarten der

<sup>1</sup> Thomas Vorderbrügge, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, [t.vorderbruegge@hlug.de](mailto:t.vorderbruegge@hlug.de)

<sup>2</sup> Ricarda Miller & Matthias Peter, Ingenieurbüro Schnittstelle Boden, [info@schnittstelle-boden.de](mailto:info@schnittstelle-boden.de)

<sup>3</sup> Stephan Sauer, Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz, [stephanus.sauer@lgb-rlp.de](mailto:stephanus.sauer@lgb-rlp.de)

BS abgeleiteten nFK-Werte hinzu, ergeben sich für die Bodenarten der Bodenschätzung die in Tabelle 1 aufgeführten *FK-Werte*.

Tab. 1: Felkapazität in mm/dm, abgeleitet für die Bodenarten der Bodenschätzung

Bodenart Bodenschätzung	der FK-Werte in Vol.-% je dm
S	16,6
SI	21,7
IS	25,6
SL	31,5
sL	34,8
L	37,0
LT	43,5
T	43,5

Die gleichen Werte der FK für LT und T ergeben sich aus den niedrigeren nFK-Werten für die Bodenart T.

Im Rahmen der Validierung wurden die Werte zunächst den Ergebnissen von mehr als 3.600 Bohrungen gegenüber gestellt (s. Abb. 1). Das Bestimmtheitsmaß von über 90 % belegt, trotz einzelner Ausreißer, die prinzipielle Stimmigkeit der Ableitung, allerdings liegen die Werte im Vergleich zu den „kartierten“ Werten auf einem geringfügig niedrigeren Niveau.

Um die Ursachen für die Abweichungen zu erkennen, werden die Schätzwerte gemessenen Werten (s. Abb. 2) sowie Werten für die Vergleichs- und Musterstücke der BS gegenübergestellt. Der Vergleich der geschätzten Werte mit den gemessenen bzw. den gemäß KA4 abgeleiteten Werten, zeigt eine relativ gute Übereinstimmung.

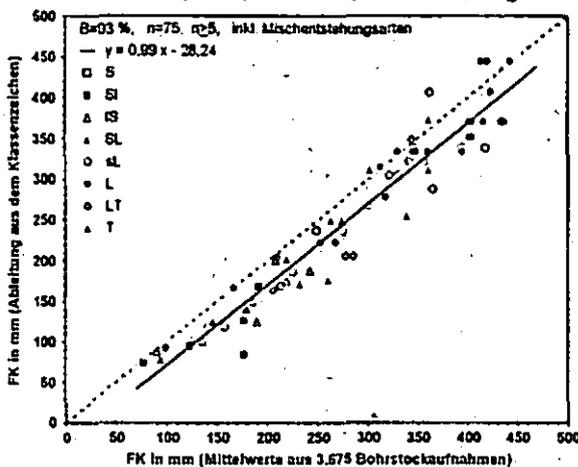


Abb. 1: Gegenüberstellung der FK-Werte in mm aus 3.675 bodenkundlichen Bohrungen in

Hessen (75 Datensätze durch Gruppierung der Bodenart, ausreißerbereinigt) und der FK in mm abgeleitet aus den Klassenzeichen der Bodenschätzung.

Insgesamt ergibt die Methode plausible Werte, die sowohl in der Größenordnung als auch in einer Klassifikation belastbare Aussagen ermöglichen.

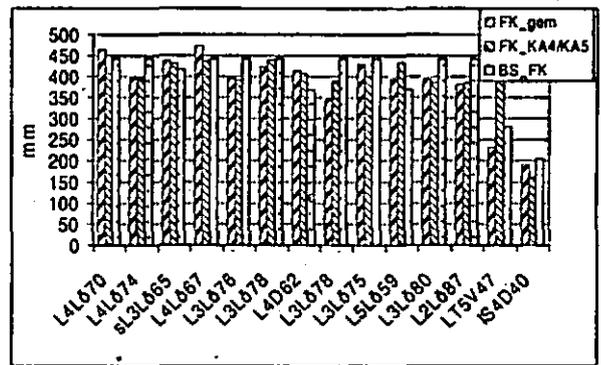


Abb. 2: Vergleich von gemessenen FK-Werten in mm mit abgeleiteten FK-Werten gemäß KA4 sowie mit FK-Werten auf Basis der Klassenzeichen der Bodenschätzung

Literatur

FRIEDRICH, K. & B. KEIL, (2003): Bodenfunktionsbezogene Auswertung von Bodenschätzungsdaten für Hessen und Rheinland-Pfalz. – Mittlg. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 102/2, S. 469-470.

HARRACH, T., (1978): Bodenphysik – Vorlesungsunterlagen, Inst. f. Bodenkunde Giessen

VORDERBRÜGGE, TH., MILLER, R., PETER, M. & ST. SAUER, (2004): Ableitung der nutzbaren Feldkapazität aus den Klassenzeichen der Bodenschätzung. – Mittlg. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 104, S. 33-34.

## Quantifizierung des Quellterms - Möglichkeiten und Grenzen von Säulenexperimenten

Markus Wehrer und Kai Uwe Totsche<sup>1</sup>

### 1. Säulenexperimente zur Quellstärkeermittlung

Nach Oberacker und Eberle (2002) kann die Sickerwasserprognose nach BBodschV in eine Quellstärkeermittlung und eine Transportprognose aufgeteilt werden. Die Quellstärke ist dabei definiert als ‚total mass flow caused by natural leaching‘. Für ihre experimentelle Bestimmung erscheinen Säulenexperimente als geeignetes Mittel. Einerseits liegt ein weitgehend natürliches Fließverhalten des Eluats vor (im Gegensatz zu Schüttelversuchen) und andererseits können standardisierte Bedingungen aufrechterhalten werden. Säulenexperimente sollten verschiedene Bedingungen erfüllen, wenn sie in diesem Zusammenhang verwendet werden. Sie müssen reproduzierbar sein, das Ergebnis soll eine eindeutige Interpretation erlauben und sie sollten die Quellstärke zeigen, die auch unter Freilandbedingungen relevant ist.

### 2. Reproduzierbarkeit

Abbildung 1 zeigt die Elution der Schwermetalle Cr, Cu und Ni aus Bauschutt bei zwei parallelen Säulen (Länge=15 cm, Radius=2 cm, Fluss=18 cm/d Dichte=1.8 g/cm<sup>3</sup>). Der Bauschutt ist ein Referenzmaterial der BAM (Berger et al. 2004) und also solches gut homogenisiert. Wie erwünscht zeigen die Durchbruchkurven eine sehr gute Übereinstimmung.

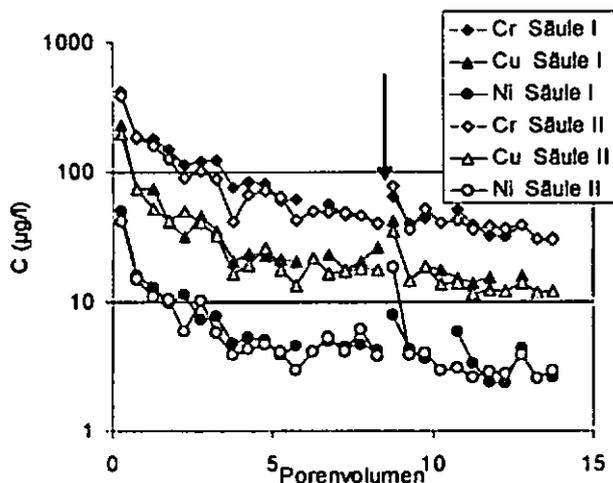


Abbildung 1: Cr, Cu und Ni Durchbruchkurven bei Bauschutt.

Als Beispiel für organische Kontaminanten zeigt Abbildung 2 die Elution verschiedener PAK aus einem teerölkontaminierten Schluff (chem. Teerwerk Rositz). Das Material der Mischprobe für die parallelen Säulen (Länge=15 cm, Radius=5 cm, Fluss=10 cm/d, Dichte=1.4 g/cm<sup>3</sup>) wurde nicht vorbehandelt. In Anbetracht dessen und der geringen

<sup>1</sup>Lehrstuhl für Bodenkunde, Technische Universität München, 85350 Freising

Konzentrationen zeigen auch diese Säulen eine sehr gute Übereinstimmung.

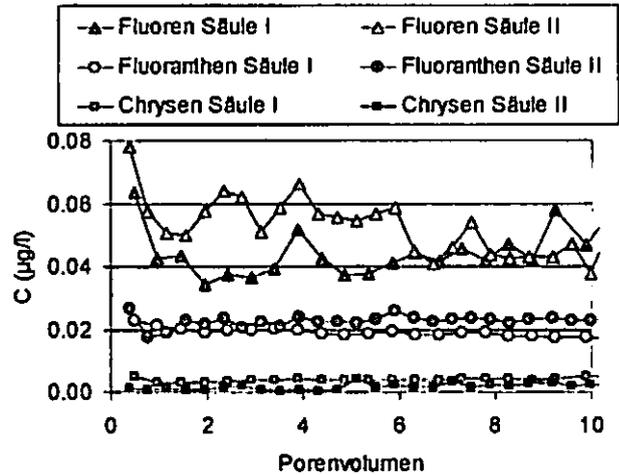


Abbildung 2: PAK Durchbruchkurven bei teerölkontaminiertem Schluff.

### 3. Eindeutigkeit der Interpretation

Sofern auf die Quellstärkeermittlung eine numerische Transportprognose folgen soll, ist es notwendig aus den experimentellen Daten einen Quellterm zu identifizieren, also eine mathematische quantitative Beschreibung des Quellverhaltens. Je einfacher das Experiment, umso mehr Quellterme gibt es die das Ergebnis erklären können. Dieses Phänomen der Equifinalität wurde z.B. von Wehrer und Totsche (2003) für einfache Säulenexperimente gezeigt. Durch eine Erhöhung des Informationsgehaltes kann diese Unsicherheit verringert werden. Flussunterbrechungen z.B. sind ein sehr effektives Mittel um Ungleichgewichtszustände zu offenbaren.

Abbildung 3 zeigt wie anhand einer solchen Durchbruchkurve ein Quellterm identifiziert werden kann, der eine Prognose erlaubt. An den Kalibrationsdatensatz wurde ein linearer Desorptionsquellterm mit den Parametern Verteilungskoeffizient, initiale Festphasenkonzentration, initiale wässrige Konzentration und einer Transferrate erster Ordnung zur Berücksichtigung von Ungleichgewichtszuständen angepasst. Das Modell kann den fortgesetzten Verlauf der Durchbruchkurve des Validierungsdatensatzes sehr gut vorhersagen. Der initiale Verlauf wird dagegen nicht getroffen. Es wurde darauf verzichtet diesen initialen Verlauf zur Kalibration zu verwenden. Dies hätte die Einführung eines weiteren (Gleichgewichts-) Desorptionsquellterms erfordert und hätte eine schlechtere Anpassung an den nun verwendeten Kalibrationsdatensatz nach sich gezogen. Es wird vermutet, dass der initiale steile Abfall von der ‚First Flush‘ Fraktion des DOC beeinflusst wird und als unabhängig von darauf folgenden Basisaustrag gesehen werden muss (Wehrer und Totsche, 2005). Es ist wichtig anzumerken, dass die Prognose vermutlich nur korrekt ist, solange sich das pH-Regime nicht verändert.

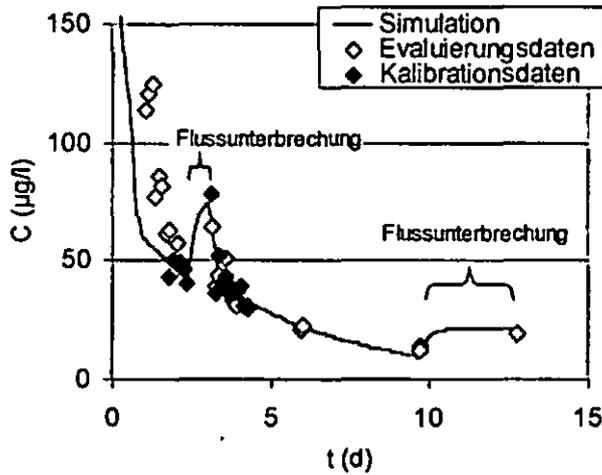


Abbildung 3: inverse Simulation der Cr-Elution aus Bauschutt.

#### 4. Ist die im Labor ermittelte Quellstärke auch im Freiland relevant?

Abbildung 4 zeigt die schon diskutierte Durchbruchkurve von Cr bei Bauschutt im Vergleich mit den Konzentrationen, die bei einem Quellstärke-Lysimeter der GSF in München-Neuherberg gemessen wurden (Schichttiefe=50 cm, Radius=18 cm, natürlicher Niederschlag, Dichte=1.7 g/cm<sup>3</sup>). Es wird im allgemeinen eine recht gute Übereinstimmung erzielt, lediglich der ‚First Flush‘ wird unterschätzt.

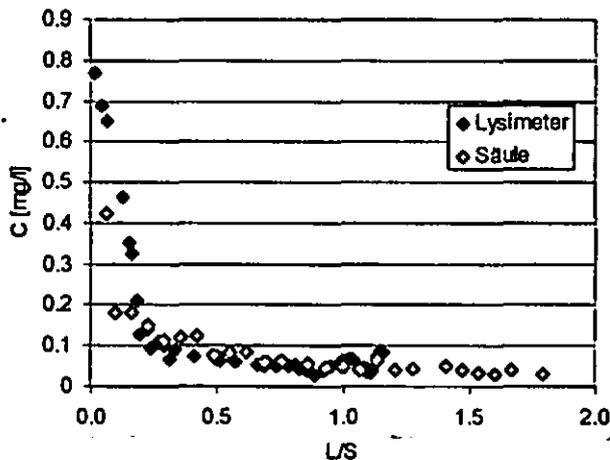


Abbildung 4: Cr-Elution aus Bauschutt bei einem Lysimeter und einer Säule.

Abbildung 5 zeigt die Mittelwerte der Konzentrationen von 12 EPA-PAK im Filtrat und Retentat eines Lysimeters und einer Säule, die mit dem schon erwähnten teerölkontaminierten Schluff befüllt waren (Filterporenweite 0.7 µm). Im Retentat des Lysimeters werden PAK-Konzentrationen gemessen, die um zwei Größenordnungen über denen im Retentat der Säule liegen. Die Konzentrationen im Filtrat der Säule liegen über denen im Filtrat des Lysimeters.

Dafür sind verschiedene Gründe möglich. Denkbar wäre ein höherer PAK-Gehalt in der Festsubstanz oder stärkere Ratenlimitation im Lysimeter. Zumindest wäre hier eine worst-case Abschätzung

durch das Säulenexperiment erfolgt (langsame Fließgeschwindigkeit, gesättigte Verhältnisse). Bedenklich ist jedoch der hohe Partikel-assoziierte PAK Austrag im Lysimeter, der im Säulenexperiment nicht nachvollzogen wird. Da das Lysimeter berechnet wurde, ist eine Kolloidmobilisation durch niedrige Ionenstärke ausgeschlossen. Auch bei ungesättigten Verhältnissen in der Säule wurde kein erhöhter Partikelaustrag beobachtet. Sowohl im Lysimeter als auch in der Säule war die kontaminierte Schicht von einem Eisenoxid-beschichteten Sand überdeckt, der jedoch im Lysimeter an der Oberfläche stärker austrocknete. Dies hatte vermutlich eine höhere Kolloidmobilisation zur Folge, was wiederum für den höheren PAK-Austrag verantwortlich war.

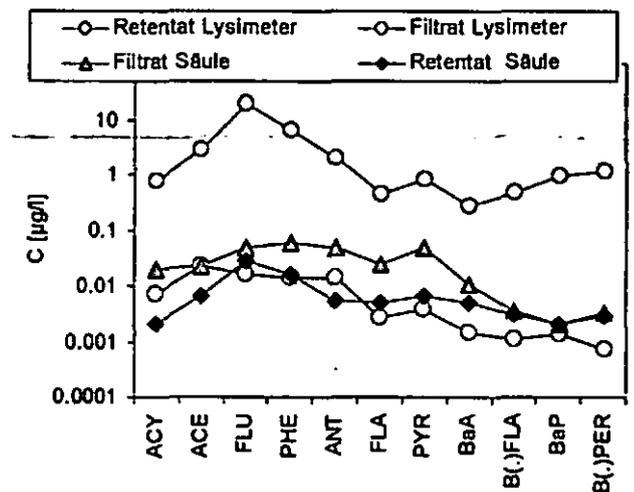


Abbildung 5: PAK Konzentrations-Mittelwerte im Filtrat und Retentat des Perkolationswassers bei einem Lysimeter und einer Säule.

#### 5. Schlussfolgerungen

- Reproduzierbarkeit ist kein Problem bei Säulenexperimenten
- Die Unsicherheit von Prognosen durch uneindeutige Ergebnisinterpretation können durch erhöhten Informationsgehalt reduziert werden.
- Partikel-assoziiertes Schadstofftransport sollte am besten durch worst-case Szenarien für die Kolloidmobilisation beurteilt werden. Dazu gehören z.B. Trocknungs- und Wiederbenetzungszyklen oder Gefrier- und Tauzyklen.

#### 6. Literatur

- Oberacker F.E., Eberle S.H., 2002: BMBF-Research-Focus 'Percolation Water Prognosis' – Concept and current activities. *Journal of Soils and Sediments*, 2 (1), 24-28.
- Wehrer, M., Totsche, K.U., 2003. Detection of non-equilibrium contaminant release in soil columns: Delineation of experimental conditions by numerical simulations. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166, 475-483.
- Wehrer, M. and Totsche, K.U. 2005. Determination of effective release rates of PAHs and dissolved organic carbon by means of column outflow experiments. *European Journal of Soil Science*, in press.
- Wehrer, M., Totsche, K.U., 2005. Determination of effective release rates by column outflow experiments – elution of heavy metals from construction debris and MSWI bottom ash. *Journal of Contaminant Hydrology*, submitted.

# Modellbasierte Abschätzung des tolerierbaren Stickstoff-Bilanzüberschusses zum Erreichen einer Ziel-Nitratkonzentration im Sickerwasser

M. WILLMS<sup>(1)</sup>, F. EULENSTEIN<sup>(1)</sup>, J. OLEJNIK<sup>(2)</sup>, S.L. SCHLINDWEIN<sup>(3)</sup>, K. C. KERSEBAUM<sup>(1)</sup>

## 1 Einleitung

Als Hauptursache für den Sulfatanstieg in den Förderbrunnen eines Wassereinzugsgebietes in Nordwest-Niedersachsen konnte die Pyritoxidation durch Nitrat (autotrophe Denitrifikation) identifiziert werden (WICHMANN et al. 2003). Nitrat, das diesen mikrobiell katalysierten Prozess induziert, wird überwiegend durch die landwirtschaftliche Düngung in das Grundwasser eingetragen. Die ansteigenden Sulfatgehalte der Brunnenwässer im Untersuchungsgebiet können nur durch eine Verringerung der Nitratauswaschung in das Grundwasser aufgehalten werden.

Das Untersuchungsgebiet umfasst eine Fläche von 890 ha. Die wichtigsten Nutzungsformen sind neben der landwirtschaftlichen Nutzung, Wald und Ortslagen. Der Forst besteht überwiegend aus Nadelwald. Die landwirtschaftlich genutzte Fläche beträgt 630 ha. Davon werden 464 ha in der Nährstoffbilanzierung berücksichtigt.

## 2 Ergebnisse

### 2.1 Nährstoffbilanzen

Im Untersuchungsgebiet wurden für 13 Betriebe Flächenbilanzen erstellt. Für Betriebe, die mindestens 50 % ihrer Flächen im Untersuchungsgebiet haben, wurden zusätzlich Betriebs- und Stallbilanzen nach dem von EULENSTEIN et al. (2003) beschriebenen Verfahren berechnet.

In Tab. 1 sind die Ergebnisse der aggregierten Betriebsbilanzen für das Untersuchungsgebiet als flächengewichtete Mittelwerte der Jahre 1996 – 2003 dargestellt: Danach gelangt Stickstoff zu 54 % mit zugekauften Düngern in die Betriebe. Phosphat, Kalium und Schwefel werden dagegen nur zu 20 bis 30 % mit zugekauften Düngern importiert. Mit Handelsfuttermitteln gelangen vor allem Phosphat, Kalium und Schwefel in das Untersuchungsgebiet. Ihr Anteil liegt bei 70 – 80 % der insgesamt importierten Nährstoffe.

Auf der Basis der Flächenbilanz beträgt der durchschnittliche Stickstoffsaldo im Untersuchungsgebiet 92 kg/ha. Dieser geringere Saldo im Vergleich zur Betriebsbilanz, ist

auf einige zusätzlich erfasste Flächen zurückzuführen, die weniger intensiv bewirtschaftet werden. In der Flächenbilanz beträgt der Anteil des mit Handelsdüngern ausgebrachten Stickstoffes 35 % der Zufuhr. Der Rest wird mit Wirtschaftsdüngern gedüngt.

Tab. 1: Nährstoffbilanz auf der Basis der Betriebsbilanzen von 5 landwirtschaftlichen Betrieben mit insgesamt 403 ha, Mittelwerte der Jahre 1996 – 2003, Abweichungen rundungsbedingt

Bilanzposten	N		P		K		S	
	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha	%
- Handelsdünger	115	54	5	20	7	18	2	27
- Futtermittel	90	43	19	75	32	81	7	68
- Vieh	6	3	1	4	< 1	1	1	5
<b>Import gesamt</b>	<b>211</b>	<b>100</b>	<b>26</b>	<b>100</b>	<b>39</b>	<b>100</b>	<b>10</b>	<b>100</b>
- Marktfrüchte	17	24	3	25	12	57	2	28
- tierische Prod.	53	76	11	75	9	43	4	72
<b>Export gesamt</b>	<b>71</b>	<b>100</b>	<b>14</b>	<b>100</b>	<b>22</b>	<b>100</b>	<b>6</b>	<b>100</b>
<b>Nährstoffsaldo</b>	<b>141</b>		<b>12</b>		<b>17</b>		<b>4</b>	

### 2.2 Simulative Berechnung von Stickstoff- und Schwefelausträgen

Zur Berechnung der Stoffkonzentration des Sickerwassers und der Sickerwassermenge in 2 m Bodentiefe wurde das Simulationsmodell HERMES von KERSEBAUM (1995) eingesetzt. Abb. 1 zeigt die zeitliche Entwicklung einiger Ergebnisse der Modellsimulationen mit HERMES und SULFONIE. Die Nitratkonzentration im Sickerwasser ist starken Schwankungen unterworfen. Sie variiert in Abhängigkeit von der Sickerwassermenge zwischen 50 und 100 mg/l.

Die Sulfatkonzentration liegt mit 15 – 30 mg/l auf einem deutlich niedrigeren Niveau. Sie hat insgesamt eine fallende Tendenz. Diese ist auf den Abbau der organischen Substanz der Moore zurückzuführen.

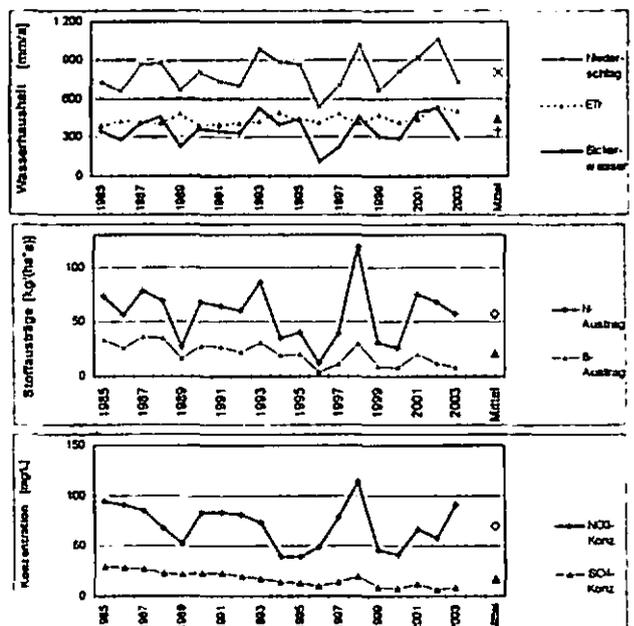


Abb. 1: Verlauf der simulativ berechneten Werte für den Wasserhaushalt, die Stoffausträge und die Sickerwasserkonzentration in 2 m Bodentiefe.

<sup>1</sup> Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung, Eberswalder-Straße 84, 15374 Müncheberg, e-mail: mwillms@zalf.de  
<sup>2</sup> Agrometeorology Department, Agricultural University of Poznan, Witosa 45, 60-667 Poznan, Poland  
<sup>3</sup> Department of Rural Engineering, Federal University of Santa Catarina (ENR/CCA) CP476 88040-900, Florianopolis (SR), Brazil

Unter Berücksichtigung des Waldanteiles im Untersuchungsgebiet mit seiner abweichenden Sickerwassermenge und Nitratkonzentration errechnet sich für das Gesamtgebiet (landwirtschaftl. Fläche + Wald) im Mittel der Jahre eine Nitratkonzentration von 62 mg/l.

Um den Grenzwert für Trinkwasser einzuhalten, sind auf Basis von Simulationsrechnungen Szenarien entwickelt worden, mit denen die Zielkonzentration für Nitrat von 50 mg/l unterschritten werden kann. Diese Szenarien haben den zusätzlichen Vorteil, dass keine Ertragseinbußen zu erwarten sind. Ökonomisch sind durch das Aufdecken von Einsparungspotenzialen in der Mineraldüngung eher Vorteile zu erwarten.

### 3 Szenarien zur trinkwassergerechten landwirtschaftlichen Nutzung

Zur Senkung des Stickstoffsaldos wurden verschiedene Möglichkeiten untersucht. Die Reduktion des Wirtschaftsdüngereinsatzes ist an eine Reduktion des Viehbestandes gekoppelt. Da dies starke Einschnitte in die Einkommensmöglichkeiten der landwirtschaftlichen Betriebe verursachen würde, ist von dieser Maßnahme abgesehen worden. Alternativ wurde die eingesetzte Menge an Handelsdünger reduziert. Dabei wurde die derzeitige Landnutzung wie folgt modifiziert:

Für alle Schläge, deren Stickstoffsaldo über 90 kg/ha liegt, wird die Stickstoffzufuhr mit Mineraldüngern begrenzt. Dabei wird die Begrenzung der Düngung mit Mineraldüngern schrittweise vorgenommen:

- a) Szenario 100: N aus Mineraldüngung max. 100 kg/ha
- b) Szenario 70: N aus Mineraldüngung max. 70 kg/ha
- c) Szenario 50: N aus Mineraldüngung max. 50 kg/ha.

In Abb. 2 sind die simulativ berechneten Nitratkonzentrationen der aktuellen Landnutzung und der Szenarien zusammengefasst. Bei den Konzentrationen handelt es sich um die Gesamtkonzentration für das Untersuchungsgebiet, welche nach der oben beschriebenen Methode berechnet wurde. Das Szenario 70 führt bei Berücksichtigung von Lager und Ausbringungsverlusten der Wirtschaftsdünger zu einer Nitratkonzentration von 47 mg/l. Damit wird der Grenzwert für Nitrat im Trinkwasser eingehalten.

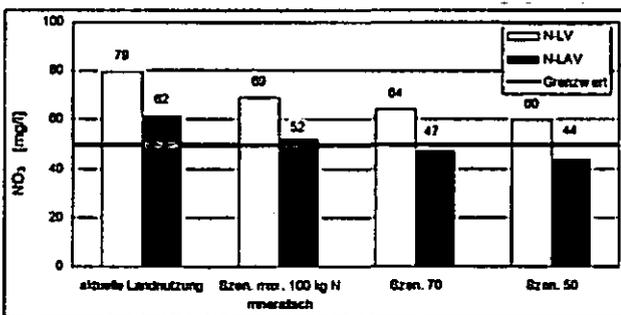


Abb. 2: Vergleich der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser der 8 simulativ berechneten Szenarien im Untersuchungsgebiet mit: N-LV = Berücks. von Lagerverlusten und N-LAV = Berücks. von Lager- und Ausbringungsverlusten. Werte berechnet als flächengewichtete durchschnittliche Jahresraten des jeweiligen Szenarien

Eine weitere Fragestellung war, um welchen Betrag die mineralische N-Düngung auf den einzelnen Schlägen beim Szenario 70 reduziert werden muss. Die Höhe der Reduktion und die räumliche Verteilung der Schläge ist in Abb. 3 dargestellt.

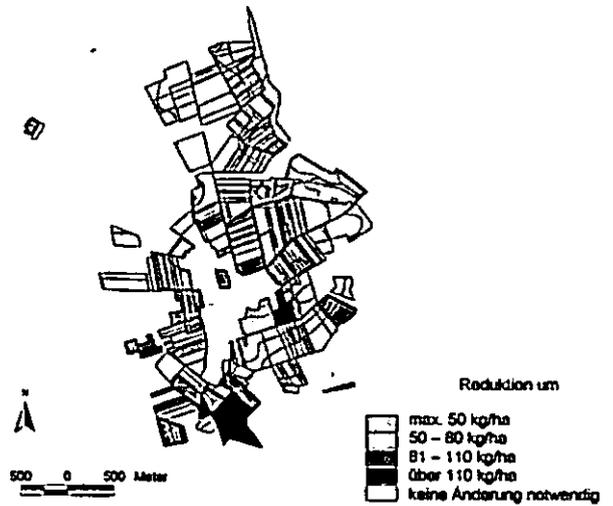


Abb. 3: Betrag um den die heutige Düngung im Mittel der Jahre reduziert werden muss

### 4 Literatur

EULENSTEIN, F.; WILLMS, M.; OLEJNIK, J.; KERSEBAUM, K.-C.; MEYER, B.; WERNER, A. (2003): Schwefel in der Landwirtschaft. - In: Handbuch Wasserversorgung und Sulfatbelastung des Grundwassers unter land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen: 65-82; Karlsruhe (Forschungszentrum Karlsruhe in der Helmholtz-Gemeinschaft)

KERSEBAUM, K. C., 1995: Application of a simple management model to simulate water and nitrogen dynamics. Ecological modelling 81, 145-156.

WICHMANN, K., T. NUBER, F. EULENSTEIN, M. WILLMS, R. MEIBNER, G. RICHTER, 2003: Fallbeispiel. - In: Handbuch Wasserversorgung und Sulfatbelastung des Grundwassers unter land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen: 265-297; Karlsruhe (Forschungszentrum Karlsruhe in der Helmholtz-Gemeinschaft)

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

**Referate, Poster Kommission VII**

Band 107

Heft 2

2005



## Säurepufferung und Mineralverwitterung von Granit und Granitsand im Modellexperiment

Viktar Bosak<sup>1</sup>, Karl Stahr<sup>2</sup>, Mehdi Zarei<sup>2</sup>

### Einleitung

Die Verwitterung gesteinsbildender Minerale ist abhängig von verschiedenen Eigenschaften wie Oberfläche, Textur, Gitterstörungen, chemische Zusammensetzung sowie den Umweltbedingungen, dabei besonders den anthropogenen Säureeinträgen.

### Material und Methoden

In den Jahren von 1995-2003 wurde das Modellexperiment zum Einfluss der Schwefelsäure bei pH-Werten 2, 3 und 4 mit unverwittertem Granit und seinen Zerfallsprodukten (Grob-, Mittel- und Feinsand des Cv-Horizontes) durchgeführt.

Die Untersuchungsmaterialien wurden im Südschwarzwald (Süd-West Deutschlands) entnommen. Mineralzusammensetzung und chemische Zusammensetzung von Granit und Granitsand wurden laut Schlichtung et al. (1995) bestimmt. Modellexperiment wurde auf dem Gerät "Titrator Mettler DL 21" durchgeführt. Das Untersuchungsmaterial (5 g Sandfraktion und 3 Granitwürfel) wurde in der Schwefelsäurelösung (20 ml) des entsprechenden pH-Werts eingelegt. Während zwei Tage wurde 0,01 ml Schwefelsäure des entsprechenden pH-Werts bei der kontinuierlichen Vermischung jede 30 Sekunden automatisch hinzugefügt und pH-Wert der Lösung gemessen. Die Lösungsprobe wurde nach 2, 4, 6, 8 und 10 Tage entnommen. Am Ende des Experiments wurde die Konzentration K, Na, Ca (Flammenphotometer ELEX 6361) sowie Mg, Mn, Al, Fe, Si (Atomadsorbsspektrometer AAS 3100) im Extrakt gemessen. Modellexperiment wurde für jede Untersuchungsfraktion und für jeden pH-Wert in 5-maliger Wiederholung durchgeführt.

### Ergebnisse und Diskussion

Bei Zunahme der Azidität vom schwach sauren (pH 5,31-6,35) bis zum stark sauren (pH 2,02-3,14) stieg die Elementauswaschung deutlich. Die stark saure Lösung wusch sowohl basische Kationen (K, Mg, Ca und Na) als auch saure Kationen (Al, Fe, Mn) sowie Si aus. Bei Verringerung der Lösungsazidität (pH > 4) nahm die Al- und Fe-Lösung deutlich ab und bei pH > 5 wurden diese Kationen praktisch nicht mehr gelöst. Bei pH > 4 sind Aluminium und Silizium, die sich im Tetraedergerüst der Glimmer und Feldspäte befinden, stabil. Von den Verbindungen reagieren nur die Alkali- und Erdalkalielemente mit quasi hydrolytischer Spaltung. Bei günstigen pH-Werten werden die dann freigesetzten Al- und Si-Ionen in Tonminerale eingebaut. Al und Fe bilden Hydroxide, Fe und Mn auch Oxide. In der Literatur werden in schwefelsaurer Lösung bei gemäßigten pH-Werten auch die Al-Hydrosulfate Jurbanit und Aluminit beschrieben. Freigesetztes Eisen und Mangan stammt hauptsächlich aus Biotiten, Silizium aus Glimmern und Feldspäten.

Es kann festgestellt werden, dass die Auswaschung von Alkali- und Erdalkalielelementen von Gehalt dieser Elemente im Gestein einerseits aber auch von den Mineraleigenschaften andererseits abhängt. Dabei treten Besonderheiten auf. Ca und Na stammen aus Plagioklasen, in denen mehr Na als Ca vorkommt. Trotzdem wird Calcium stärker ausgewaschen als Natrium. Die Bindungsplätze des Calciums sind also in dem Plagioklas labiler als die des Natriums. Kalium, das hauptsächlich aus Orthoklas und Glimmern stammt, wird weniger ausgewaschen als Calcium und Natrium. Dies gilt besonders beim unverwitterten Granit. Im Cv-Horizont, wo die reagierende Oberfläche wesentlich größer ist, wird auch die Kaliumfreisetzung stärker. Die Plagioklase sind im Cv-Horizont bereits deutlich verwittert, während man bei Biotit und Orthoklas noch unverwitterte Formen findet. Auch daran zeigt sich, dass Plagioklas weniger stabil ist, als Orthoklas und die Glimmer. Ein Teil des Kaliums wird in Mineralneubildungen wieder verwendet.

<sup>1</sup>Weißrussisches Forschungsinstitut für Bodenkunde und Agrochemie, Kazinezstraße 62, BY-220108 Minsk  
<sup>2</sup>Institut für Bodenkunde und Standortlehre der Universität Hohenheim (310), D-70593 Stuttgart

Tabelle. Einfluß der Schwefelsäurepufferung auf die Mineralverwitterung von Granit und Granitsand

pH H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Herauslösen der Elemente, mg kg <sup>-1</sup>							
	K	Ca	Na	Mg	Al	Fe	Mn	Si
Granit								
2,0	23	94	30	17	90	142	15	24
3,0	16	50	24	3	11	4	4	-
4,0	15	12	23	1	-	-	-	-
Grobsand								
2,0	77	5	47	3	501	69	45	26
3,0	46	4	48	1	219	1	16	12
4,0	35	4	32	1	7	-	1	8
Mittelsand								
2,0	498	12	100	15	1137	290	61	374
3,0	457	12	101	12	182	110	23	321
4,0	264	6	97	3	15	1	3	226
Feinsand								
2,0	184	10	128	4	1308	99	70	344
3,0	122	9	103	3	255	12	17	150
4,0	100	6	86	2	86	1	8	87

Nur bei stark sauren Bedingungen geht das gesamte Kalium dem Boden verloren. Natrium, Magnesium und Calcium werden weniger in die Mineralneubildungen aufgenommen. Vergleicht man die ausgewaschenen Elemente mit dem unverwitterten Granit so wurden insgesamt 74% des Calciums, 21% des Natriums, 17% des Magnesiums und nur 1% des Kaliums ausgewaschen. Die Elementauswaschung aus den Kornfraktionen zeigt die gleiche Tendenz. Die feineren Fraktionen puffern stärker als die gröberen und der Granit. Der Freisetzungserfolg ist aber neben der Granulometrie auch vom bereits erreichten Verwitterungsgrad abhängig.

### Zusammenfassung

Mit der Zunahme der Bodenazidität, die auch durch anthropogene Säureinträge verursacht ist, steigert sich Alkali- und Erdalkalielementauswaschung (Ca, Na, Mg, K) aus dem Granit und Granitsand deutlich. Auswaschung der sauren Kationen Al, Fe, Mn geht aktiv nur bei der starksauren Lösungsazidität durch. Bei der Verringerung der Lösungsazidität sinkt ihre Auswaschung stark.

Elementauswaschung ist neben den pH-Wert auch durch die Granulometrie, chemische Zusammensetzung sowie Verwitterungsgrad bestimmt.

### Literatur

Bain D.C., Mellor A., Wilson M.J. & Duthie D.M.L. (1994). Chemical and mineralogical weathering rates and processes in an upland granitic till catchment in Scotland // *Water, Air and Soil Pollution* 73, p. 11-27.

Johnson D.W. & Todd D.E. (1983). Relationship among iron, aluminium, carbon and sulfate in variety of forest soils // *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Nr. 47, p. 792-800.

Keilen K., Stahr K. & Zöttel H.W. (1975). Elementselektive Verwitterung und Verlagerung in Böden und ihre Bilanzierung // *Z. Pflanzenernährung und Bodenkunde*, Heft 5, S. 565-579.

Schlichtung E., Blume H.P. & Stahr K. (1995). *Bodenkundliches Praktikum*. Berlin, 295 S.

Zarei M., Stahr K. & Papenfuß K.-H. (1992). Die Verwitterung von Granit im sauren Milieu: ein Modelleperiment mit Modifikationen // *Mitteilungen der DBG*, Nr. 68, S. 309-312.

Zarei M., Stahr K. & Papenfuß K.-H. (1993). Mineralumwandlung und -zerstörung infolge Versauerung in Waldstandorten des Schwarzwaldes. Stuttgart-Hohenheim, 139 S.

# Wirkung der Bodenschutzkalkung in versauerten Waldböden auf die Bodenmineralogie

Rüdiger Butz-Braun und Gebhard Schüler

## 1. Einleitung

Bodenschutzkalkungen sollen die aktuellen Luftschadstoffdepositionen in Waldökosystemen kompensieren, biologische Kreisläufe unterstützen und nachhaltige Störungen der Reglerfunktionen der Waldböden (Säurepuffer, Wasserfilter, Waldernährung) mindern. Diese Reglerfunktionen werden stark durch die Tonminerale beeinflusst. Durch die Bodenversauerung ist es zu gravierenden Veränderungen des Mineralbestandes, besonders des Tonmineralbestandes, gekommen (z.B. VEERHOFF et al. 1996; LETHMATE et al. 2004). In sauren Böden erfolgt durch den Einbau von polymerem Hydroxy-Al-Kationen in die Zwischenschichten von Vermiculiten und Smektiten die Bildung von Al-Vermiculiten bzw. Al-Chloriten (NIEDERBUDE, 1996). In stark versauerten Waldböden erfolgt eine Dechloritisierung der Al-Chlorite (BUTZ-BRAUN, 2003). Da die Bodenlösung stark versauerter Waldböden einen massiven Mangel an basischen Kationen aufweist, kann das Ladungsdefizit nur durch stark hydratisierte Organo-Fe-Al-Komplexe ausgeglichen werden. Durch die Bodenschutzkalkung soll durch den Austausch dieser Komplexe gegen basische Kationen eine Stabilisierung der Tonminerale und damit eine Verbesserung der Reglerfunktionen eingeleitet werden.

## 2. Material und Methoden

An vier Standorten in Rheinland-Pfalz (s. Tab. 1) wurden 1989 auf 25 x 40 m großen Parzellen verschiedene Puffersubstanzen in unterschiedlichen Mengen, Körnungen und Techniken aufgebracht. Humusgehalte, pH-Werte (CaCl<sub>2</sub> und H<sub>2</sub>O) und Bodenlösungs-Konzentrationen wurden von den jeweiligen Hauptboden-Horizonten bestimmt (s. Tab. 1).

Die Proben für die Mineralanalysen stammen aus den Tiefenstufen 0-2, 2-5, 5-10, 10-20 und 20-30 cm. Die organische Substanz wurde bei der Aufbereitung durch Sieben und Schlämmen bestmöglichst abgetrennt. Zum Vergleich wurde an Teilproben die organische Substanz durch die Behandlung mit 7,5%iger H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Lösung zerstört. Zur Identifikation der Tonminerale wurde die < 2 µm-Fraktion in unbehandeltem luftgetrocknetem Zustand, nach Ethylenglycol-Behandlung mit und ohne Mg-Belegung (0,5 Mol MgCl<sub>2</sub>-Lösung) nach KCl-Behandlung (1 Mol KCl-Lösung) und nach mehreren thermischen Behandlungen röntgendiffraktometrisch untersucht.

## 3. Ergebnisse

Bei allen vier Versuchsanlagen treten in den Tiefenstufen 0-2 und 2-5 cm, bei den Versuchsanlagen Hunsrück und Pfälzerwald sogar bis in die Tiefenstufe 10-20 cm, bei allen Bodenprofilen der Kontrollflächen dechloritierte Al-Chlorite auf.

Dechloritierte Al-Chlorite sind an der Kontraktion des Basisabstandes von 14,6 Å der unbehandelten, luftgetrockneten Proben gegenüber 13,6 Å der Ethylenglycol behandelten Proben ohne Mg-Belegung zu erkennen (s. Abb.1).

Nach vorheriger Mg-Belegung und anschließender Ethylenglycol-Behandlung kommt es zu einer Aufweitung auf 17,0 Å. Wird die Probe zuvor mit H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> und anschließend mit Ethylenglycol behandelt tritt keine Kontraktion auf (s. Abb. 1).

Bei der entsprechenden Probe der 15 t Dolomit-Variante erfolgt eine Aufweitung nach Ethylenglycol-Behandlung auch ohne vorherige Mg-Belegung (s. Abb. 2).

Bei den vergleichbaren Proben der 3 t, 5 t und 9 t Dolomit-Varianten treten für die „aufbasten“ dechloritierten Al-Chlorite nach Ethylenglycol-Behandlung ohne Mg-Belegung Basisabstände um 14,5 Å (3 t), 15,0 Å (5 t) und 16,5 Å (9 t Dolomit) auf. Bei den 3 t Dolomit-Varianten erscheint bei den Proben der letzten drei Jahre, d.h. ca. 15 Jahre nach der Bodenschutzkalkung, noch ein zweiter Reflex bei

	Osteifel			Hunsrück			Pfälzerwald			Sieger Bergland		
Bestand	Fichte, 69 J.			Fichte, 85 J.			Kiefer 79 J. mit Buche			Fichte 74 J.		
Bodentyp	fri. Podsol-Braunerde			pseudovergl. Braunerde			Podsol-Braunerde			podsolige Braunerde		
Ausgangssubstrat	pleistozäner Decklehm üb. devonische Tonschiefer			pleistozäner Decklehm üb. devon. Tonschiefer und Quarzite			Sandstein des Hauptbuntsandsteins			pleistozäner Decklehm üb. devonische Grauw. u. Tonschiefer		
Bodenart	mittel toniger Schluff			mittel toniger Schluff			schw. schluffiger Sand			sandiger Schluff		
Horizont	Ah	Bv	BvCv	Ah	Bv	BvCv	Ah	Bvhs	Bv	Ah	AhBv	Bv
pH CaCl <sub>2</sub>	2,69	2,97	4,05	2,95	3,44	4,11	2,86	3,08	3,76	2,98	3,47	3,90
Basensättigung	18,72	5,42	6,38	12,78	4,65	7,60	16,20	11,50	12,10	10,05	5,30	7,48
AKe [µmol/g]	242,59	147,77	70,64	238,86	142,46	53,81	109,9	65,10	41,80	210,81	145,40	73,12
Pufferbereich	Fe-	Al-		Al/Fe-	Al-		Al/Fe-	Al-		Al/Fe-	Al-	

13,6 Å, der charakteristisch für dechloritierte Al-Chlorite ist.

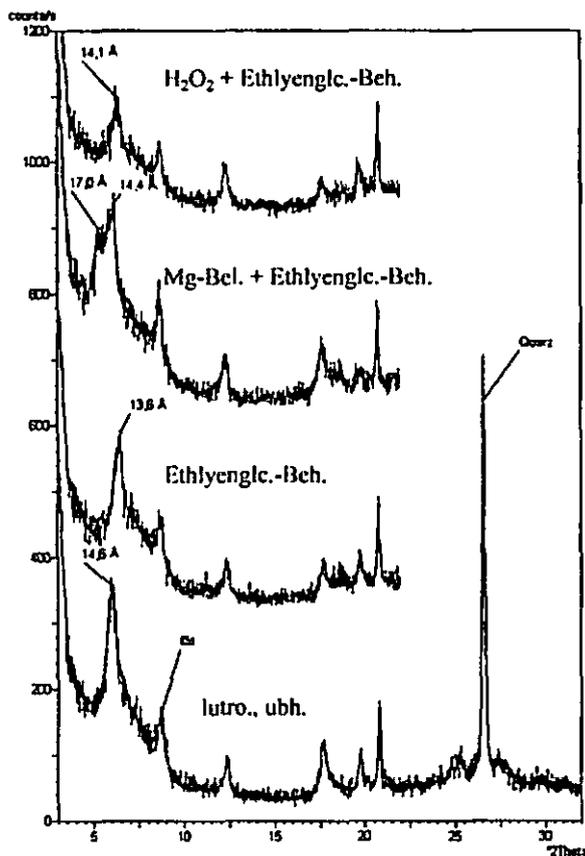


Abb. 1: Röntgendiffraktogramme der Kontrollfläche, Sieger Bergland, Tiefenstufe 0-2 cm.

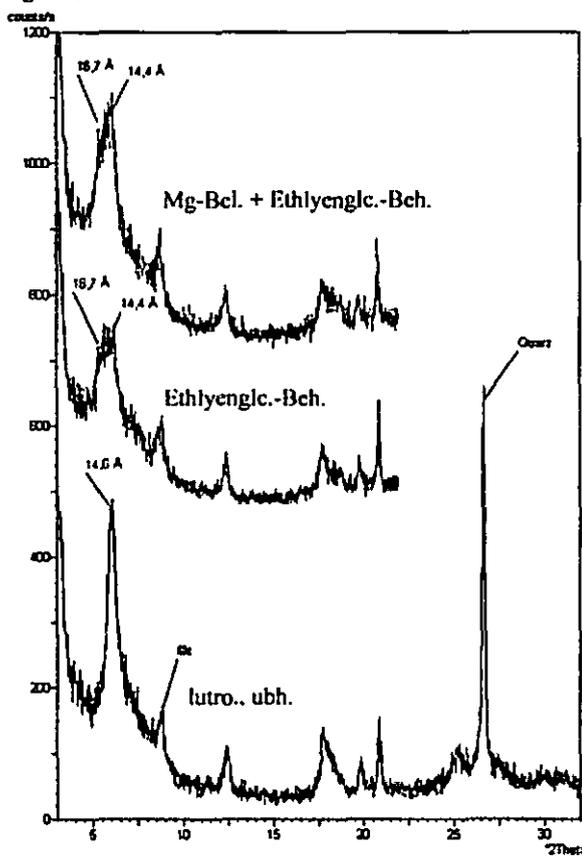


Abb. 2: Röntgendiffraktogramme der 15 t Dolomit-Variante, Sieger Bergland, Tiefenstufe 0-2 cm.

Die durch die Bodenschutzkalkung verursachte Belegung mit Ca- und Mg-Ionen nimmt parallel zu den Ca- und Mg-Konzentrationen in der Bodenlösung nach unten hin ab, was wiederum abhängig ist von der applizierten Menge und der Dauer in der der Dolomit einwirken konnte.

#### 4. Diskussion und Zusammenfassung

Die durchgeführten Untersuchungen zeigen, dass in stark versauerten Waldböden (pH-Werte  $\text{CaCl}_2$  2,8-3,4) ein Einbau basischer Kationen in die Zwischenschichten von aufweitbaren Dreischichtsilikaten, d.h. dechloritierten Al-Chloriten, durch die Bodenschutzkalkung möglich ist.

Ein eindeutiger Nachweis der Ca- und Mg-Belegung durch die Bodenschutzkalkung wird an dem typischen Quellverhalten der dechloritierten Al-Chlorite nach Ethylenglycol-Behandlung ohne Mg-Belegung auf 16-17 Å deutlich, der bei den Kontrollvarianten nicht auftritt (vgl. Abb. 1 und 2). Dieser Kalkungserfolg kommt ohne Ausnahme bei allen vier Versuchsanlagen vor.

Der Nachweis des Kationeneinbaus ist nur möglich, wenn die Proben zuvor nicht mit  $\text{H}_2\text{O}_2$  behandelt wurden, da hierdurch eine Zerstörung der organischen Substanz in den Zwischenschichten der dechloritierten Al-Chlorite erfolgt (BAIN et al. 1994). Die Untersuchungen der letzten drei Jahre an Bodenproben der Versuchsanlagen Pfälzerwald (2003), Sieger Bergland (2004) und Osteifel (2005) deuten ca. 15 Jahre nach der Ausbringung von 3 t Dolomit auf einen beginnenden Verlust der zuvor eingebauten basischen Kationen hin.

Wie sich die „aufgebasteten“ dechloritierten Al-Chlorite weiterhin entwickeln, d.h. unter welchen Bedingungen langfristig eine nachhaltige Bereitstellung basischer Kationen, eine Stabilisierung oder sogar eine irreversible Zerstörung eintritt, kann erst im Laufe der nächsten Jahre festgestellt werden.

#### 5. Literatur

- BAIN, D.C., FRASER, A.R. (1994): An unusually inter-layered clay mineral from the eluvial horizon of a humus-iron podzol. *Clay minerals* 29: 69 - 76.
- BUTZ-BRAUN, R. (2003): Veränderungen an Tonmineralen: Ein Vergleich von Alterhebung und Neubeprobung. – *Freiburger Forstliche Forschung*, 49, 13-22.
- LETHIMATE, J., ARNING, H., BUTZ-BRAUN, R., SCHNEIDER, K. (2004): Das pHAl-Säureregime von Waldquellen des Riesenbecker Osning/nördlicher Teutoburger Wald. – *Hercynia N.F.* 37: 155 - 168.
- NIEDERBUDE, E.A. (1996): Böden als Naturkörper – Tonminerale 52 S. – In: Blume, Felix-Hennigsen, Fischer, Frede, Horn, Stahr (Hrsg.): *Handbuch der Bodenkunde*, ecomed 1996.
- VEERHOFF, M., RASCHER, S., BRÜMMER, G. W. (1996): Ausmaß und ökologische Gefahren der Versauerung von Böden unter Wald. *Berichte UBA 1/96*: - Berlin.

# Porenräume und diffusiver Stofftransport in mikroporösen Feldspäten

Stefan Dultz<sup>1</sup>, Harald Behrens<sup>2</sup>, Anna Simonyan<sup>1,2</sup> & J. Miltz<sup>1,2</sup>

## 1. Einleitung

Feldspäte weisen verbreitet Poren auf, die Relikte von Wechselwirkungen zwischen Gestein und Fluiden unter spätmagmatischen und hydrothermalen Bedingungen sind (Worden et al., 1990). Durch Verwitterung im Boden können die vorhandenen Porensysteme weiter ausgebildet werden. Die Bildung von sekundären Mineralen in den Poren kann dabei der Vergrößerung des Porenvolumens entgegenwirken. Die Porenstruktur hat einen starken Einfluss auf den Stoffaustausch zwischen Feldspäten und deren Umgebung und auf den Verlauf chemischer Reaktionen im Mineralinnern. Geringe Porenradien und die Bildung sekundärer Minerale können den Porenquerschnitt soweit verengen, dass der Stofftransport durch Diffusion kontrolliert ist. Die Mechanismen dieser Reaktionen sind bisher nur unzureichend geklärt. Daher wurden an mikroporösen Feldspäten die Porenstruktur und der Transport im Inneren experimentell untersucht.

## 2. Material und Methoden

Für die Untersuchungen wurden Proben von vier Böden aus Granit bzw. Granitsaproliten ausgewählt (Tab. 1). Im Harz wurden zwei podsolige Braunerden aus Granitsaprolit am Oderteich bzw. bei Drei Annen Hohne (DAH) beprobt. Bereits gut untersuchte Proben eines Podsoles aus Bärhalde Granit/Schwarzwald kamen aus Sammlungsbeständen (Univ. Hohenheim), desweiteren St. Blasien Granitsaprolit.

Für die Bestimmung des Porenvolumens und der Porengrößenverteilung wurde Hg-Porosimetrie eingesetzt. Als weitere Methode zur Kennzeichnung des Volumens der von außen zugänglichen Poren wurden wassergefüllte Feldspäte verwendet und mittels Karl Fischer-Titration (KFT) im Temperaturbereich von 20-200°C der Wassergehalt bestimmt.

Um die Interkonnektivität des Porensystems zu beschreiben wurden in einem Autoklaven mit regulierbarem Ofen einzelne Feldspatkörner mit Wood'schem Metall (Schmelzpunkt 78°C) überlagert, evakuiert und anschließend ein Argondruck von ca. 500 bar im Autoklaven aufgebaut, so dass das flüssige Metall in die zugänglichen Poren hineingepresst wurde. Nach Erkalten wurden Anschlüsse dieser Proben hergestellt, Rückstreuелеktronenbilder angefertigt und der Bildauswertung zugeführt.

Um den Austausch zwischen Feldspat und Flüssigkeiten *in situ* zu untersuchen, wurde ein IR Mikroskop eingesetzt. Die Mobilität des Lösungsmittels wurde mit H<sub>2</sub>O-D<sub>2</sub>O Austauschexperimenten untersucht. Der Diffusionskoeffizient wurde durch Anfitzen der gemessenen Intensitäten der OH und OD Streckschwingungsbanden an die Lösung des 2. Fick'schen Gesetzes für die gegebenen Randbedingungen ermittelt.

<sup>1</sup>Institut für Bodenkunde, Universität Hannover  
Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover  
E-mail: [dultz@ifbk.uni-hannover.de](mailto:dultz@ifbk.uni-hannover.de)

<sup>2</sup>Institut für Mineralogie, Universität Hannover  
Callinstr. 3, 30167 Hannover

## 3. Ergebnisse

### 3.1 Porenvolumen

Die bestimmten Porenvolumina für die Feldspatproben liegen zwischen 7.8 (DAH Cv) und 23.7 Vol.% (Bärhalde Aehl) (Tab. 1).

Tab. 1: Porenvolumen von Feldspäten aus Böden aus Granit und Saproliten. Vergleich der Ergebnisse von Hg-Porosimetrie und K.-Fischer-Titration wassergesättigter Feldspäte.

Probe/Horizont	Porenvolumen (Vol.%)	
	Hg-Porosimetrie	K.-F.-Titration
Oderteich Bv	19.3	12.2
Oderteich Cv	19.0	13.9
DAH Cv /	7.8	9.5
Bärhalde Aehl	22.3	23.7
Bärhalde Cv	11.6	12.6
St. Blasien Cv	12.3	9.6

Im Vergleich mit den über Hg-Porosimetrie bestimmten Porenvolumina weist das H<sub>2</sub>O-Volumen der wassergefüllten Feldspatproben, das mit Hilfe der KFT bestimmt wurde, zum Teil deutliche Abweichungen auf. Bei der Bewertung der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass bei der KFT Einzelkörner (Einwaage 40 - 50 mg) und bei der Hg-Porosimetrie eine relativ große Probemenge (Einwaage ca. 3g) eingesetzt wurden. Innerhalb einer Probe kann eine beträchtliche Variabilität durch verschiedene Verwitterungsgrade der Feldspäte vorliegen.

### 3.2 Sekundäre Minerale

In den Röntgenbeugungsdiagrammen erscheinen in den Tonfraktionen vorsichtig gemürsteter Feldspäte Interferenzen von Sericit und zum Teil auch Kaolinit und Gibbsit. Der Nachweis letztgenannter Minerale gelingt auch in Feldspatkörnern über die Dehydroxilierungsreaktion (Abb. 1).

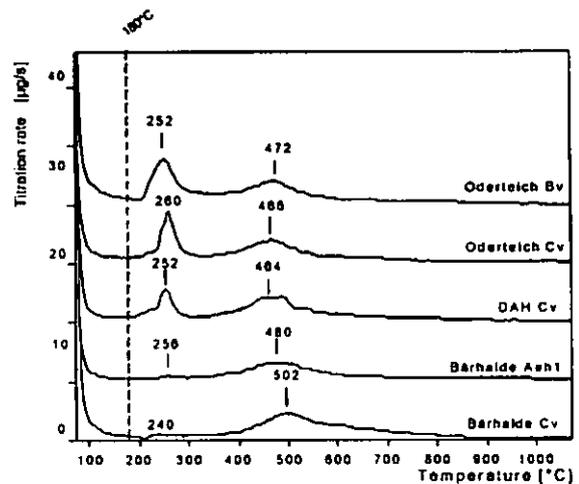


Abb. 1: Titrationskurven wassergesättigter Feldspäte bei einer Heizrate von 20°C min<sup>-1</sup>. Untersuchung der Wassergehalte mittels KFT. Maxima in der Titrationsrate bei 250°C sind auf Gibbsit und bei 470°C auf Kaolinit zurückzuführen. Die Kurven sind mit einem Offset von 4.0 dargestellt.

Im Temperaturbereich bis 200°C kann die Wasserfreisetzung nahezu ausschließlich auf mit Wasser gefüllte, von außen zugängliche Poren zurückgeführt werden. Aus der Titrationskurve geht hervor, dass bereits bis 100°C das freie Wasser in hohem Masse freigesetzt wird und die Reaktion bis 180°C größtenteils abgelaufen ist. Die anschließende Wasserabgabe ist auf die Dehydroxilierungsreaktionen von Gibbsit und Kaolinit (Maxima bei 250 bzw. 470°C) und das Aufbrechen von Flüssigkeitseinschlüssen zurückzuführen. Die aus den Peakflächen normativ berechneten Anteile an Gibbsit und Kaolinit in den Proben sind in Tab. 1 angegeben. Ihr Anteil liegt zusammen nicht über 5 Vol.%.  
 Tab. 1: Volumenanteile von Gibbsit, Kaolinit. Die Daten basieren auf KFT-Messungen in Abb. 1.

Probe	Gibbsit (Vol. %)	Kaolinit (Vol. %)
Oderteich Bv	1.4	2.0
Oderteich Cv	1.0	2.4
DAH Cv	0.7	3.4
Bärhalde Aehl	0.02	2.6
Bärhalde Cv	0.08	4.5
St Blasien Cv	0.01	1.8

### 3.3 Visualisierung der Porosität, Konnektivität

In dem verwitterungslabileren Na-reichem Plagioklas ist die Porosität stärker ausgeprägt als im Alkalifeldspat (Abb. 2).



Abb. 2: Rückstreuelektronenbild des Anschliffes eines mit Wood'schem Metall eingepressten Gesteinsstückes aus Bärhalde Granit (Cv-Horizont).

weiße Adern: Wood'sches Metall (Anteil nach Bildauswertung: 13.1 Vol.%); grau: Alkalifeldspat; dunkelgrau: Na-reicher Plagioklas; Pfeil: Quarz

Zum Teil ist festzustellen, dass sich die Porosität entlang von Brüchen ausgebildet hat. Durch sekundäre Minerale in den Poren wurde die Konnektivität nicht unterbrochen. In Perthiten entwickelt sich die Porosität entlang der Entmischungslamellen. In der Bildauswertung sind über die Grauwertverteilung Wood'sches Metall und Hohlräume diskret zu erfassen und zu quantifizieren.

### 3.4 Transport im Innern von mikroporösen Feldspäten

Ein Beispiel für die zeitliche Entwicklung der OD-Bande während des Hintausches mit D<sub>2</sub>O ist in Abb. 3 dargestellt.

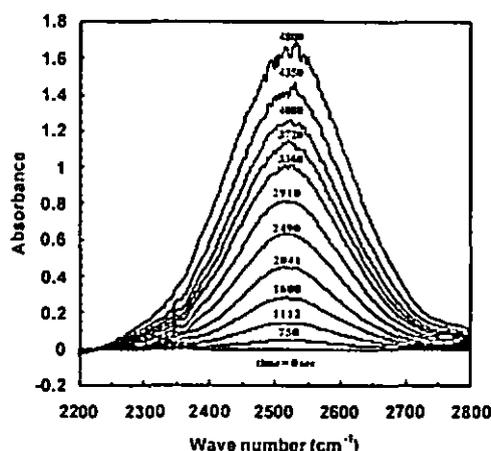


Abb. 3: Entwicklung der OD Bande bei 2540 cm<sup>-1</sup> während eines H<sub>2</sub>O-D<sub>2</sub>O Austauschexperimentes bei 26°C mit einem Feldspat Bärhalde Cv.

Aus dem Rücktausch mit H<sub>2</sub>O ergibt sich, dass verglichen mit der Selbstdiffusion von H<sup>+</sup> in einer verdünnten wässrigen Lösung (Li und Gregory, 1974) die Diffusion in porösen Feldspäten um 1 – 2.5 Größenordnungen langsamer ist. Auf Grund der durch Kapillarkräfte erhöhten Viskosität wären für die ermittelten Porenradien (Maxima zwischen 20–540 nm) weniger als eine Größenordnung niedrigere Diffusionskoeffizienten zu erwarten. Eine Korrelation mit Porosität und Porenradius zeigt der Vergleich zweier Proben aus Drei Annen Hohne. Mit Hilfe der H<sub>2</sub>O Kombinationsbande bei 5200 cm<sup>-1</sup> wurde die Gesamtmenge des Wassers gemessen und daraus die lokale Porosität ermittelt. Die Diffusion einer Probe mit 7.6 Vol.% Porenraum (rel. große Porendurchmesser) ist um 0.6 Größenordnungen schneller als in einer Pore mit 2.1 Vol.% Porenraum (rel. kleine Porendurchmesser).

### 4. Zusammenfassung / Fazit

Mit Hg-Porosimetrie und Karl-Fischer Titration wurden in Feldspäten relativ hohe Porenvolumina zwischen 7.8 und 23.7 Vol.% bestimmt. Ein Porenverschluss durch sekundäre Minerale konnte nicht festgestellt werden. Die Porosität hat einen starken Einfluß auf den Stoffaustausch zwischen Feldspäten und deren Umgebung. Die Selbstdiffusion von Protonen in mikroporösen Feldspäten ist um 1 – 2.5 Größenordnungen langsamer als in verdünnten wässrigen Lösungen. Systematische Versuchsreihen zum Materietransport von Kationen (z.B. NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) und Anionen (i.b. organischen Komplexbildnern wie Citrat und Oxalat) in den Porenräumen stehen noch aus.

### Literatur

Li, Y.H., Gregory, S. (1974) Diffusion of ions in sea-water and in deep-sea sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 38, 703-714.  
 Worden, R.H., F.D.L. Waker, I. Parsons, W.L. Brown (1990) Development of microporosity, diffusion channels and deuteric coarsening in perthitic alkali feldspars. *Contrib. Mineral. Petrol.* 104, 507-515.

**Säurepufferung in Andosolen:  
Konsequenzen für die Al- und Si-Dynamik**

A. Herre<sup>1)</sup>, F. Lang<sup>1)</sup>, Ch. Siebe<sup>2)</sup> & M. Kaupenjohann<sup>1)</sup>

**Einleitung**

Anthropogen bedingte Säuredeposition von bis zu 6 kmol H<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> in stark belasteten Gebieten Mitteleuropas sowie deren Auswirkungen auf Böden wurden in den 80er Jahren im Rahmen der Waldschadensforschung intensiv untersucht. Im Gegensatz dazu existiert wenig Information zur Pufferung von Säureeinträgen in Andosolen in der Umgebung aktiver Vulkane, wo die Säuredeposition in Form von H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> und HCl bis zu 100 kmol H<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> betragen kann (Delmelle *et al.* 2001). Wir untersuchten die Mechanismen der Säurepufferung in 5 vitric Andosols entlang eines Transektes am Vulkan Poás, Costa Rica, sowie die Bildung von Sekundärmineralen. Der Vulkan emittiert SO<sub>2</sub> als dominantes Säurebildendes Gas und die S-Einträge auf S-Aktivsammlern (Tabelle 1) nach der Methode von Delmelle *et al.* (2001) zeigen abnehmende S-Einträge entlang des Transektes von P1 nach P5.

Tabelle 1: S-Eintrag in Aktivsammlern von P1-P5

Profil	P1	P2	P3	P4	P5
mg SO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> Tag <sup>-1</sup>	820	n.b.	275	166	9

Die Böden um den Vulkan wurden als vitric Andosols klassifiziert, das Verhältnis von oxalatlöslichem zu pyrophosphatlöslichem Al (Al<sub>o</sub>/Al<sub>p</sub>) von 1 weist auf eine Entwicklung in die Richtung von alu-andic Andosols hin. Allophan ist in den Böden nicht oder nur in sehr geringen Konzentrationen präsent. Die pH-Werte der Böden liegen zwischen 3.6 und 4.8.

**Methodik**

An Horizonten, die der letzten größeren Asche-Eruption (1953) entsprechen (Horizont 2AC), wurde die Säureneutralisationskapazität mittels zweier Methoden bestimmt:

- (i) pH<sub>stat</sub>-Titration bei pH 3 während 24 Stunden (SNK<sub>pHstat</sub>)
- (ii) Extraktion mit H<sup>+</sup>-belegtem Kationenaustauscherharz während 24 Stunden (SNK<sub>Harz</sub>).

An die Titrationskurven aus der pH<sub>stat</sub>-Titration wurde folgendes Modell angepasst:

$$y = a \cdot (1 - e^{-bt}) + c \cdot t \quad \text{(Gleichung 1)}$$

Dabei steht der erste, exponentielle Term für die schnelle Pufferung durch Protonierung variabler Ladung und der zweite, lineare Term für die Auflösung von Mineralen.

Zur Untersuchung der Auswirkung von Säure-Einträgen auf die Bildung von Sekundärmineralen wurden Bodensättigungs-extrakte (BSE) hergestellt und mittels Gleichgewichtsberechnungen mit dem geochemischen Spezierungsmodell Visual Minteq die Sättigungsindices für mögliche Sekundärphasen berechnet. Außerdem wurden raster-elektronenmikroskopische Aufnahmen mit energiedispersiver Röntgenfluoreszenzanalyse (SEM-EDX) durchgeführt, um potentielle Sekundärphasen auf der Oberfläche von Primärmineralen zu analysieren.

**Ergebnisse und Diskussion**

Die Gesamt-SNK<sub>pHstat</sub> und die SNK<sub>pHstat</sub> der schnellen Reaktion (Parameter a in Gleichung 1) nehmen von P1 nach P5 zu (Abb. 1), demnach nimmt die Pufferkapazität, die auf der Protonierung variabler Ladung basiert, mit zunehmendem SO<sub>2</sub>-Eintrag im Freiland ab.

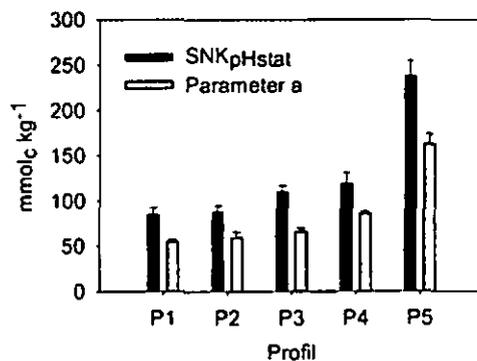


Abbildung 1: Säureneutralisationskapazität bei pH<sub>stat</sub>-Titration und Parameter a aus Gleichung 1

Die SNK<sub>Harz</sub> (Abb. 2) ist höher als die SNK<sub>pHstat</sub> und nimmt von P1 nach P5 zu. Die Menge an freigesetztem Al entspricht zwischen 70 und 82 % der SNK<sub>Harz</sub>. Parallel zur Al-Freisetzung wird gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) freigesetzt, mit zunehmender DOC-Freisetzung von P1 - P5. Das weist auf die Pufferung von

1) Institut für Ökologie, Salzufer 11-12, 10587 Berlin  
2) Instituto de Geología, UNAM, Mexiko

Säure-Einträgen durch Protonierung variabler Ladung an organischem Kohlenstoff und eine daraus folgende Al-Freisetzung hin. Diese Annahme wird auch durch abnehmende Gehalte an oxalatlöslichem Al von P5 nach P1 unterstützt (Tabelle 2).

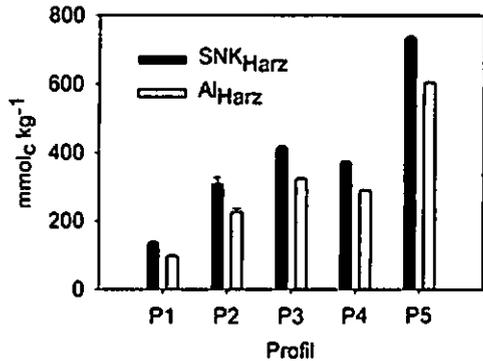


Abbildung 2: Säureneutralisationskapazität und freigesetztes Al bei Harzextraktion

Tabelle 2: Oxalatextrahierbares Al in 2AC Horizonten

Profil	P1	P2	P3	P4	P5
g Al kg <sup>-1</sup>	1.03	1.86	2.29	2.62	4.62

Gleichgewichtsberechnungen zu den Bodensättigungsextrakten zeigen eine Untersättigung bezüglich potentieller Al-haltiger Sekundärminerale wie Al(OH)<sub>3</sub> oder Aluminiumhydroxosulfate wie Basaluminit. Das lässt vermuten, dass bei der Säurepufferung mobilisiertes Al im Profil verlagert wird.

Der Sättigungsindex für amorphes SiO<sub>2</sub> nimmt von P5 nach P1 zu und liegt zwischen -0.7 und 0.13, demnach ist in einigen Proben eine Fällung von amorphem SiO<sub>2</sub> thermodynamisch möglich. Der Anstieg von P5 nach P1 weist darauf hin, dass unter höheren SO<sub>2</sub>-Einträgen die Si-Konzentration in der Bodenlösung zunimmt. Dies wird durch eine positive Korrelation zwischen Si und Sulfat in den BSEs bestätigt ( $r^2 = 0.62$ ,  $n = 53$ ,  $p < 0.05$ ). Erhöhte Säureinträge führen demnach zu einer erhöhten Verwitterung silikatischer Minerale und dadurch zu einer möglichen Fällung von amorphem SiO<sub>2</sub>.

Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen mit EDX zeigen Si-reiche Zonen über Zonen, die aus Si, Al, Fe und basischen Kationen zusammengesetzt sind (Abb. 3).

**Zusammenfassung**

Säureinträge in vitric Andosols um den Vulkan Poás werden durch die Protonierung variabler Ladung an organischem Kohlenstoff sowie durch die Verwitterung von silikatischen

Mineralen gepuffert. Dies hat zur Folge, dass die Si-Lösungskonzentrationen hoch genug sind, um die Ausfällung amorpher SiO<sub>2</sub>-Phasen auf den Oberflächen silikatischer Minerale zu ermöglichen.

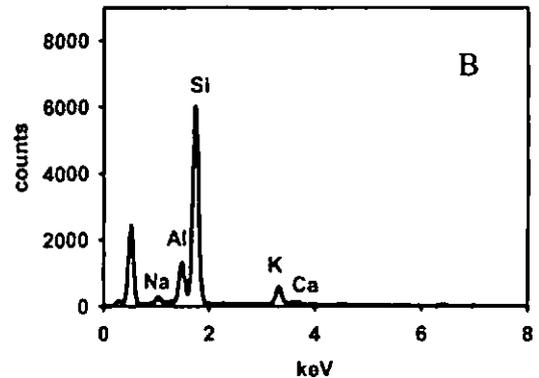
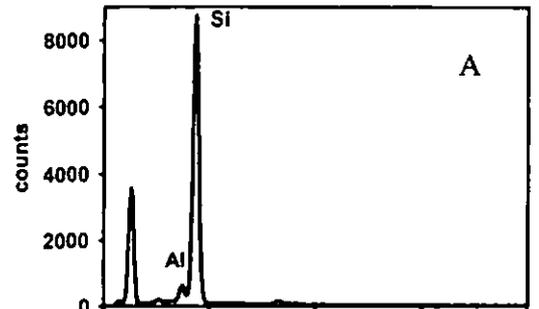
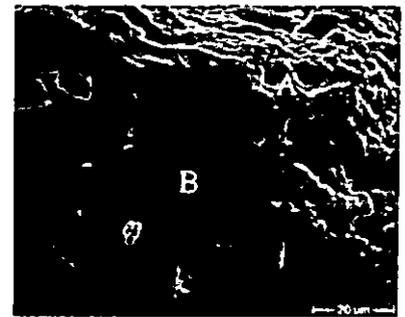


Abbildung 3: SEM-EDX-Aufnahmen eines Sandkorns aus dem Horizont 2AC von Profil P1

**Danksagung**

Unser Dank gilt der DFG für die finanzielle Unterstützung, Guillermo Alvarado, Carlos Ramírez und Raúl Mora für die Hilfe bei der Probenahme sowie Geerd Smidt, Claudia Kuntz und Jörg Nissen für die Hilfe im Labor und bei den SEM-EDX-Aufnahmen.

**Literatur**

Delmelle, P., Stix, J., Bourque, C.P.A., Baxter, P.J., Garcia-Alvarez, J. & Barquero, J. 2001. Dry deposition and heavy acid loading in the vicinity of Masaya Volcano, a major sulfur and chlorine source in Nicaragua. Environmental Science and Technology, 35, 1289-1293.

# Nährstoffpotenzial des Grobbodens: Integration in ein Waldboden-Monitoring

E.E. Hildebrand\*, M. Kern\* und B. Raber\*

## 1. Einleitung

Jüngste Untersuchungen für Kristallinstandorte des Südschwarzwaldes belegen hohe Beiträge des Grobbodens zum spontan austauschbaren Nährstoffpool des Gesamtbodens (HEISNER et al., 2004; RABER et al., 2005). Da dieser Pool offensichtlich über Mykorrhizen für Bäume erschlossen werden kann, ergibt sich die Erfordernis, das Nährelementpotenzial des Grobbodens auch bei Monitoringstudien zu berücksichtigen.

Im Vorfeld der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II) wird hierzu einerseits ein Ansatz zur Ausarbeitung eines einfachen Laborverfahrens zur direkten Erfassung der  $A_{k_e}$  des Grobbodens geprüft. Andererseits sollen einfache Bodenkenngrößen auf ihre Eignung als Prädiktoren zur Abschätzung skelettbürtiger Austauschereigenschaften geprüft werden. Zur Abschätzung der verfügbaren Elementvorräte im ungestört gelagerten Gesamtboden wird auch der Einfluss der Zerstörung der natürlichen Bodenlagerung berücksichtigt.

## 2. Material und Methoden

Aus dem Raster der BZE wurden bundesweit 63 skelettreiche Waldstandorte auf nährstoffarmen Ausgangsgestein repräsentativ in den Tiefenstufen 0-5, 10-30 und 60-90 cm beprobt.

Bisherige Verfahren zur Ermittlung der  $A_{k_e}$  des Grobbodens in einer offenen Perkolationsanlage sind aufgrund des hohen Zeit- und Materialaufwandes nicht als Routineverfahren für ein Bodenmonitoring geeignet. Angelehnt an das Batch-Verfahren zur Bestimmung der  $A_{k_e}$  nach TRÜBY & ALDINGER (1989) wurde eine Methode zur Bestimmung der  $A_{k_e}$  Grobbodens entwickelt und dabei mit dem Standardverfahren der offenen Perkolations (HEISNER et al., 2004; RABER et al., 2005) validiert.

Zur Schätzung der Austauschereigenschaften des Grobbodens mit Hilfe von Transferfunktionen werden bodenchemische Eigenschaften des Feinbodens und die Wasserdampfadsorption des Grobbodens (als Maß für die Quantität polarer innerer Oberflächen) geprüft. Die  $A_{k_e}$  des Feinbodens wird im o.g. Batch-Ansatz nach TRÜBY & ALDINGER (1989) bestimmt. Die der Ermittlung der Wasserdampfadsorption erfolgte nach der in HEISNER et al. (2004) beschriebenen Methode.

Zur Abschätzung des Einflusses der Zerstörung der natürlichen Lagerung wurden für ein repräsentatives Teilkollektiv die  $A_{k_e}$  ungestört gelagerter Proben (200cm<sup>3</sup>) durch Perkolations ermittelt. (Methode: HILDEBRAND 1994, HEISNER et al., 2004, s.o.). Daten für „ungestört gelagerten Feinboden“ ergaben sich durch Herausrechnen des Skelettanteils.

## 3. Ergebnisse und Diskussion

### 3.1 Direkte Erfassung $A_{k_e}$ Grobbodens

Zur Bestimmung der  $A_{k_e}$  Grobbodens im einfachen Batch-Verfahren hatten sich folgende Rahmenparameter als geeignet erwiesen: Bei einem Ionentausch mit  $NH_4Cl$  ist eine Ionenstärke von 0,5 M ausreichend, um auch für  $Al^{3+}$  eine spontan austauschbare Fraktion quantitativ zu erfassen. Ein Skelett:Lösungs-Verhältnis von 1:5 bei einer Menge von 20 g ist ausreichend, um in günstige Messbereiche zu kommen.

Der Austauschprozess kann in mindestens zwei Phasen unterteilt werden: Bereits im Bereich von Minuten wird ein wesentlicher Teil der spontan austauschbaren Kationen durch oberflächennahen Austausch freigesetzt, der im Bereich bis zu 24 h in eine zunehmend durch Diffusion (und evtl. Lösung) kontrollierte Freisetzung über geht (Abb. 1). Somit erfolgte die Anpassung an das Referenzverfahren im wesentlichen durch Variation der Extraktionsdauer. Mehrere Batch-Zyklen innerhalb 24 h ergaben gegenüber dem einmaligen Austausch keine signifikant erhöhte Kationenfreisetzung.

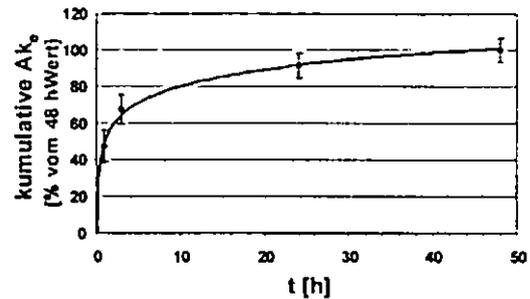


Abb. 1: Zeitliche Dynamik des Austauschvorganges als kumulative  $A_{k_e}$  in % des Wertes bei 48 h. Weitere Erläuterungen im Text.

Bei einer Extraktionsdauer von 24 h konnte die beste Übereinstimmung zum Perkolationsverfahren erzielt werden. Anhand des in Abb. 2 dargestellten Methodenabgleichs ist zu erkennen, dass beide Verfahren übertragbare Ergebnisse liefern. Dies ist in gleicher Weise für saure und Neutralkationen zutreffend.

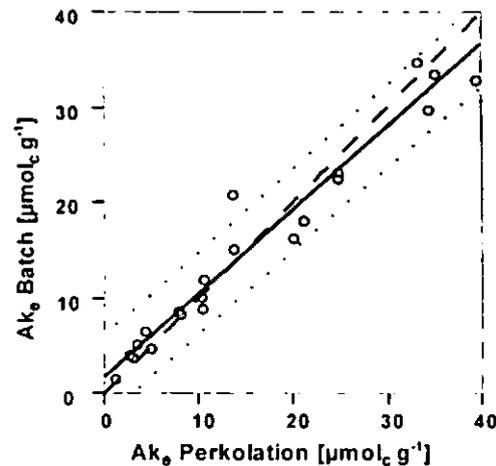


Abb. 2: Streudiagramm der  $A_{k_e}$  im Batch- und Perkolationsverfahren mit 1:1-Achse (gestrichelt), linearer Regression (durchgezogen) und dem 95 % Konfidenzintervall (gepunktete Linien).

### 3.2 Korngröße und $A_{k_e}$ Grobbodens

Mittels eines kationischen Farbstoffs (Berberinsulfat) konnten innere, austauschaktive Oberflächen des Grobbodens sichtbar gemacht werden. Diese wurden nur ober-

\*Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Universität Freiburg i.Br. Bertoldstr. 17, 79098 Freiburg i.Br. <http://www.bodenkunde.uni-freiburg.de/> <Markus.Kern@bodenkunde.uni-freiburg.de>

flächennah entlang von Fissuren und Verwitterungszonen mit einer mittleren maximalen Tiefe von 1000 µm identifiziert. Daraus ergibt sich aufgrund des Bezugs auf die Einwaage eine Abnahme der ermittelten  $A_{k_e}$  mit zunehmender Korngröße. Abb. 3 zeigt für bisher 22 ausgewertete Entnahmestellen eine Abnahme mit Annäherung an null, die durch eine exponentielle Regression beschrieben werden kann. Unser Ziel ist die Ermittlung von gesteinsgruppenspezifischen Regressionsfunktionen, die die Abschätzung der Gesamt- $A_{k_e}$  des Skeletts auf Basis der zu ermittelnden  $A_{k_e}$  einer kleinen Korngrößenklasse und unter Einbeziehung der ebenfalls zu ermittelnden standortspezifischen Korngrößenverteilung erlauben. (Die hier dargestellten Daten erlauben schon eine Prognose im 80 % Konfidenzintervall mit einer Abweichung von  $\pm 25$  %.)

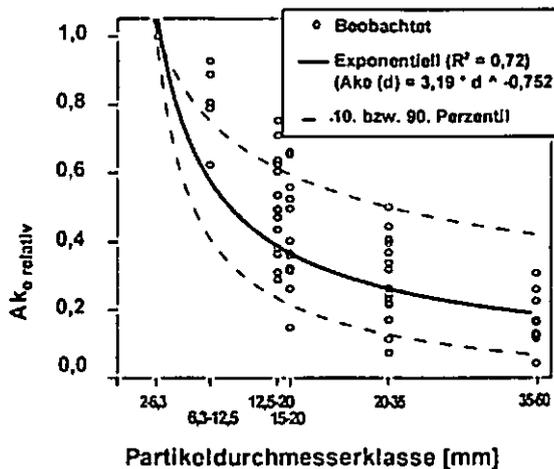


Abb. 3: Streudiagramm der  $A_{k_e}$  diskreter Korngrößenklassen verschiedener Probenentnahmestellen (N = 22), als relative Werte bezogen auf die Partikeldurchmesserklasse 2-6,3 mm mit exponentieller Regression und 80 % Konfidenzintervall.

### 3.3 Prädiktor: Bodenchemische Eigenschaften des Feinbodens

Fein- und Grobboden sind über Diffusionsbrücken miteinander verbunden (Feinerdekontinuum, vgl. KOHLER et al. 2000). Deshalb überprüfen wir feinbodenbürtige Elementvorräte auf ihre Eignung als qualitative Prädiktoren der verfügbaren Elementvorräte im Grobboden. Insbesondere  $Mg^{2+}$  scheint aufgrund seiner sterischen Eigenschaften (hohe Hydratationsenergie und geringe Bindungsstärke) geeignet. Eigene Auswertungen hierzu liegen noch nicht vor.

### 3.4 Prädiktor $H_2O$ -Adsorption

In HEISNER et al. (2004) konnten für kristalline Standorte mit der Wasserdampfadsorption bis zu 50% der Variation der  $A_{k_e}$  erklärt werden. Erste eigene Ergebnisse bestätigen den Zusammenhang für andere Standorte, aber müssen noch durch weitere Daten hinterlegt werden

### 3.5 Fehler durch das Zerstören der natürlichen Lagerung

Es ist bekannt, dass das Sieben von Bodenproben durch Zerstören der Aggregatstruktur neue Austauscheroberflächen schafft bzw. freilegt, was zu einer Überschätzung der verfügbaren Elementvorräte führen kann (HILDEBRAND 1991; HORN & TAUBNER 1989). Vorliegende Daten zu bislang 13 Entnahmestellen zeigen für den Feinboden, dass die austauschbaren Mb-Kationen durch das Sieben deutlich

überschätzt werden können (Abb. 4). Die starke Streuung der Daten deutet auf starke standörtliche Unterschiede hin. Der erhöhte Wert für Al deutet an, dass durch das Herausrechnen des Skeletanteils die Konzentrationen für den ungestörten Feinboden noch überschätzt worden sind.

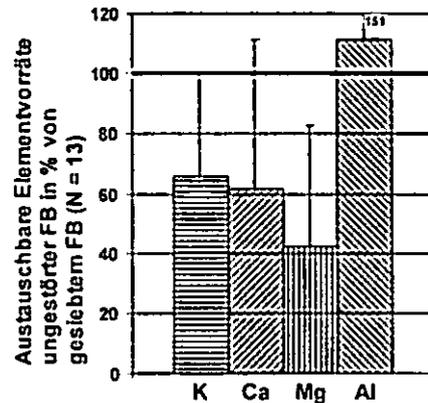


Abb. 4: Austauschbare Elementvorräte des ungestörten Feinbodens in % des gesiebten Feinbodens.

## 4. Fazit:

Das vorgestellte Laborverfahren ist eine einfache Methode zur Ermittlung der  $A_{k_e}$  von Grobbodenproben. Sie liefert mit der Referenzgröße übereinstimmende Werte und lässt sich gut in den praktischen Laborablauf einfügen. Der Gewichtsbezug der  $A_{k_e}$  ist im Zusammenhang mit dem Grobboden als unbefriedigend zu bewerten, da in Abhängigkeit von Verwitterungsgrad und Korngröße unterschiedliche Anteile der Partikel nicht austauschaktiv sind.

Von uns auf Basis weiterer Daten zu ermittelnde Regressionsfunktionen werden die Abschätzung der  $A_{k_e}$  des gesamten Grobbodens auf Basis der zu ermittelnden  $A_{k_e}$  der kleinsten Korngrößenklasse und der Korngrößenverteilung erlauben.

Grob- und Feinboden bilden bei natürlicher Lagerung ein Kontinuum, dessen Eigenschaft von der der Summe der gestörten Einzelkompartimente deutlich abweichen kann. Gleichwohl besteht die Notwendigkeit, im Rahmen von Monitoringstudien routinetechnische Analyseverfahren anzuwenden, die eine entsprechende Aufarbeitung unumgänglich machen. Unser Ziel ist die weitere Quantifizierung dieses Fehlers.

## Literatur

HEISNER, U., RABER, B., HILDEBRAND, E.E. (2004): The importance of the skeleton for plant available nutrients in forest sites of the Southern Black Forest. *Eur. J. Forest Res.* 123, 249-257.  
 HILDEBRAND, E.E. (1991): Die chemische Untersuchung ungestört gelagerter Waldbodenproben. Methoden und Informationsgewinn. Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen der Luftreinhaltung. Forschungsbericht KJK-PEF 85, 201 S.  
 HILDEBRAND, E.E. (1994): The heterogeneous distribution of mobile ions in the rhizosphere of acid forest soils: facts, causes and consequences. *J. Env. Health A29(9)*, 1973-1992.  
 HORN, R. & TAUBNER, H. (1989) Effect of aggregation on potassium flux in a structured soil. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 152, 99-104.  
 KOHLER, M., WILPERT, V. K., HILDEBRAND, E.E. (2000): The soil skeleton as a source for the short term supply of base cations on Forest soils of the Black Forest. *Water, Air and Soil Pollution*, 122, 37-48.  
 RABER, B., KOHLER M., HILDEBRAND, E.E. (2005): Beitrag des Bodenskeletts zum Ionenvorrat von Böden. In: v. TEUFFEL et al., *Waldumbau für eine zukunftsorientierte Waldwirtschaft*, S. 179-214, Springer-Verlag, Berlin.  
 TRÜBY P. & ALDINGER E. (1989): Eine Methode zur Bestimmung der austauschbaren Kationen in Waldböden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 152, 301-306.

## Die magnetische Suszeptibilität sächsischer Böden und ihre Ursachen

W. PÄLCHEN<sup>1\*</sup>, Z. STRZYSCZ<sup>2</sup>, G. RANK<sup>1</sup>, T. MAGIERA<sup>2</sup>

### Einleitung und Problemstellung

Die magnetische Suszeptibilität (mS) kennzeichnet die magnetischen Eigenschaften eines Stoffes. Je höher der positive Wert der mS ist, desto höher ist der Gehalt an ferromagnetischen Komponenten in einem Stoffgemisch. Die Ergebnisse erlauben Aussagen über die Belastung von Böden mit anthropogenen (technogenen) Immissionen. Im Vergleich mit den aus Polen vorliegenden Resultaten (MAGIERA et al., 2002), sollte geprüft werden, ob und in welchem Ausmaß sich diese Einflussfaktoren in sächsischen Böden nachweisen lassen.

### Material und Methoden

Für die Untersuchung wurden Proben aus dem sächsischen Bodenmessprogramm (regelmäßiges Raster 4x4 km) verwendet (RANK et al., 1999). Um eine flächendeckende Information zu gewinnen, wurden nur die Proben aus den mineralischen Oberböden (A-Horizonte: Ah, Ap) der Fraktion < 2mm verwendet. Die Gesamtzahl der Proben betrug 1165. Die Probenentnahme erfolgte in den Jahren 1992/1993. Die Untersuchung der mS der Proben erfolgte mittels der Apparatur MS2B Bartington bei 470 Hz und 4700 Hz (MAGIERA et al., 2002) in Zabrze.

### Ergebnisse und Diskussion

Die mS der untersuchten Proben liegt zwischen 0,1 und  $1.570 \cdot 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ . Der arithmetische Mittelwert beträgt  $47,2 \cdot 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ , der Medianwert liegt bei  $31,4 \cdot 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ . Signifikante Unterschiede zwischen Ah- und Ap-Horizonten sind nicht feststellbar. Bei Selektion der Proben nach der Bodennutzung ergeben sich dagegen deutliche Unterschiede in den Medianwerten:  $31,8 \cdot 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$  für Ackernutzung,  $36,4 \cdot 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$  für Grünland und  $22,1 \cdot 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$  für forstlich genutzte Flächen..

Die Berechnung der *Korrelation* zwischen der mS und den an den Proben analysierten chemischen Parametern ergaben sich folgende für folgende Elemente Korrelationskoeffizienten ( $r > 0,5$ ) der ln-mS: - ln-Zn = 0,56; - ln-Fe = 0,56; - ln-Mn = 0,54; - ln-Cu = 0,54. Diese Elemente sind einerseits die Hauptelemente der emittierten Stäube (SMUL, 1991) und mit Ausnahme von Zn gleichermaßen charakteristisch für basische Gesteine (KARDEL et al.; 1996).

In der *Karte der magnetischen Suszeptibilität in Böden* (s. Abb.) heben sich aus der Klasse um den regionalen Medianwert zusammenhängende Flächen unterschiedlicher Ausdehnung mit abweichenden Gehalten ab:

- Die *niedrigsten Werte* der mS ( $< 20 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ ) treten in N- und O-Sachsen sowie an der Grenze zur Tschechischen Republik (Erzgebirge, Sächsische Schweiz) auf. Dies sind in allen Fällen *Flächen mit überwiegend forstlicher Nutzung in ländlichen Räumen*.

- *Deutlich über der Medianklasse liegende Werte* bilden zusammenhängende Flächen in allen *urban-industriellen Verdichtungsräumen* mit ihren Randzonen: Großraum Leipzig, Großraum Chemnitz – Zwickau – Aue, Großraum Dresden. Kleinere Flächen oder Einzelpunkte der gleichen Wertekategorie lassen sich auf Gebiete mit Verdichtungsansätzen im ländlichen Raum beziehen. Alle genannten Flächen sind durch eine ehemals deutliche Konzentration von Industrieunternehmen und eine hohe Besiedlungsdichte charakterisiert. Damit waren bis in die frühen 90-er Jahre hohe Immissionsraten an Stäuben verbunden, die neben industriell bedingten Emissionen auch aus der dezentralen Heizung mit Braunkohlenbriketts stammte. Insgesamt wurden noch 1989 in Sachsen jährlich ca. 550 bis 600 kt Staub emittiert (SMUL, 1991). Lokale Maximalwerte sind mit Standorten von Großfeuerungsanlagen in Verbindung zu bringen.

- Zusammenhänge *Flächen und Einzelpunkte anomaler mS*, die nicht oder nicht allein auf Immissionen zurückgeführt werden können, befinden sich im Vogtland (Großraum Plauen), im Raum Zittau, südlich Annaberg und östlich Bad Schandau. Diese Anomalien sind *geogener Natur* und können überwiegend oder ausschließlich auf basische Gesteine (Diabase, Basalte) als Substrate der Böden bezogen werden.

### Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

- Die Untersuchung der magnetischen Suszeptibilität in Böden ist geeignet, die Verbreitung und Intensität der anthropogen (technogen) bedingten Staubbeklastung widerzuspiegeln.

- Die höchsten Werte der mS treten in den Böden der urban-industriellen Verdichtungsräume auf. Ländliche Räume weisen eine signifikant geringere Belastung auf.

- Forstlich genutzte Flächen besitzen bei sonst gleichen Bedingungen eine geringere mS der mineralischen Oberböden als Ackerflächen.

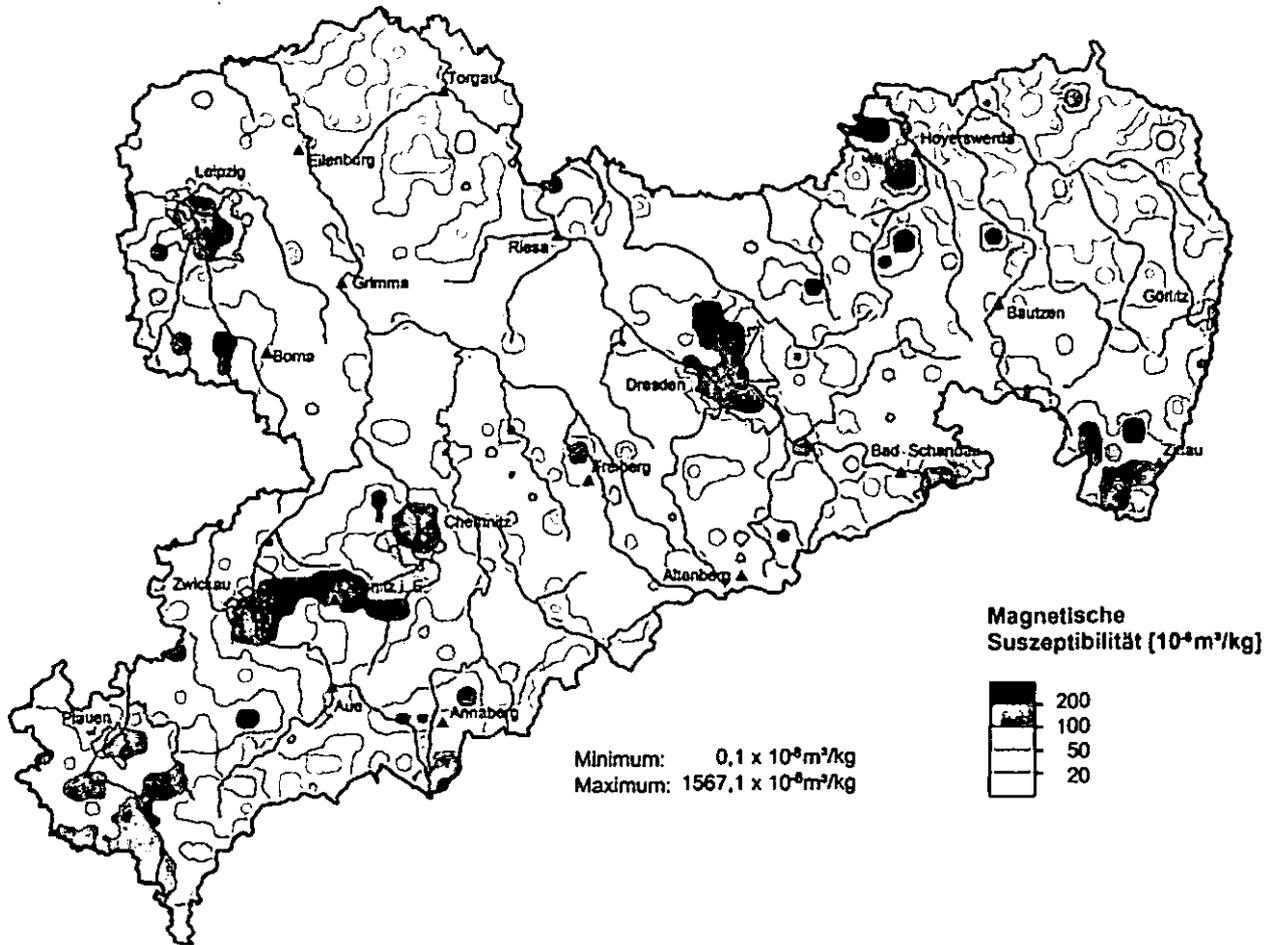
- Durch Vergleich mit anderen stofflichen Kennwerten von Böden (Gehalte an Schwermetallen u.a. Spurenelementen) sowie durch Auswertung von Informationen über die Bodensubstrate können darüber hinaus auch geogene Einflüsse identifiziert werden (basische Gesteine: Diabase, Basalte).

<sup>1</sup>Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Amtsteil Freiberg (\* i.R.)

<sup>2</sup>Institute of Environmental Engineering, Polish Academy of Sciences, Zabrze (Poland)

-Trotz unterschiedlicher Probenentnahmemethodik stimmen die Ergebnisse gut mit den Resultaten auf polnischem Gebiet (MAGIERA et al., 2002) bzw. in der polnisch-deutschen Grenzregion (STRZYSZCZ & MAGIERA, 2004) überein.

- Die vorgenannten Aussagen beziehen sich stets auf die mineralischen Oberböden. Bei Untersuchung vollständiger Vertikalprofile ist damit zu rechnen, dass in den organischen Auflagen (Of, Oh) der stark immissionsbeeinflussten Forstflächen deutlich erhöhte Werte der mS auftreten (vgl. STRZYSZCZ & MAGIERA, 1993; STRZYSZCZ & MAGIERA, 2004). Dies war jedoch nicht Gegenstand der vorliegenden Untersuchungen.



### Literatur

KARDEL, K.; RANK, G.; PÄLCHEN, W. (1996): Geochemischer Atlas des Freistaates Sachsen, Teil: Spurenelementgehalte in Gesteinen. - Materialien zum Bodenschutz, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Radebeul.  
MAGIERA, T.; LIS, J.; NAWROCKI, J.; STRZYSZCZ, Z. (2002): Magnetic susceptibility of soils in Poland. - Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk Zabrze, Panstwowy Instytut Geologiczny Warszawa.  
RANK, G.; KARDEL, K.; PÄLCHEN, W.; Weidensdorfer, H. (1999): Bodenatlas des Freistaates Sachsen, Teil 3: Bodenmessnetz Raster 4x4 km. - Landesamt für Umwelt und Geologie Dresden.

SMUL (1991): Umweltbericht 1991 Freistaat Sachsen. - Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung Dresden.  
STRZYSZCZ, Z. (1999): Heavy metal contamination in mountain soils of Poland as a result of anthropogenic pressure. - *Biolog. Biul.* 26, 6: 593-605.  
STRZYSZCZ, Z. & MAGIERA, T. (1993): Distribution of ferromagnetics in forest soils of some Polish and German regions in relation to their origin. - *Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 72, S. 1309-1312.  
STRZYSZCZ, Z. & MAGIERA, T. (2004): Magnetic susceptibility of forest soil in Poland-German border area. - *Mitt. Deutsche Bodenkundl. Gesellsch.* 103, S.109-110.

## Texturmessungen an Sedimentationspräparaten von Tonmineralen

Rüping, K.B.<sup>1,2</sup>, Dohrmann, R.<sup>2</sup>, Jahn, R.<sup>1</sup>, Kleber, M.<sup>1</sup>

### Einleitung

Zum Verständnis von pedogenetischen Prozessen wie auch zur Ableitung von Bodenfunktionen wird in der Regel eine quantitative Analyse der Tonmineralzusammensetzung benötigt. Hierzu werden üblicherweise Sedimentationspräparate der Tonfraktion hergestellt, bei denen die Tonminerale stark texturiert sind und mit XRD analysiert. Die Vorzugsorientierung (Textur) der Tonminerale ist jedoch nicht für alle Minerale gleich, obwohl dies in der Vergangenheit meist angenommen wurde und eine wichtige Eingangsgröße zur quantitativen Bewertung der Diffraktogramme darstellt. Die Vorzugsorientierung wird durch den Parameter  $\sigma^*$  ( $\sigma^*$ ) beschrieben. Es handelt sich hierbei um die Standardabweichung der Neigungswinkel der Basisflächen der Kristalle. Obwohl nach Reynolds (1989) der  $\sigma^*$  Parameter blättchenförmiger Tonminerale zwischen 4° und 25° variieren kann, wird dies in der Regel bei Modellierungen (z.B. Newmod) nicht beachtet und als einheitlich vorausgesetzt.

Die Änderungen in der Vorzugsorientierung verursachen große Unterschiede in den XRD-Intensitäten. Somit ist im Falle der quantitativen Analyse eine Bestimmung der Textur aller Tonminerale in jeder Probe notwendig, wie dieses schon in den Arbeiten von Taylor & Norrish (1966) und Lippmann (1970, 1973) diskutiert wurde. Die Verwendung von Flächenverhältnissfaktoren, wie auch bei Kahle et al. (2002) kritisch diskutiert, ist hierdurch nicht oder nur bedingt möglich.

Ziel der Studie ist die Darstellung der Komplexität der in üblichen Präparationen auftretenden Texturen silikatischer Tonminerale. Ausgehend von der These, dass die Texturen der Tonminerale abhängig von der Kristallmorphologie und der gegenseitigen dreidimensionalen Anordnung aller weiteren Phasen einer Probe sind, wurden Versuche mit unterschiedlichen Tonmineralstandards und Gemischen aus den jeweiligen Standards und an Boden-Tonfraktionen durchgeführt.

### Material und Methoden

Bei den verwendeten Materialien handelte es sich um 6 Boden-Tonfraktionen und 4 Tonmineralstandards.

Boden-Tonfraktionen (< 2µm, Na<sup>+</sup>-belegt):

- KR1 Ah-Horizont aus Deckentuff mit Geschiebemergel,
- KR2 Bvc-Horizont aus Deckentuff mit Geschiebemergel,
- KR3 T-Horizont aus Kalkstein-Residualton,
- KR4 Cc-Horizont aus Löß,
- KR6 fAh-Horizont aus Löß,
- KR7 Bt-Horizont aus Löß.

<sup>1</sup> Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung  
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg  
Weidenplan 14, D-06108 Halle/Saale

<sup>2</sup> Technische Mineralogie/Sedimentologie, NLF/BGR,  
Stilleweg 2, D-30655 Hannover  
[katherina-rueping@gmx.de](mailto:katherina-rueping@gmx.de)

Tonmineralstandards (< 2µm, Na<sup>+</sup>-belegt):

Smektit (W): „Volclay“, Wyoming-Typ, Smektit (M)  
Herkunftsland Marokko, Illit unbekannte Herkunft und  
Kaolinit Lamar Pit (Ca-Form).

Die Materialien wurden in dest. H<sub>2</sub>O mit Hilfe eines Ultraschallhomogenisators dispergiert. Zur Herstellung von Texturpräparaten wurde die Tonsuspension mit einer Pipette auf einen Keramikträger aufgetragen und mit Hilfe einer Vakuum-Filter-Apparatur und einer Wasserstrahlpumpe durch den porösen Keramikträger gesaugt.

Für die Texturaufnahmen wurde ein Seifert 3003 TT Diffraktometer mit einer auf Punkt-Fokus gesattelten Röntgenröhre, einer Punkt-Fokus-Blende mit einem 0,2 mm Kollimator, einem TSA-Aufsatz (TSA = offene Eulerwiege) und einem ortsempfindlichen Detektor (OED) mit Argon-Methanspülung verwendet.

### Ergebnisse und Diskussion

Es wurden Texturmessungen an Tonstandards und Mischungen dieser mit Bodentonfraktionen vorgenommen. Die einzelnen Tonminerale zeigen hierbei deutliche Unterschiede in ihrem Einregelungsgrad (Tab. 1).

Tab. 1: Sigma\* ( $\sigma^*$ ) Werte für Illit, Kaolinit und Smektit als reine Standards und in verschiedenen Mischungen (W = Wyoming, M = marokk. Smektit)

Mischung, Mengenanteile [Gew.-%]	Illit	Kaolinit	Smektit
	$\sigma^*$ [°]		
Illit 100	14	---	---
Kaolinit 100	---	19	---
Smektit (W) 100	---	---	21
Illit 80, Kaolinit 20	14	11	---
Smektit (W) 50, Kaolinit 50	---	14	20
Smektit (W) 50, Illit 50	14	---	16
Illit 50, Smektit (W) 30, Kaolinit 20	14	10	13
Illit 50, Smektit (M) 30, Kaolinit 20	14	16	19

Bei einem Vergleich der  $\sigma^*$ -Werte des Kaolinites in der 80 Gew.-% Illit und 20 Gew.-% Kaolinit Mischung und desselben aber reinen Kaolinites (Standard) ist eine sehr deutliche Abnahme des  $\sigma^*$  von 19° auf 11° zu erkennen (Tab.1). Rasterelektronenmikroskopie (REM) Aufnahmen bestätigten die These, dass der Kaolinit-Standard in der Mischung durch den Illit zu einer besseren Einregelung gezwungen wurde. Abbildung 1 zeigt REM-Aufnahmen von zwei Keramikträgern mit entsprechend anhaftendem Tonfilm. In Abbildung 1a) ist eine gute Paralleltexturierung und somit gute Einregelung der Tonminerale im Illit/Kaolinit-Gemisch zu erkennen. Abbildung 1b) zeigt die mehr statistische Orientierung der Kaolinite.

Weiterhin ist aus der Tabelle 1 zu entnehmen, dass der Kaolinit und die Smektite große Unterschiede in den  $\sigma^*$ -Werten aufweisen. Beim Kaolinit wird bei Anwesenheit anderer Tonminerale gegenüber dem monomineralischen Präparat stets eine bessere Einregelung beobachtet. Am besten regelt sich der Kaolinit bei Anwesenheit des Illits ein. Auch der Smektit regelt sich ausgehend von den gemessenen  $\sigma^*$ -Werten bei Anwesenheit von Illit besser ein. Beim Vergleich der  $\sigma^*$ -Werte des Illits fällt auf, dass

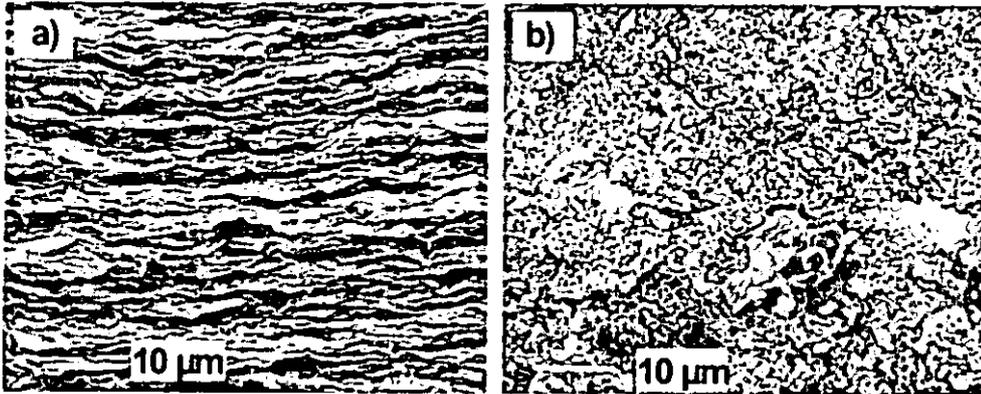


Abb. 1: Gegenüberstellung a) Illit/Kaolinit Gemisch und b) Kaolinitstandard auf Keramikträger

dieser immer die gleiche Texturierung aufweist. Vermutlich liegt das rein geometrisch an der Größe der Kristalle.

In weiteren Tests wurde der systematische Einfluss von Quarz auf die Textur der Tonminerale untersucht. Abbildung 2 zeigt die Texturen zweier Mischungen aus den Tonmineralen Illit, Kaolinit und Smektit bei verschiedenen Quarzgehalten.

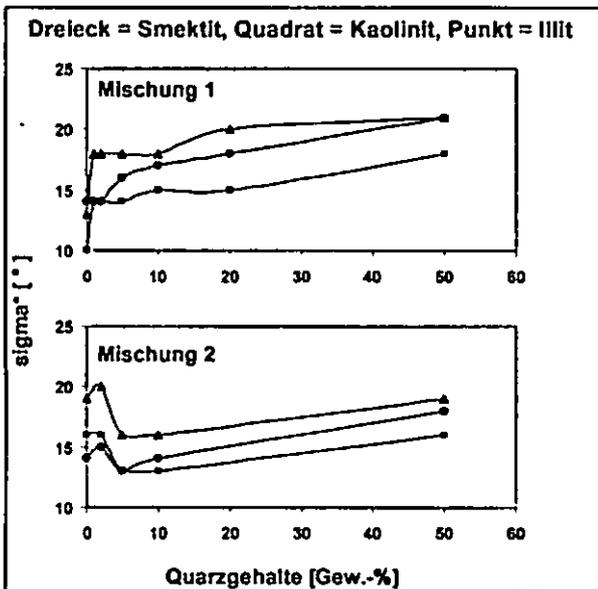


Abb. 2: Darstellung der Orientierungen der Tonminerale in Mischung 1 (mit Smektit W) und 2 (mit Smektit M) bei unterschiedlichen Quarzgehalten

Die beiden Mischungen unterscheiden sich hinsichtlich der Tonminerale nur durch den verwendeten Smektit. Mischung 1 enthält einen Wyoming- und Mischung 2 einen Marokko-Smektit. In der Mischung 1 verschlechtert sich erwartungsgemäß die Vorzugsorientierung aller Tonminerale mit steigendem Quarzgehalt. Es ist auffällig, dass die Texturen der Minerale sich unabhängig voneinander verändern. In Mischung 2 sind die beobachteten Veränderungen unsystematisch. Nach anfänglicher Verschlechterung verbessert sich die Vorzugsorientierung bei Quarzgehalten von 5 % um mit noch weiterer Zumischung von Quarz wiederum schlechter zu werden.

In Tabelle 2 sind die  $\sigma^*$ -Werte für die Tonminerale der Boden-Tonfraktionen aufgeführt. Diese zeigen im Gegensatz zu den Standardmischungen offensichtlich geringere Variationen in der Vorzugsorientierung (Kaolinit 11 - 13 °; Smektit 17 - 18 °, Illit 12 - 14 °). Problematisch war die Texturanalyse der Wechsellagerungsminerale (WM) bei 2 Proben, hier wurden größere Abweichungen

gefunden, prinzipiell liegen die Werte in der Größenordnung von Smektiten. Durch die geringere Variation in der Vorzugsorientierung der einzelnen Tonminerale ist unter gewissen Vorbehalten die Verwendung von Flächenverhältnismessfaktoren zumindest angenähert zielführend. Allerdings sind weitere Texturmessungen an natürlichen Proben erforderlich, um diese Unterschiede statistisch abzusichern.

Tab. 2: Gegenüberstellung der  $\sigma^*$ -Werte für verschiedene Tonminerale der Boden-Tonfraktionen (Texturpräparate)

Mineral	Probe KR-					
	1	2	3	4	6	7
Smektit	18	18		18	17	
Kaolinit			13	11	12	11
Illit				14	12	13
WM + Illit			16			20

### Zusammenfassung

Es wurden Texturmessungen an quellfähigen Tonmineralen durchgeführt. Diese sehr feinteiligen Minerale zeigen eine sehr schlechte Vorzugsorientierung in Texturpräparaten. Die Ergebnisse der Texturmessungen ergaben weiterhin, dass keine einheitlichen Einregelungen für Tonminerale vorliegen. Somit ist der bei Reynolds (1989) angegebene theoretische  $\sigma^*$ -Wert von 12 ° für alle Tonminerale bei der quantitativen Analyse nicht zu verwenden und eine Texturquantifizierung der Einzelphasen zwingend notwendig. In Boden-Tonfraktionen treten offensichtlich im Gegensatz zu den Mischungen von Tonstandards geringere Variationen in der Vorzugsorientierung auf. Es ist offen, ob dies ein allgemeingültiger Trend ist.

### Literatur

Reynolds, R.C. (1989): Principles and Techniques of quantitative analysis of clay minerals by x-ray powder diffraction. - cms workshop lectures, vol.1; quantitative mineral analysis of clays; 171 p.

Kahle, M., Kleber, M. & Jahn, R. (2002): Review of XRD-based quantitative analyses of clay minerals in soils: the suitability of mineral intensity factors. - Geoderma, Vol.109, S.191-205.

Taylor, R.M. & Norrish, K. (1966): The measurement of orientation distribution and its application to quantitative x-ray diffraction analysis. - Clay Minerals, Vol.6, 127-142.

Lippmann, F. (1970): Functions describing preferred orientation in flat aggregates of flake-likely clay minerals and in other axially symmetric fabrics. - Contr. Miner. Petrol, 25, 77-94.

Lippmann, F. (1973): Sedimentary carbonate minerals. - Springer Verlag, New York, S. 229.

**Divergierende Tonmineralentwicklung terrestrischer Böden im mediterranen Portugal in Abhängigkeit von Gestein und Alter der Bodenbildung**

Stahr, K., Zarei, M., Jahn, R., Sauer, D.<sup>1</sup>

Hier wird versucht einen regionalen Abriss der Verteilung der Tonminerale für den Süden Portugals zu erstellen. Die Datenbasis ist ein Archiv der Tonminerale, welches im Laufe von ca. 25 Jahren meist über Diplom- und Masterarbeiten entstanden ist.

Das Arbeitsgebiet gliedert sich naturräumlich von Süden nach Norden in die 1) Algarvische Küstenebene, die relativ jung ist und aus tertiären und quartären Sedimenten besteht, und in die Fußfläche des Algarvischen Gebirges übergeht, in der wir kretazische und jurassische Gesteine finden. Im 2) Algarvischen Gebirge selbst finden wir Tiefengesteine, überlagert von den Gesteinen des Mesozoikums bis hin zum Oberjura, die zu einem mehrere Hundertmeter hohen Ostwest streichenden Gebirgszug aufgefaltet sind (Sierra de Monchique). Nach Norden anschließend finden wir das 3) Baixo Alentejo (Niederalentejo), das im Wesentlichen aus einem großen tertiären Sedimentationsbecken aufgebaut ist, welches in den paläozoischen Untergrund eingesenkt ist. Dieser kommt im östlichen Teil des Baixo Alentejo bei Beja mit paläozoischen Schiefen, Kalken und Basalten an die Oberfläche. Mit einer Grenze, die nördlich von Beja über Alvito nach Setubal zieht, hebt sich das 4) Alto Alentejo (Hochalentejo) heraus. Hier handelt es sich um ein stark eingerumpftes Gebiet aus Tiefengesteinen und Metamorphiten, die zum Sockel der Iberischen Halbinsel der Sierra Morena gehören. Im Alto Alentejo und im Baixo Alentejo finden wir eine Abfolge von mittel- bis jungtertiären Landoberflächen, die dann unterschritten sind und in Flußsystemen von jüngeren pleistozänen bis holozänen Flächen abgelöst werden.

Das Klima ist zwar atlantisch geprägt, aber es weist ein ausgeprägt mediterranes Klima mit warmen Wintern und heißen Sommern und einer ausgeprägten Sommer-trockenheit mit einer im Spätwinter kulminierenden Regenzeit.

Allgemein kann gelten: Gesteinsminerale im Laufe der Zeit gehen über in Bodenminerale unter dem Einfluss von Klima, Relief und Organismen. Bei terrestrischen Böden kann angenommen werden, dass der Einfluss von Klima, Relief und Organismen konstant ist. Auch wenn er sich im Laufe der Zeit geändert haben mag, so hat er doch auf alle die jeweils bestehenden Landoberflächen einen gleich gerichteten Einfluss. Deshalb kann für das Arbeitsgebiet als Hypothese aufgestellt werden: Bodenminerale sind eine Funktion des Gesteins und der Zeit der Bodenbildung.

Dementsprechend wurden alle Tonmineralaufnahmen, die bekannt und im Archiv abgelegt sind, den Ausgangsgesteinen und den verschiedenen Landoberflächen zugeordnet. Dabei fiel auf, dass in einzelnen Aufnahmen bestimmte Tonminerale besonders schön ausgeprägt waren. Dies war manchmal der Fall, wenn das Tonmineral quasi aus einem Gestein ererbt war. Ein solches Beispiel finden wir in einem Haplic Luvisol, der

sich aus paläozoischen Glimmerschiefer am Rande des Alto Alentejo bei Oriola gebildet hat (Abb. 1).

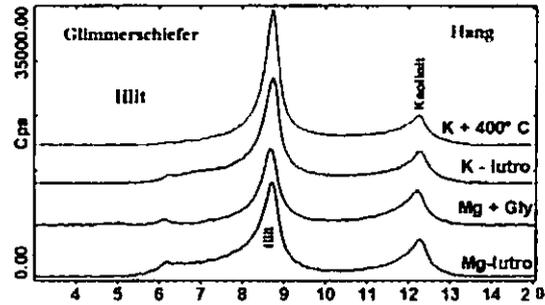


Abb. 1 Illit aus dem AhBt-Horizont eines Haplic Luvisols am Hang der Sierra de Portel bei Oriola (Diplomarbeit Peter Kallis)

Im Falle dieses Illits handelt es sich also um ein vollständig aus dem Gestein überliefertes Produkt, das nur bei recht jungen Bodenbildungen erhalten ist. Die geringen Anteile von Kaolinit und aufweitbaren Tonmineralen zeigen an, dass eine zukünftige Differenzierung des Tonmineralspektrums zu erwarten ist.

Ein anderes sehr typisches Tonmineral bzw. eine Tonmineralgruppe, die häufig auftritt, sind die Smectite bzw. alle aufweitbaren Tonminerale (Expandite).

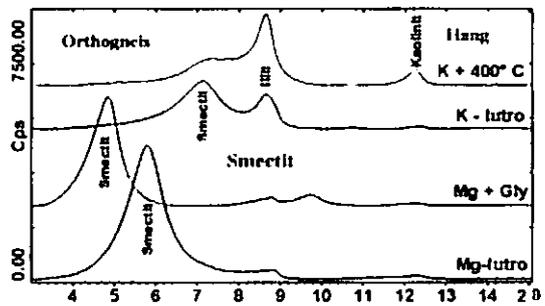


Abb.2 Smectit aus dem BwR-Horizont eines Eutric Cambisols aus Orthogneis am Hang bei Viana do Alentejo (Diplomarbeit Klaus Wesser)

Sehr charakteristische Smectite finden sich im Alentejo unter verschiedenen Bedingungen. Daraus kann geschlossen werden, dass die Smectitbildung ein dominanter und auch aktuell ablaufender Prozess unter den Klimabedingungen des trockenwarmen Mediterranraumes ist.

Kaolinit stellt ein weiteres, gut entwickeltes Tonmineral in der Bodenlandschaft, insbesondere des Alentejo, dar (Abb. 3).

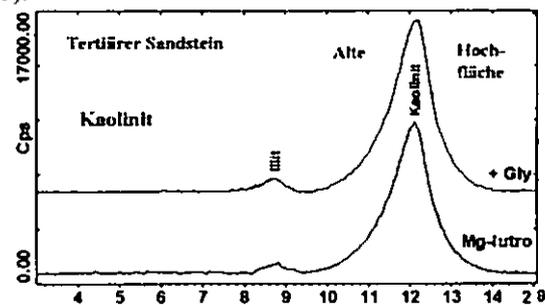


Abb. 3 Kaolinit aus dem Bmq-Horizont eines Ferric Acrisols am Barragem de Odivelas (Diplomarbeit Stephan Glatzel)

Der Kaolinit findet sich nur in älteren, meist pliozänen Hochflächen und dort bevorzugt im Oberboden. Für die Kaolinitentstehung ist offensichtlich Auswaschungsförderung durch freie Drainage Voraussetzung. Der

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

Prozess der Entkieselung bedeutet auch eine lange Zeit der Bildung, da die Entkieselung zeitlich sehr begrenzt ist. Im Sonderfall muss nach der Entkieselung eine Wiederaufkalkung stattgefunden haben, da wir im gleichen Profil und Horizont heute auch Opalüberzüge über Aggregaten finden.

Bei der Überprüfung des Tonmineralbestandes in Algarvischen Böden traten auch Besonderheiten auf. Eine solche Besonderheit ist das Auftreten von Talk. Er wurde zwar in verschiedenen Bodenprofilen gefunden, aber ganz gesetzmäßig an Kalksilikatfels (Skarn) gebunden. Talk tritt nie monomineralisch auf (Abb. 4).

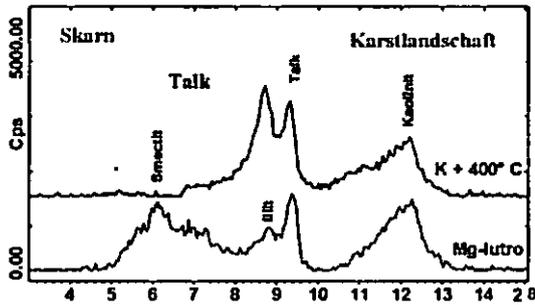


Abb. 4 Vorkommen von Talk neben Smectit, Illit und Kaolinit in einem Haplic Phaeozem Bw-Horizont bei Viana do Alentejo (Diplomarbeit Klaus Wesser)

Talk ist ein Dreischichttonmineral mit trioktaedrischer Magnesiumsättigung und ohne Zwischenschicht und damit auch ohne Schichtladung. Bei der Verwitterung des Kalksilikatfelses wird im alkalischen Milieu relativ viel Kieselsäure und auch Magnesium freigesetzt. Diese können sich dann zu Talk umwandeln, der mit einem Pik bei 0,94 nm weder aufweitbar noch kontrahierbar ist. Während der Verwitterung bleibt er lange Zeit stabil, während gleichzeitig Smectite sich in Kaolinit umwandeln können.

Ein weiteres, sehr seltenes Mineral ist der Palygorskit (Abb. 5).

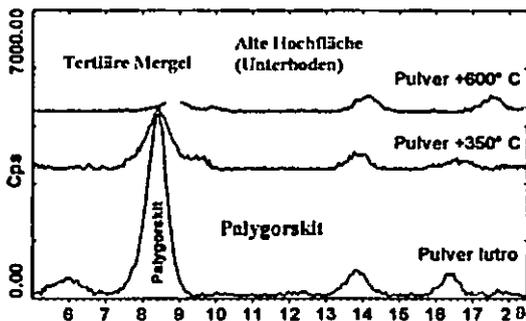


Abb. 5 Reiner Palygorskit aus dem tieferen Unterboden (Cw-Horizont) eines Haplic Acrisols bei Monte de Trigo (Diplomarbeit Jürgen Kühn)

Palygorskit ist offensichtlich im Porenraum grober Wadisedimente unter alkalischen Bedingungen entstanden. In höheren Bodenhorizonten wird er heute in Smectit und schließlich sogar in Kaolinit umgewandelt. Unter den Mediterranklimabedingungen scheint der Palygorskit sich erhalten zu können, da Palygorskit eine völlig andere Form hat wie die meisten andere Tonminerale (Stahr et al. 2000).

Eine letzte Besonderheit stellt das Auftreten von Opal dar. Der Opal bildet sich dort, wo freie Kieselsäure gelöst wird und keine Partner mehr für eine Tonmineralentwicklung findet. So sind Opalzonen häufig Aggregatüberzüge und/oder Wurzelbahnen. Es kommt aber auch ausnahmsweise eine zementierende Opalisierung zustande.

Da Opal als Zement zwar der Tonfraktion angehört, aber größere Partikel überzieht, ist eine Identifizierung in der Tonfraktion kaum möglich. Vielmehr muss der Opal durch selektive Probenahme angereichert werden.

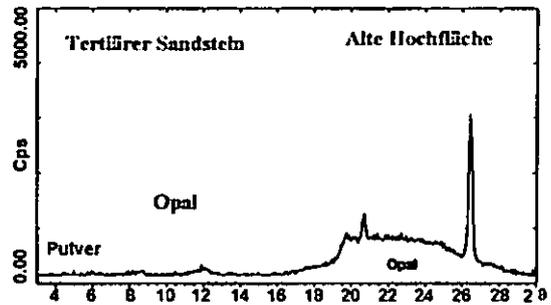


Abb. 6 Opal aus einem Aggregatüberzug eines Silcrete Bmq1 in einem Ferric Acrisol bei Odivelas (Diplomarbeit Stephan Glatzel)

Aufgrund der Lagerung, insbesondere von Feststellungen aus der Mikromorphologie muss angenommen werden, dass die Ausscheidung von Opal in der Regel die letzte Phase der Entwicklung ist.

Ausgangsgestein	Kaolinit	Illit	Expandite	Chlorit	Palygorskit	Talk	Opal
Angaben in %							
Dockschichten	14	14	72	0	0	0	0
Ranás	76	12	9	3	0	0	0
Tertiäre Sande	14	4	78	0	0	0	84*
Tertiäre Mergel	4	9	80	<1	6	0	0
Mergel	23	38	38	0	0	0	0
Kalkstein/Kalkmergel	36	37	26	2	0	0	0
Marmor/Kalkstein	67	18	13	1	0	0	0
Schiefer - Glimmer	38	32	21	0	0	0	0
Schiefer - Smectit	17	15	68	0	0	0	0
Skarn	55	13	18	0	0	14	0
Granodiorit 1	42	20	27	7	0	0	0
Granodiorit 2	16	17	56	11	0	0	0
Gneis	6	8	86	0	0	0	0

Tab. 1 Durchschnittliche Tonmineralgehalte aus Böden verschiedener Ausgangsgesteine in Südportugal

Aus der Tab. 1 lassen sich ganz klare Tendenzen der Tonmineralentwicklung in Bezug auf Gestein-Zeit-Kombinationen erkennen:

1. Kaolinit/Opal aus saueren Gesteinen und Landoberflächen, die älter als Pliozän sind.
  2. Smectit/Palygorskit auf basischen Gesteinen, die älter als Pliozän bzw. Miozän sind.
  3. Kaolinit/Talk auf alten, verkarstenden Landoberflächen Skarn, Kalk, Marmor.
  4. Illit aus saueren, glimmerreichen Gesteinen im Holozän.
  5. Smectit unter alkalischen Bedingungen im Holozän und Pleistozän.
  6. Smectit im Holozän-Pleistozän in staunassen Böden.
- Mit den so ermittelten Abhängigkeiten könnte eine Konzeptkarte der Tonmineralverteilung für südliches Portugal erstellt werden.

Literatur:

Jahn, R., Stahr, K., Lassonczyk, B. (1988). Verbreitung, Genese und Standortseigenschaften von Böden im Algarve. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung. Schriftenreihe des FB 14d. TU Berlin 55:177

Jahn, R. (1995) Ausmaß kolischer Einträge in circum-saharischen Böden und ihre Auswirkungen auf Bodenentwicklung und Standortseigenschaften. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte: Band 32

Stahr, K., Kühn, J., Trommler, J., Papenfuß, K.-H., Zarci, M., Singer, A. (2000). Palygorskite-cemented crusts (palycretes) in Southern Portugal. Austr. J. Soil Res. 38: 169-188

# Untersuchungen zur Bodenentwicklung in einer Bodenchronosequenz auf marinen Terrassen in Süd-Italien

Christine Stein<sup>1</sup>, Daniela Sauer<sup>1</sup>,  
Stephen Wagner<sup>1</sup>, Helmut Brückner<sup>2</sup>  
und Karl Stahr<sup>1</sup>

## Einleitung

Das Verständnis der Prozesse der Bodenentwicklung ist eine wichtige Voraussetzung dafür, Böden innerhalb ihrer vierdimensionalen Umwelt zu begreifen. Entscheidend ist dabei auch die Kenntnis der entsprechenden Prozessraten. Um diese zu ermitteln wurde auf marinen Terrassen am Golf von Metaponto (Süd-Italien, Abb. 1) eine Bodenchronosequenz aus acht Profilen angelegt. Die Terrassen zeigen einen generellen Aufbau aus Decksediment über einem Hauptschotterkörper und einem sandig-lehmigen Terrassensockel.



Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes.

Die jüngste Terrasse (T0) wird ins Holozän eingeordnet, zwischen den Terrassen T10 und T11 wurde die Brunhes-Matuyama-Grenze (790 ka BP) nachgewiesen. Da bereits umfangreiche morphologische Kartierungen sowie Altersdatierungen vorlagen (BRÜCKNER, 1980; ZANDER et al., 2003), boten die Terrassen sehr gute Voraussetzungen.

## Material und Methoden

Jeweils an den am stärksten entwickelten Horizonten (i. d. R. Bw- bzw. Bt) sowie einigen C-Horizonten wurden pH, el. Leitfähigkeit, C<sub>t</sub>, C<sub>org</sub>, Textur, Gesamtelementgehalte, Gehalte an pedogenen und aktiven Eisenfraktionen sowie der Tonmineralbestand bestimmt. Mittels der Ergebnisse wurde zunächst durch Quotientenbildungen (mS/gU, Ti/Zr) das Maß der Inhomogenität geprüft, da die Ausgangssubstrate der Böden neben marinen auch lagunäre und äolische Sedimente beinhalteten. Anschließend wurde anhand der U/T- und Fe<sub>d</sub>/Fe<sub>t</sub>-Verhältnisse das Ausmaß der abgelaufenen Verwitterung abgeleitet.

## Ergebnisse und Diskussion

Die Homogenitätsprüfung ergab, dass sich die untersuchten Horizonte in Bezug auf die Körnung deutlich unterscheiden (siehe Tabelle 1). Das Ti/Zr-Verhältnis zeigte ein wesentlich geringeres Maß an Inhomogenität an.

Tabelle 1: Quotienten der Ti/Zr- und mS/gU-Verhältnisse zwischen sämtlichen untersuchten Horizonten der Böden nach STAHR & SAUER (2004)

Verhältnis zwischen		Ti/Zr	mS/gU
X/	/Y		
T0 Ap2	T1 Bw	1,80	3,38
	T2 Bwt	1,99	16,80
	T3 Bt	1,45	6,42
	T9 Bt	2,38	23,66
	T10 Bt	1,85	13,91
T1 Bw	T2 Bwt	1,11	4,96
	T3 Bt	1,24	1,90
	T9 Bt	1,32	6,99
	T10 Bt	1,03	4,11
T2 Bwt	T3 Bt	1,38	2,61
	T9 Bt	1,19	1,41
	T10 Bt	1,07	1,21
T3 Bt	T9 Bt	1,64	3,68
	T10 Bt	1,28	2,17
T9 Bt	T10 Bt	1,28	1,70

Trotz dieser Unterschiede konnte bei den untersuchten in den Decksedimenten der Terrassen entwickelten Horizonten ein linearer Anstieg des Fe<sub>d</sub>/Fe<sub>t</sub>-Verhältnisses mit dem Alter festgestellt werden, der mit R<sup>2</sup> = 0,919, r = 0,958 und einer Irrtumswahrscheinlichkeit von α = 0,001 signifikant ist (Abb. 2). Dies entspricht einer relativen

<sup>1</sup> Institut für Bodenkunde und Standortlehre,  
Universität Hohenheim,  
e-mail: tinstein@uni-hohenheim.de

<sup>2</sup> Fachbereich Geographic, Philipps-Universität Marburg

Zunahme der pedogenen Eisenoxide gegenüber dem Gesamtgehalt an Fe und bestätigt somit die enge Korrelation der Verwitterungsintensität mit dem Terrassenalter. Eine deutliche Zunahme der Verwitterungsintensität mit dem Alter wurde für die Hauptschotterkörper bereits von BRÜCKNER (1980) beschrieben. Eine Zunahme des Kristallinitätsgrades der Eisenoxide, ausgedrückt in einem abnehmenden  $Fe_0/Fe_d$ -Verhältnis ist zu erkennen, jedoch statistisch nicht signifikant.

Das Fortschreiten der Eisenfreisetzung und die Bildung pedogener Eisenoxide scheint von der Inhomogenität des Ausgangsmaterials kaum beeinflusst worden zu sein. Dies kann als Hinweis dafür gewertet werden, dass das Ausgangsmaterial an den verschiedenen Standorten trotz unterschiedlicher Ti/Zr-Verhältnisse ähnliche Verwitterungseigenschaften aufweist.

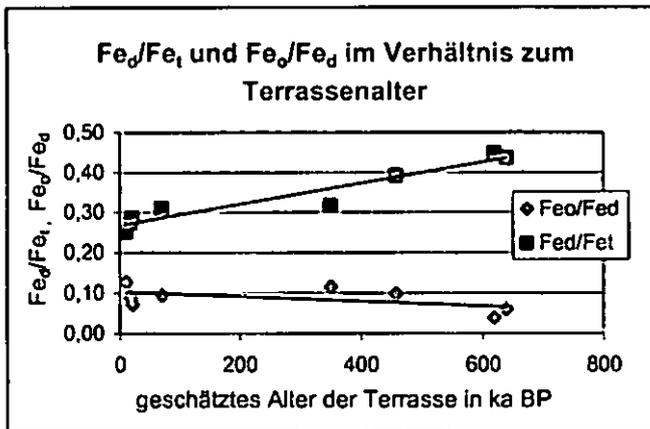


Abb. 2:  $Fe_d/Fe_t$  und  $Fe_0/Fe_d$  der A- und B-Horizonte in Abhängigkeit vom Alter der jeweiligen Terrasse.  
 $Fe_d/Fe_t$   $y = 0,0003x + 0,2675$ ;  $R^2 = 0,919$ ;  $r = 0,958$   $\alpha = 0,001$ ;  
 $Fe_0/Fe_d$   $y = -6E-05x + 0,103$ ;  $R^2 = 0,315$ ;  $r = -0,561$   $\alpha = 0,001$

Zwischen dem Alter der Decksedimente und dem U/T-Verhältnis besteht wahrscheinlich kein linearer Zusammenhang. Es lässt sich eine Potenzgleichung an die Daten anpassen, die ein Bestimmtheitsmaß  $R^2 = 0,823$  besitzt (Abb. 3). Die Spearman'sche Rangkorrelation liefert einen Korrelationskoeffizient  $r_s = 0,943$  mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von  $\alpha = 0,01$ . In der Abnahme des U/T-Quotienten spiegelt sich die Tonneubildung auf Kosten der Schlufffraktion wider.

Problematisch bei der Verwendung von Korngrößenquotienten als Maß der Bodenentwicklung ist die sedimentationsbedingte Inhomogenität. Das Material der holozänen Terrasse T0 ist durch die Nähe zum Basento fluviatil beeinflusst und unterscheidet sich von dem der höher liegenden Terrassen. Das

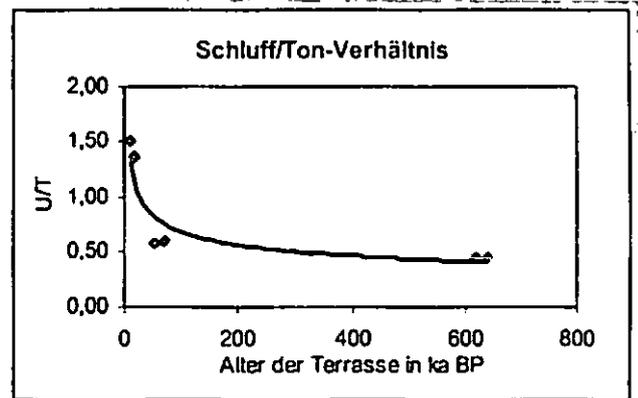


Abb. 3: Schluff/Ton-Verhältnis in Abhängigkeit vom Alter der Terrasse.  $y = 2,4957x^{-0,2847}$ ;  $R^2 = 0,8232$ ;  $r_s = -0,9429$ ;  $A = 0,01$

Decksediment der Terrasse T1 ist dagegen stärker durch äolischen Eintrag beeinflusst als das der übrigen Terrassen. Auch solche Unterschiede hinsichtlich der Transportprozesse können zu Unterschieden im U/T-Verhältnis geführt haben.

#### Ausblick

Diese Arbeit kann lediglich einen ersten Überblick über die Zusammenhänge zwischen dem Alter der Terrassen und den darauf entwickelten Böden bieten. Die eingehende Untersuchung der vollständigen Profile sowie die Ergänzung durch weitere Profile soll in den kommenden Monaten erfolgen. Dies wird eine exaktere Beurteilung der abgelaufenen Prozesse sowie der Rolle der äolischen Deposition erlauben.

#### Literatur

- BRÜCKNER, H. (1980): Marine Terrassen in Süditalien - Eine Quartärmorphologische Studie über das Küstentiefland von Metapont. - Düsseldorf Geographische Schriften, Bd. 14; Düsseldorf.
- STAHR, K., SAUER, D. (2004): Gesteinsgemische und Substratabfolgen. - Handbuch der Bodenkunde 18. Erg. Lfg. 4/04, Kapitel 2.1.2.4.
- ZANDER, A.-M., FÜLLING, A., BRÜCKNER, H., MASTRONUZZI, G. (2003): Lumineszenz-Datierungen an litoralen Sedimenten der Terrassentreppe von Metapont, Süditalien. - Essener Geographische Arbeiten, Bd. 35: 77-94; Essen.

**Magnetic susceptibility and heavy metal content of soil around the coking plants in Silesia**

Z. STRZYSZCZ<sup>1</sup>, M. RACHWAŁ<sup>1</sup>, T. MAGIERA<sup>1</sup>

**Introduction**

Numerous magnetometric studies exhibit the enhanced value of magnetic susceptibility around many industrial sources of dust emission such as metallurgical plants, (Strzyszcz et al. 1988), power stations (Strzyszcz et al. 1996), cement plants (Strzyszcz 1995). It is a result of the magnetic minerals deposition in topsoil. Ferrimagnetic minerals of anthropogenic origin ( $\omega$ Fe,  $Fe_3O_4$ ,  $\gamma$ - $Fe_2O_3$ , or ferrite-like structures) are common components of the industrial and urban dusts. The presence of ferrimagnetic minerals in soil can be easily detected using the simple laboratory or field magnetic susceptibility meters and on this base a degree of environmental pollution can be assessed. A magnetic anomaly detected in such way is the warning signal of potential contamination by heavy metals and other soil pollutants.

The aim of this work was to study the influence of coking industry for the topsoil specific magnetic susceptibility ( $\chi$ ) and the correlation between magnetic susceptibility and heavy metal content. During the coking process (high temperature, reductive conditions) the paramagnetic pyrite  $FeS_2$  ( $\chi = 30 \times 10^{-8} m^3 kg^{-1}$ ) contained in coal is transformed to ferrimagnetic pyrrholite  $Fe_7S_8$  ( $\chi = \sim 5\ 000 \times 10^{-8} m^3 kg^{-1}$ ). Content of sulphides and sulphates has changed distinctly during the coking process along with increasing temperature (Hackley et al. 1987).

Coking plants, especially during the quenching of coke, emit to the atmosphere a lot of heavy metals in different forms. According to Górka et al. (2001) heavy metals contents in dustfall around "Concordia" coking plant is actually relatively low (Tab. 1), but it should be taken into consideration that the plant was active since 1856 and long-lasting dust exposure caused considerable heavy metal enrichment of soils and groundwaters.

**Table 1.** Mean value of heavy metal fall in the area of coking plant (Górka et al 2001).

Metal	Mean content in dust fall mg/m <sup>2</sup> month
Cu	22.92
Ni	24.92
Pb	53.20
Zn	29.38
Cr	28.25
Cd	1.59

**Methods**

The study was performed close to the old coking plant "Concordia" in Zabrze (Upper Silesia, Poland). Soil samples were collected in the transect W-E in the distance of 150, 400 and 600 m from the plant, from depth between 0 -20 cm every 2 cm. The magnetic susceptibility was measured on the soil surface before the sampling using Bartington MS2D loop sensor ( $\kappa$ ) and in the laboratory using a Bartington MS2B sensor ( $\gamma$ ). Chemical analyses: pH value, conductivity and heavy metal contents were

also carried out. Heavy metal content, was determined after the soil sample extraction in 2 M  $HNO_3$  (VSB0 1987) and analysed by AAS method.

**Table 2.** The pH, electric conductivity and surface magnetic susceptibility ( $\kappa$ ) of soils collected close to "Concordia" coking plant.

Distance from the coking plant (m)	pH (H <sub>2</sub> O)	conductivity ( $\mu$ S $cm^{-1}$ )	$\kappa$ ( $\times 10^{-5}$ SI)
150	7.68	102.22	385
400	7.25	39.10	200
600	6.38	33.04	125

**Results**

The electric conductivity, pH value and surface susceptibility decreased along with the distance from coking plant. The conductivity was 102  $\mu$ S $cm^{-1}$  in distance 150 m from the plant and 33 in 600 m. On the same distance the pH decreased from 7.68 to 6.38, and magnetic susceptibility was 385  $\times 10^{-5}$  SI units in distance of 150 m and decreased to the value of 125  $\times 10^{-5}$  SI units in distance of 600 m. The  $\chi$  values measured in dipper horizons were higher, up to 500  $\times 10^{-8} m^3 kg^{-1}$ , especially 150 m from the plant (Fig. 1a). The vertical distribution of  $\chi$  value was typical for arable soil in polluted areas where the uppermost layer (0 - 15 cm) is relatively stable and the increase is observed below the plough layer (Magiera et al., 2005). This effect was probably caused by physical migration and homogenization of magnetic particles during the annual ploughing. Also the same pattern of vertical distribution in profile was observed in case of Pb and Zn. Especially the effect of increased metal content under the plough layer was noticed in distance of 150 m. Zinc content was the highest in distance of 150 m from the coking plant (785 mg/kg) and decreased in distance 400 and 600 m (in both cases the values are similar ca. 250 mg/kg) (Fig. 1b). The similar distribution pattern was observed for Pb (290 mg/kg in 150 m from the source to ca. 90 in distance of 600 m) (Fig. 1c). In spite of considerable decrease of heavy metal content in topsoil in distance of 600 m from the coking plant the values are still much higher than threshold values (Zn - 100, Pb - 50) for this methodology (VSB0 1987).

Obtained correlation coefficients between  $\chi$  and heavy metal contents were very high (over 0.9) (Table 3).

**Table 3.** Correlation coefficients between  $\chi$  and heavy metal content in soils close to „Concordia” coking plant.

n	Correlation coefficients					
	Pb/ $\chi$	Zn/ $\chi$	Cd/ $\chi$	Cu/ $\chi$	Ni/ $\chi$	Co/ $\chi$
29	0.96	0.94	0.91	0.99	0.96	0.91

**Conclusions**

1. Coke industry as well as metallurgy and power industry is the important source of ferrimagnetic minerals and heavy metals emission.
2. The observed high positive correlation between magnetic susceptibility and heavy metal content in area of „Concordia” coking plant suggests that the soil magnetometry could be useful method also for the screening of inorganic pollution in the range of coking plant emissions.

<sup>1</sup>Institute of Environmental Engineering, Polish Academy of Sciences, Zabrze (Poland)

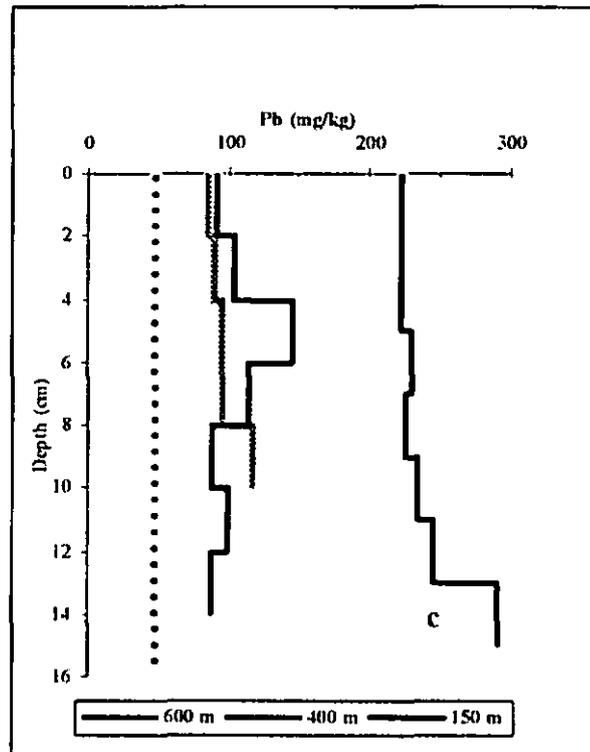
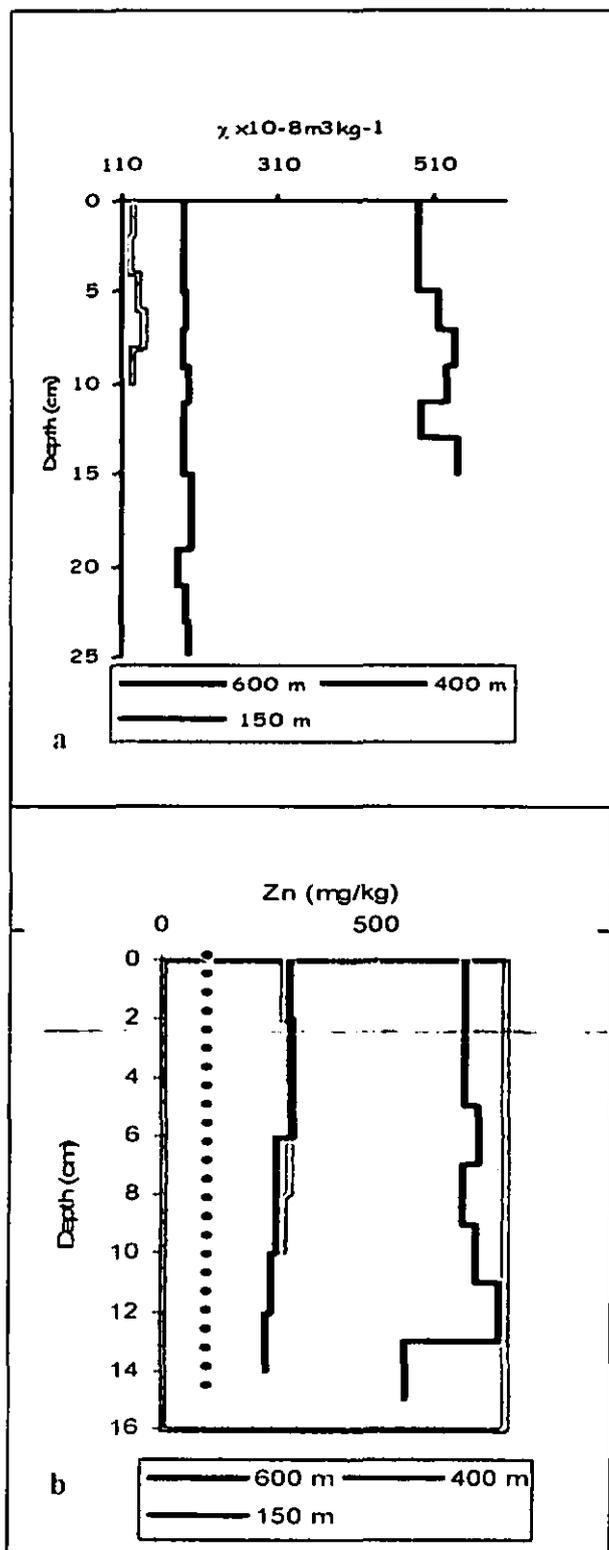


Figure 1. Vertical distribution of: a) specific magnetic susceptibility b) Zn content and c) Pb content in relation to distance from the coking plant

#### References

- GÓRKA P.; KOWALSKI S.; ZAJUSZ-ZUBEK E.; BRÓZDA A.; BRZEZINA M. (2001): Koksoownia „Knurów” w Knurowie jako źródło emisji metali ciężkich. *Karbo*, 6: 214-217.
- HACKLEY K.C.; LIU C.L.; COLEMAN D.D. (1987): Conversion of Inorganic Sulfides to Magnetic Pyrrhotite During Thermal Coal Desulfurization: In *Processing and Utilization of High Sulfur Coals II*: Yoginder P. Chugh and Rodney D. Caudle, [eds.], Elsevier Science Publishing Co., p. 288-294.
- MAGIERA T.; STRZYSZCZ Z.; KAPICKA A.; PETROVSKY E. and MAGPROX Team, (2005): Discrimination of lithogenic and anthropogenic influences on topsoil magnetic susceptibility in Central Europe. *Geoderna* (in press).
- STRUGALA A. (1998): Mineral substance in coal and their transformation during coking process. *Economy of Mineral Resources*, 14: 5-28.
- STRZYSZCZ Z. (1995): Gehalt an Ferromagnetika in den von der Immission der Zement-Industrie in der Wojewodschaft Opole beeinflussten Böden. *Mitt. Deut. Boden. Ges.*, 76, 1477-1480.
- STRZYSZCZ Z.; MAGIERA T.; HELLER F. (1996): The influence of industrial immisions on the magnetic susceptibility of soils in Upper Silesia. *Studia geoph. et geod.*, 40, 276-286.
- STRZYSZCZ Z.; TÖLLE R.; KATZUR J. (1988): Zur Anwendung eines hochfrequenten Messverfahrens für den Nachweis von Ferromagnetischen Eisen in der Umwelt. *Arch. Ochr. Środ.*, 3-4, 137-143.
- VStB (1987): Erläuterungen zur Verordnung von 9 Juni 1986 über Schadstoffe im Boden. Bundesamt für Umweltschutz, Bern.

## Biogene Apatite Eigenschaften und Reaktionen im Boden

von  
Eva Tolksdorf-Lienemann<sup>\*)</sup>

**Zusammenfassung:** Biogene Apatite sind Minerale mit organischer Komponente, die in anthropogenen Böden angereichert vorliegen können. Unter Bodenbedingungen unterliegen sie der diagenetischen Veränderung. Dabei wird die organische stärker als die anorganische Komponente abgebaut und der Ordnungsgrad der Minerale nimmt zu. Die anorganische Komponente unterliegt grundsätzlich der Fluoridierung. Darüber hinaus werden Fe und Al eingebaut. Carbonatisierung oder Bildung von Al-/Fe-Phosphaten sind bodenabhängig fakultative Prozesse. Mit der diagenetischen Veränderung der Minerale nimmt die Kationenaustauschkapazität und der Anteil des austauschbaren Ca zu.

**Einleitung:** Biogene Apatite werden unter physiologischen Bedingungen gebildet und liegen in Knochen, Zähnen, Panzern und Schalen vor und sind Komposite aus anorganischer und organischer Komponente. Die Entstehung erfolgt unter Beteiligung von energieverbrauchenden, selektiven Transportprozesse, Austauschvorgängen und enzymatischer Katalyse. Biogene Apatite haben originär keinen „isomorphen Ersatz“. Die Austauscherkapazität ist an die organische Komponente gebunden. Biogene Apatite sind in natürlichen Böden nur akzessorische Bestandteile. Anthropogene Böden können jedoch Lagerstätten darstellen. Unter Bodenbedingungen unterliegen sie der Diagenese.

### Materialien:

Zur Untersuchungen kamen biogene Apatite aus Knochensubstanz: Referenz – juveniles Schaf frisch und 6 Monate unter atmosphärischen Bedingungen gealtert; Mensch- und Tierknochen mit 2000jähriger Liegezeit aus den Ausgrabungen zur Varusschlacht in Kalkriebe bei Bramsche, Lk. Osnabrück aus kalkhaltigem Ls, Kalkstein-führendem Ss, Ss.

### Ergebnisse:

Der initiale Prozess der Diagenese besteht im Abbau der organischen Komponente. Dabei wird die Amino-Gruppe zunächst oxidativ, später reduktiv ([www.uni-tuebingen.de/geo/gpi/agPfretzschner/Knochendiagenese.htm](http://www.uni-tuebingen.de/geo/gpi/agPfretzschner/Knochendiagenese.htm) 20.07.2005) und stärker als die C-Komponente abgebaut.

Das gealterte Referenzmaterial zeigt, dass innerhalb von nur 6 Monaten bis zu 50% des Amino-N abgebaut werden können (Abb. 1).

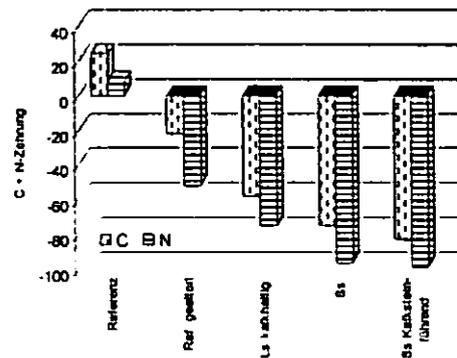


Abb. 1: C- und N-Gehalte biogener Apatite

Unter Bodenbedingungen erreichen die Prozesse bei schwach sauren pH-Werten in rein sandigen Substraten ihr Optimum (Abb. 1).

Die anorganische Komponente besteht originär zu etwa 58 % aus Phosphat und 38% aus Ca und liegt als reiner Hydroxylapatit vor (Abb. 4-6). Selbst bei schwach saurer bis neutraler Bodenreaktion ist, wenn nicht eine Carbonatisierung der Apatite eintritt (Abb. 6), die Ca- stärker als die PO<sub>4</sub>-Zehrung mit Maximum in rein sandigen Substraten (Abb. 2).

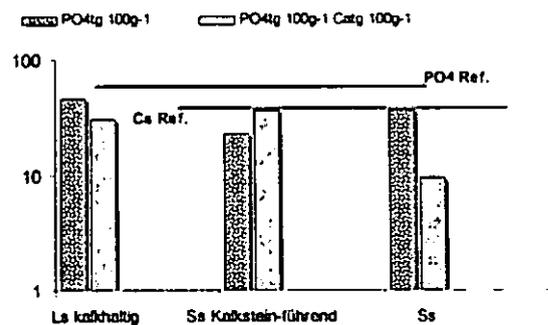


Abb. 2: Ca- und PO<sub>4</sub>-Gehalte biogener Apatite

Die Abnahme der PO<sub>4</sub>- und Ca-Gesamtgehalte geht mit einer Zunahme der löslichen Ca- und PO<sub>4</sub>-Gehalte einher. Newesely & Herrmann (1980) belegen Umkristallisationsprozesse des Hydroxylapatits und weisen Brushit, Monetit und Whitlockit nach.

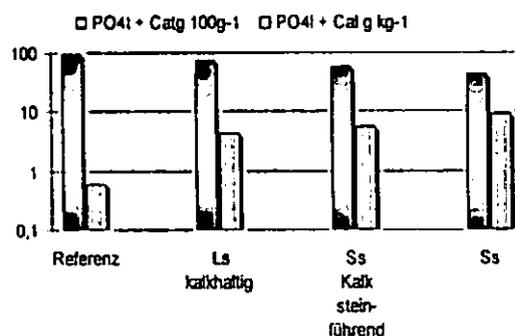
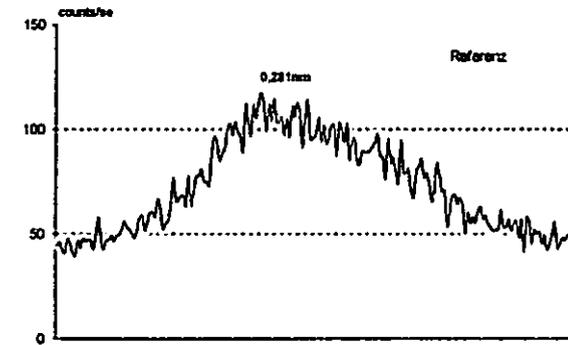


Abb. 3 Gesamt- und lösliche Ca- und PO<sub>4</sub>-Gehalte

Dabei nimmt der Ordnungsgrad der Minerale zu. Typische Veränderungen bestehen in einer Fluorisierung und unter gegebenen Umständen auch einer Carbonatisierung (Abb. 4, 5, 6).



4: Röntgenverhalten frischer Apatite

Abb.

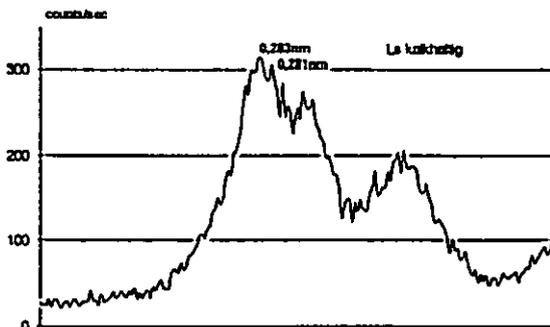


Abb. 5: Fluorisierung bodengelagerter Apatite

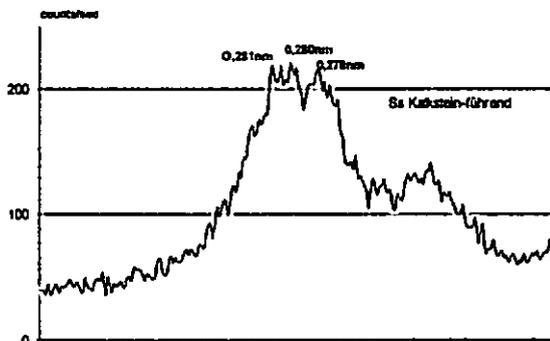


Abb. 6: Carbonatisierung und Fluorisierung bodengelagerter Apatite

Neben dem Abbau von Ca und Phosphaten ist ein diagenetischer Einbau von Eisen und Aluminium nachzuweisen (Abb. 7). Röntgenographisch ist u.a. Variscit nachzuweisen, das unter Bodenbedingungen entstehen kann, wenn Calciumphosphat hochkonzentriert und gleichzeitig mit Aluminium gelöst vorliegt (Lindsay et al 1989).

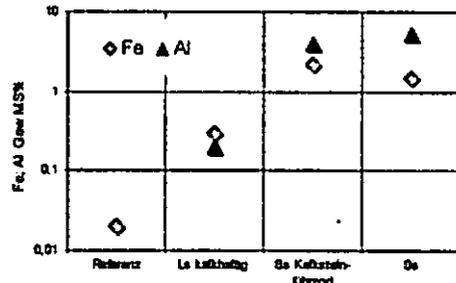


Abb. 7: Fe- und Al-Gehalte der Apatite

Biogene Apatite besitzen Kationenaustauschereigenschaften, die in frischem Material an die organische Komponente gebunden sind. Die KAK nimmt mit dem Abbau der organischen Komponente und der diagenetischen Veränderung (Ca-Zehrung, Fe- und Al-Einbau) der Apatite zu. Steigende KAK und zunehmende Ca-Zehrung in den Apatiten gehen mit einer Zunahme des austauschbaren Ca einher (Abb. 8).

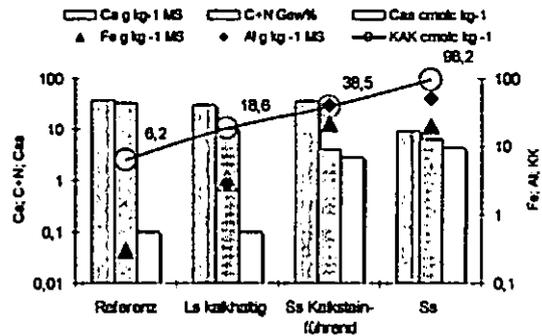


Abb. 8: Kationenaustauschkapazität, austauschbares Ca, Ct +Nt, Cat, Fet und Alt

Literatur:

Lindsay, W. L., Vlek, P. L. G. & S. H. Chien (1989): Phosphate Minerals. In: Dixon, J. B. & S.B. Weed: Minerals in Soils Environments. Madison, Wisconsin, USA. SSSA Bok Series. 1089 – 1130.  
 Newesely, H. & Herrmann, B. (1980): Ab- und Umbauvorgänge der biologischen Hartgewebe (Knochen, Zähne) unter langer Liegezeit. Berliner Beiträge zur Archäometrie. Bd. 5. 175-186.

## **Bodengenese im mediterranen Raum am Beispiel einer Chronosequenz auf marinen Terrassen in SW-Sizilien**

Stephen Wagner<sup>1</sup>, Daniela Sauer<sup>1</sup>,  
Edoardo A.C. Costantini<sup>2</sup> & Karl Stahr<sup>1</sup>

### **1. Einleitung und Ziel der Untersuchung**

Untersuchungen an Bodenchronosequenzen ermöglichen die Quantifizierung pedogenetischer Prozesse. Hierzu eignen sich etwa marine Terrassen unterschiedlichen Alters, die einer mehrere Jahrtausende andauernden Hebung unterliegen. Dabei wird sukzessive frisches Ausgangssubstrat aus dem Meer herausgehoben. Ausgezeichnete Bedingungen für eine quantitative pedogenetische Betrachtung bietet die tektonisch aktive Küste SW-Siziliens. In der vorliegenden Arbeit wird eine typische Bodenentwicklungsreihe des mediterranen Klimas untersucht.

### **2. Untersuchungsgebiet und Methoden**

Fünf Bodenprofile auf pleistozänen marinen Terrassen einer post-inzisen Chronosequenz (Vreken, 1975) bei Menfi (SW-Sizilien) wurden beschrieben und auf pH, Carbonatgehalt und Korngrößenverteilung analysiert. Zudem wurden Fe im Oxalat- und Dithionit-Extrakt und Elementgesamtgehalte durch Röntgenfluoreszenz gemessen. Die Tonminerale wurden durch Röntgenbeugungsanalyse an Texturpräparaten bestimmt.

Das Klima im Untersuchungsgebiet ist typisch mediterran mit feucht-milden Wintern und trocken-warmen Sommern. Die Temperatur liegt im etwa 60 km nordwestlich gelegenen Trapani bei durchschnittlich 18,2°C, der Jahresniederschlag beträgt im Mittel 516 mm. Als Landnutzung werden vorrangig Obst- und Weinbau, Olivenhaine, Getreide- und Leguminosenanbau ausgewiesen.

### **3. Ergebnisse**

Alle Böden der Chronosequenz sind durch Tonverlagerung charakterisiert. Auf der jüngsten Terrasse T1 hat sich aus dem anstehenden Kalkarenit ein Calci-Chromic Luvisol gebildet. Auf den folgenden Terrassen T2 und T3 sind ein Calci-Chromic Luvisol und ein Chromic Luvisol aus fluviatilen Sedimenten über Kalkarenit über lakustrinen Sedimenten entwickelt. Auf den beiden ältesten Terrassen T4 und T6 sind in Kolluvien über marinen Sedimenten ein Chromic Lixisol und ein Plinthic Acrisol entstanden.

Die pH-Werte in den Böden der drei jüngeren Terrassen liegen zwischen pH 7,3 und pH 8,1 und gehen auf T4 und T6 unterhalb der Ap-Horizonte bis auf pH 5,4 zurück. Die Mächtigkeit der Bt-Horizonte und die Entwicklungstiefe der Böden nehmen mit dem Alter der Terrassen zu. Die Lessivierung geht mit einer Verlagerung von Al, Fe und K einher. Darauf deuten die engen Korrelationen zwischen Tongehalt und Al ( $r^2 = 0.99$ ), Fe ( $r^2 = 0.99$ ), K ( $r^2 = 0.87$ ) hin, die für T1, T2, T4 und T6, nicht jedoch für T3 gelten.

Geringfügig erhöhte Carbonatgehalte in den Ap-Horizonten von T1 bis T3 (<3 % CaCO<sub>3</sub>) sind auf die Ablagerung kalkhaltiger fluviatiler Sedimente auf den marinen Terrassen zurückzuführen. Dieses Merkmal fehlt auf T4, während CaCO<sub>3</sub> in T6 nach unten hin stetig abnimmt.

Die Ergebnisse der Röntgenbeugungsanalyse zeigen eine weite Verbreitung von Kaoliniten, die grösstenteils aus den Sedimenten überliefert sind. Neben Illiten sind auch aufweitbare Dreischicht-Tonminerale (Smectite, Vermiculite) weit verbreitet. Wechsellagerungs-Minerale machen i.d.R. 20-40 % aller Tonminerale aus und weisen auf eine fortschreitende Bodengenese hin.

Die Verhältnisse der Eisenfraktionen zeigen an, dass die Verwitterung auf T6 am weitesten ( $Fe_d/Fe_t \sim 75-85\%$ ) und auf T3 ( $Fe_d/Fe_t \sim 10-20\%$ ) am wenigsten fortgeschritten ist (Abb. 1). Das mediterrane Klima bewirkt eine Ausfällung von freigesetztem Eisen als Ferrihydrit in feucht-milden Wintern und Umkristallisation zu Hämatit in trocken-warmen Sommern. Dies äussert sich in besonders niedrigen  $Fe_d/Fe_t$ -Verhältnissen auf T6. Die im Vergleich zu den beiden ältesten Terrassen deutlich erhöhten

<sup>1</sup>Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Emil-Wolff-Str. 27, 70599 Stuttgart.

<sup>2</sup>Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo, Florenz, Italien

\*Kontakt: stwagner@uni-hohenheim.de

**Grad der Verwitterung**

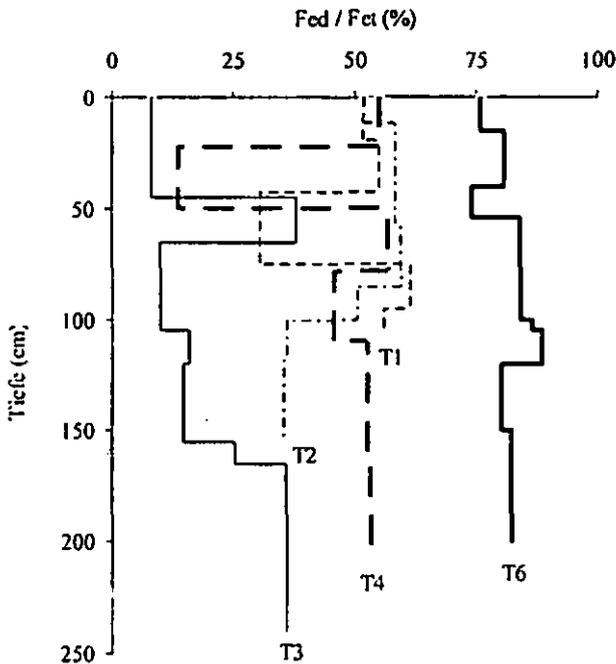


Abbildung 1. Grad der Verwitterung in der Chronosequenz, ausgedrückt durch das  $Fe_d/Fe_t$ -Verhältnis.

**Grad der Kristallisation**

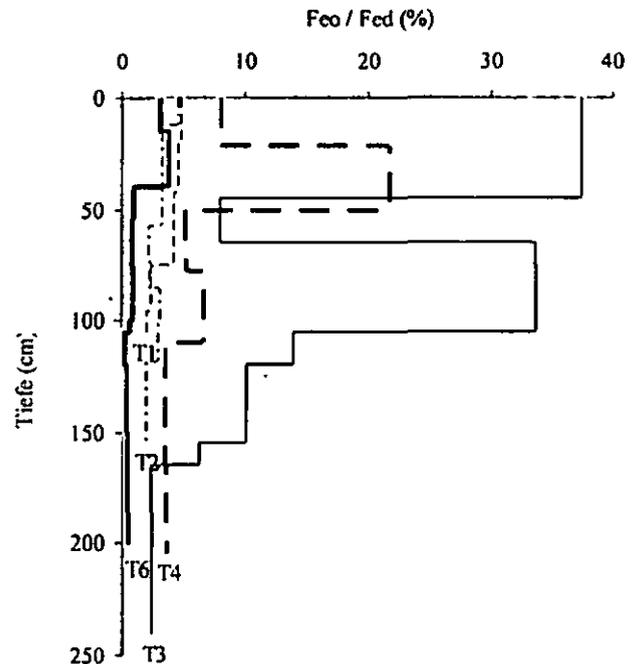


Abbildung 2. Kristallisationsgrad der pedogenen Eisenoxide in der Chronosequenz, ausgedrückt durch des  $Fe_o/Fe_d$ -Verhältnis.

$Fe_o/Fe_t$  auf T3 und T4 (Abb. 2) sind auf erhöhte Humusgehalte zurückzuführen, die die Kristallisation zu Hämatit hemmen. Auf der ältesten Terrasse T6 hat sich Plinthit gebildet.

**4. Diskussion**

In der vorgestellten Bodenchronosequenz auf marinen Terrassen nimmt die Verwitterungstiefe auf den älteren Terrassen zu, wobei das Ausgangsmaterial der beiden ältesten Terrassen nach 200 cm nicht erschlossen wurde. Eine 10 cm mächtige Plinthit-Kruste auf T6 legt die Entstehung der ältesten Terrasse bereits im Tertiär nahe.

Die Korngrößenverteilung liefert keine eindeutigen Hinweise für äolische Einträge im Untersuchungsgebiet, wie sie ansonsten im mediterranen Raum weit verbreitet sind (Yaalon, 1997). Unterschiedliche Schluffgehalte in übereinander liegenden Horizonten sind vielmehr auf die Textur des Ausgangsmaterials zurückzuführen. Tonmineralogisch fällt der recht hohe Anteil an Wechsellagerungs-Mineralen auf (46 % in IIBvt2), die auf anhaltende Bodengenese durch Tonmineralumbildung hinweisen. Das Ausmaß der Verwitterung und der Kristallisationsgrad der

Eisenoxide nehmen tendenziell mit dem Bodenalter zu

**5. Literaturverzeichnis**

Vreken, W.J. (1975): Principal kinds of chronosequences and their significance in soil history. *Journal of Soil Science*, 26, 378-394.  
 Yaalon, D.H. (1997): Soils in the Mediterranean region: what makes them different? *Catena*, 28, 157-169.

**6. Danksagung**

Unser herzlicher Dank gilt Dr. P. Campo (Assessorato Agricoltura e Foreste, Menfi, Sizilien), Dr. F. Guaitoli, Dr. M. Perciabosco (Assessorato Agricoltura e Foreste, Unità Operativa Pedologica, Palermo, Sizilien), N. Gorican, R. Stolz (Universität Bochum), A. Böttcher, D. Frobel, K. Ruf, C. Stein, M. Wagner, M. Zarei (Universität Hohenheim), P. Wiens (UNICAMP, Brasilien) für die Unterstützung während der Gelände- bzw. Laborarbeiten. Die Arbeit wird ermöglicht durch ein Promotionsstipendium des Evangelischen Studienwerks, Villigst.

**Gibbsitbildung im Bergland von Nord-Thailand**

M. Zarei\*, L. Herrmann\*, U. Schuler\*, N. Anongrak\*\* und K. Stahr\*

**Einleitung und Fragestellung**

Es gibt erratische Meldungen über Gibbsitvorkommen im Bergland von Nordthailand aber keine systematischen Untersuchungen. Daher wurden hier 3 Profile an 2 Standorten in Nordwestthailand insbesondere mineralogisch auf die Bildung von Gibbsit untersucht. Dabei sollte geklärt werden:

Wie weit ist Gibbsit verbreitet?

Wie unterscheiden sich die unterschiedlichen Gibbsite morphologisch?

Ist Gibbsit direkt aus primären Mineralen oder über die Zwischenstufe Kaolinit gebildet worden?

**Material und Methoden**

Das erste Untersuchungsgebiet befindet sich bei Bor Krai, in der Mae Hong Son Provinz, rund 120 km NW von Chiang Mai. Das zweite liegt im Gebiet des Doi Inthanon, dem mit 2565 m ü NN höchsten Berge Thailands, in der Chiang Mai Provinz 57 km WSW von Chiang Mai.

Das Karstgebiet von Bor Krai besteht zu 60 % aus Kalkstein, 39 % Ton-, Schluff-, und Sandstein. Der Rest setzt sich aus alluvialen Lockersedimenten, Dolomiten, Eisenerz und Andesitgängen zusammen. Die Verwitterung des Kalksteins führte zu kegel- und turmförmigen Bergen und zu Karren auf der Kalksteinoberfläche. Im Bereich der Berggipfel und an steilen Hängen mit starker Erosion werden die Lösungskarren sichtbar. Die beiden untersuchten Profile befinden sich in derartigen Karren. An wenigen Stellen gibt es Einschaltungen von Dolomit. Geringmächtige Eisenerzgänge zwischen den Schichtflächen der Kalksteine sind weit verbreitet. Andesite stehen vermutlich in Verbindung mit der Bildung der Eisenerze. Die Kalksteine und klastischen Gesteine wurden im Perm abgelagert. Seit dem Perm wurden die klastische und die karbonatische Fazies aufgrund mehrerer tektonischer Aktivitätsphasen ineinander geschoben. Über 2000 Jahre alte Särge in den Höhlen von Bor Krai weisen darauf hin, dass die Gegend schon seit längerer Zeit unter menschlichem Einfluss stand. Das Gebiet liegt in der feuchten mesothermalen Zone. Eigene Messungen ergaben für Bor Krai 935 mm/a Niederschlag und 19,9 °C.

Das Doi Inthanon Gebiet besteht aus einem Kern aus Orthogneis und einem Mantel aus Paragneis. Die Gneise werden von Quarzschiefer, Glimmerschiefer, Marmor, Kalkstein, Sandstein und Chert (Feuerstein) überlagert. Innerhalb des Gneises und der Deckschichten befinden sich Granitintrusionen. Die Gneise stammen aus dem Präkambrium, die Granite intrudierten während der Trias (MACDONALD et al. 1993). Im Doi Inthanon Gebiet liegt eine vertikale Differenzierung des Klimas vor, dabei ist mit zunehmender Höhe eine Abnahme der mittleren Temperaturen und eine Zunahme der mittleren Niederschläge zu verzeichnen (WELTNER 1996). Der untere Bereich des Doi Inthanon gehört zu den wechselfeuchten Tropen mit Aw Klima und der Gipfelbereich zur feuchten mesothermalen Zone. In 1300 m ü NN wurde 1989, 1781 mm/a Niederschlag gemessen, die Jahresmitteltemperatur betrug 19,4 °C (ROYAL THAI HIGHLAND DEVELOPMENT PROJECT 1990). Im Gipfelbereich (2565 m ü NN) wurde von 1976 bis 1989, 2484 mm/a Niederschlag gemessen, die Jahresmitteltemperaturen lagen bei 13,7 °C (THAI ROYAL AIR FORCE 1990). In Einklang mit den zunehmenden Niederschlägen, geht der laubabwerfende Wald ab 1000 m ü NN in einen immergrünen Wald über.

Aus dem Kalksteingebiet von Bor Krai wurden ein Umbric-Gibbsic Ferralsol (P 1550) und ein Humi-Umbric Acrisol (P1551)

ausgewählt. Aus dem Orthogneis des Doi Inthanon Gebiets wurden ein Humi-Umbric Acrisol (P4) ausgesucht.

Die Profile sind bodenkundlich vollständig analysiert. Hier werden nur Ober- sowie Unterboden (Ap- und Bt-Horizont) und in Doi Inthanon nur Unterboden (C-Horizont) herangezogen. Um den mineralogischen Fragen nachgehen zu können, wurden Röntgenbeugungsanalyse, Polarisationsmikroskop, Rasterelektronenmikroskop (REM), Energie dispersiver Röntgenanalyse und DTA-, sowie thermogravimetrische Analysen durchgeführt.

**Ergebnisse und Diskussion**

Kalksteingebiet Bor Krai

Bei den mineralogischen Untersuchungen des Ferralsols und Acrisols wurde in der Tonfraktion Gibbsit, Kaolinit, Vermiculit und Hämatit festgestellt. Die Kristallstruktur vom Gibbsit wird durch das Erhitzen (350 °C) zerstört, daher traten bei dem RBA-Diagramm keine Reflexe auf. Das dominierende Mineral in diesem Profil ist Gibbsit.

Um zu klären wie Gibbsit im Kalksteingebiet entstanden ist,

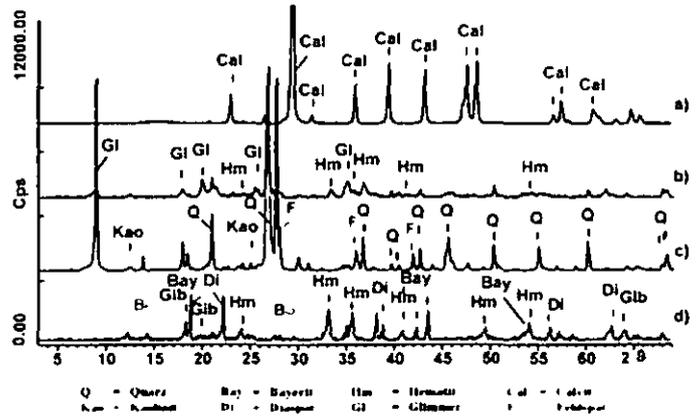


Abb. 1. Diffraktogramm von a) Kalkstein, b) KLR, c) Orthogneis, d) Ganggestein

wurden Kalklösungsrückstände (KLR) gewonnen. Im KLR wurde neben Quarz auch Glimmer, Hämatit und spurenweise Feldspäte nachgewiesen (Abb. 1b). Mulyanto et al. (1999) berichten über die direkte Gibbsitbildung aus Plagioklasen in Andesiten Indonesiens. Die Geländebeobachtungen und RBA-Befunde weisen auf Al-Hydroxide und Hämatit in Eisenerzgängen hin. Unter den Al-Hydroxiden konnten neben Gibbsit auch Bayerit, Diaspor, und spurenweise Boehmit identifiziert werden (Abb. 1). In der Tonfraktion sowie in der FE von Ferrasol



Abb. 2. Dichtgepackte, faserige, Gibbsite in den Glimmerschichtpaketen, C-Horizont, Acrisol - Doi Inthanon

und Acrisol wurde nur Gibbsit, Kaolinit, Vermiculit und Hämatit nachgewiesen. Das dominierende Mineral in der Tonfraktion ist Gibbsit und danach folgen Hämatit, Kaolinit und Vermiculit. Die Gibbsitgehalte in der FE bewegen sich nach der Quantifizierung mit dem Rietveld-Programm um 50%. Es muss davon ausgegangen werden, dass sich enorm viel Kalk auflösen muss, damit dann aus dem Lösungsrückstand reichlich Gibbsit bzw. Kaolinit gebildet werden kann. Wir nehmen deshalb an, dass

\* Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Emil-Wolff-Str. 27, 70593 Stuttgart, Germany, Tel. 0049-711-4592325, Fax 0049-711-4593117  
 E-Mail: zircum@uni-hohenheim.de  
 \*\* Dept. of Soil Science and Conservation Faculty of Agriculture, Chiang Mai University, Chang Mai 50200, Thailand

Gibbsit teilweise von Ganggesteinen stammt, in welchen bei der RBA-Analyse Gibbsit und Hämatit überwiegen. Aus den REM-Beobachtungen sind im Kalksteingebiet in der Sandfraktion sowie in Bodenaggregaten keine typischen,



Abb. 3: REM-Aufnahme der stapelförmigen, blätterförmigen Strukturen vom Gibbsit

idiomorphen Gibbsite zu erkennen. Die Bodenpartikel sind stark gerundet und die Sandfraktionen enthalten wenig primäre Minerale. Das Verhältnis Al/Si weist auf Gibbsit hin. Gibbsitminerale sind mit Kaolinit und Hämatit in den Bodenaggregaten vergesellschaftet.

**Orthogneisgebiet Boi Inthanon**

Hier wurde nur der saprolithische C-Horizont des Acrisols aus Orthogneis untersucht. Dabei wurden in der FE Quarz, Feldspat, Glimmer, Gibbsit und Kaolinit nachgewiesen, wobei in der Tonfraktion Gibbsit dominiert. Bei den mikromorphologischen Beobachtungen wurde klar, dass die Glimmer und Feldspäte verwittert sind.

Der größte Teil der Glimmerschichtpakete hat sich von Innen gespalten und dazwischen sind blättrige, stapelförmige Strukturen gebildet worden, welche nach den optischen Merkmalen Gibbsit sind. Die EDX-Analysen an nicht abgedeckten Dünnschliffen bestätigten mit den Al-Gehalten, dass es sich um Gibbsit handelt. Solche Formen sind auf den Feldspäten nicht zu erkennen. MULYANTO (1999) berichten dagegen über die direkte Gibbsitbildung aus Plagioklasen in Andesiten in West Java. Am

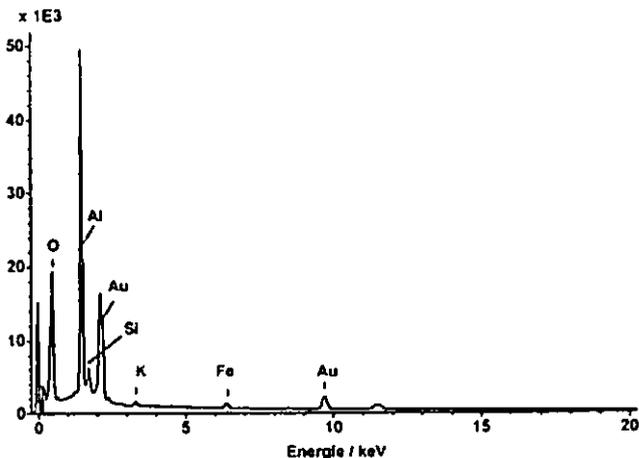


Abb. 4: EDX-Analysen der faserigen Gibbsitstrukturen

Orthogneisstandort sind im Unterboden in der FE, Sand- und Schlufffraktion noch primäre Minerale vorhanden. Bei REM-Beobachtungen wurden innerhalb und auf den primären Mineralen Feldspäte und Glimmer, blättrige, dichte und stapelförmige Strukturen des Gibbsits festgestellt (Abb. 2 und 4). REM-Aufnahmen zeigen, dass Gibbsit sich pseudomorph nach Glimmer entwickelt hat. Die EDX-Untersuchungen weisen an solchen Strukturen sehr hohe Al-Gehalte auf und an vielen Stellen fast kein Si mehr (Abb. 3). Die primären Minerale Glimmer

und Feldspat wurden vollständig zersetzt und aus dem Verwitterungsrest hat sich Gibbsit auf Quarzuntergrund gebildet. Das DTA-Diagramm aus der Tonfraktion des C-Horizonts vom Acrisol weist eine starke endotherme Reaktion bei 277 °C auf und einen Gewichtverlust von 20 % (Abb. 5). Diese Effekte gehen auf die Gibbsite zurück.

**Diskussion und Schlussfolgerung**

Bei der Gibbsitbildung spielen die Faktoren primäre Minerale, Temperatur, Niederschlagsmenge und gute Drainage eine große Rolle. Wenn ferralithische Bedingungen erfüllt sind, kann sich aus der Bodenlösung Gibbsit bilden. An den Standorten, die keine optimale Drainage aufweisen und wo reichlich Si in der Bodenlösung bleibt, entwickelt sich Kaolinit und kaum Gibbsit (KELLER, 1958 und KITTRIK, 1970). Gibbsit bildet sich, wenn Si schnell aus der Al-O-Si-Verbindung getrennt und ausgewaschen wird.

Mikromorphologische und REM-Untersuchungen haben gezeigt, dass Gibbsit direkt aus Glimmern und Feldspäten entsteht. Gibbsit wird sicherlich auch über Kaolinit gebildet, aber morphologisch konnte dies nicht nachgewiesen werden. In den Kalkstandorten ist Gibbsit mit Kaolinit und Hämatit vergesellschaftet und hier kann der Bildungsprozess durchaus über Kaolinit abgelaufen sein.

- Im Kalksteingebiet ergibt sich der hohe Gibbsitanteil in Böden wahrscheinlich aus residualer Akkumulation gibbsithaltiger Ganggesteine und durch Hydrolyse primärer Minerale.
- Im Orthogneisgebiet entsteht Gibbsit in gut drainierenden Profilen und bei ausreichendem Niederschlag direkt aus primären Mineralen.
- Bei zunehmender Tonbildung im Laufe der Pedogenese und damit verbunden geringen Auswaschungsraten entsteht Kaolinit (Bt-Horizonte).
- Es treten verschiedene morphologische Formen von Gibbsit auf, blättrige und faserige Gibbsite.
- Gibbsitvorkommen können durch Kombination verschiedener Verfahren belegt werden (RBA, DTA, TG, REM, EDX).

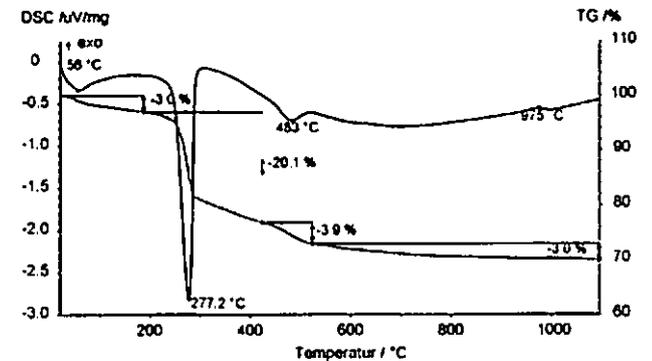


Abb. 5: DTA- und TG-Diagramm des C-Horizonts, Acrisol aus Orthogneis

**Literatur**

FAO (1995): Global and National Soils and Terrain Digital Databases (SOTER), Rome.  
 FAO (2001): Lecture Notes on the Major Soils of the World, Rome.  
 Macdonald, A.S., Barr, S.M., Dunning, G.R., Yaowanoyothin, W. (1993): The Doi Inthanon metamorphic core complex in NW Thailand: Age and tectonic significant. *Journal of Southeast Asian Earth Sciences*, Vol. 8, Issues 1-4, Pages 117-125, Oxford.  
 Keller, W.D. (1958): Argillation and direct bauxitization in terms of concentration of hydrogen and metal cations at surfaces of hydrolyzing silicates. *Am. Assoc. Pet. Geol. Bull.* 42, 233-245.  
 Kittrik, J.A. (1970): Precipitation of kaolinite at 25 °C and 1 atm. *Clays and clay minerals*, 18, 261-267  
 Mulyanto, B., Stoops, G. und Van Ranst, E. (1999): Precipitation and dissolution of gibbsite during weathering of andesitic boulders in humid tropical West Java, Indonesia. *Geoderma* 89, 287-305  
 Thai Royal Air Force (1990): Meteorological data from the station at the top of Doi Inthanon, period 1976-1989.  
 The Royal Thai Highland Development Project (1990): Meteorological data from some Highland Development Project stations for the year 1989.

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

**Referate, Poster Kommission VIII**

Band 107

Heft 2

2005



# Erosionsbedingte Verteilung von Phosphor in Sedimenten des Trockenflusses *El Albuñón* (Murcia, Spanien)

Feldmann M., Kretschmer S.\*, Burghardt W.

## Einleitung

Untersucht wird das Einzugsgebiet des intermittierenden Flusses *El Albuñón* in der Provinz Murcia, Spanien. Intensiver Ackerbau und fehlende Erosionsschutzmaßnahmen in dem semiariden Gebiet führen zu starker Erosion während der seltenen Starkregenereignisse. Durch erosionsbedingte Nährstoffeinträge bei Abflussereignissen werden das Flussbett und die Mittelmeerlagune *Mar Menor* eutrophiert.

Einzugsgebiet: 400 km<sup>2</sup>

Flusslänge: 35 km (17 km unbegradigt, 18 km begradigt und kanalisiert)

Böden [1]: calciorthid und camborthid Aridisole (U.S.D.A.)

Klima [2]: 303 mm mittlerer Jahresniederschlag  
18,2°C Jahresmitteltemperatur

Erosion [2]: 3-6 t ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>

## Ziel der Untersuchung

- Vergleich der Sedimenteigenschaften zwischen einem unbegradigten (Abb. 1) und einem kanalisiertem (Abb. 2) Flussbereich.
- Untersuchung der räumlichen Verteilung von Phosphor und Stickstoff im Sediment in Abhängigkeit vom Relief.
- Abschätzung von Nährstofffrachten, die durch Ufererosion in den Trockenfluss gelangen und dort, zumindest während der Trockenzeit, im Sediment gespeichert sind.

## Methoden

- Beprobung der Sedimente von 0 bis 20 cm Tiefe während Trockenperiode
- Kartierung der Ufererosion auf 1,7 km Länge und der Flussmorphologie
- Gesamt-N-Analyse: gaschromatographisch (Auto-Element-Analyse)
- Gesamt-P-Analyse [3]: Veraschung (550°C), Extraktion (0,5 M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) und photometrischer Nachweis (Molybdän-blau-Methode)
- Korngrößenanalyse nach ISO-DIN 11277 ohne Carbonatzerstörung

## Erste Ergebnisse und Diskussion

- Im unbegradigten Flussabschnitt (Abb. 1), von der Mitte des aktiven Flussbettes zum rechten und linken Ufer hin, nehmen sowohl P- und N-Gehalte als auch Schluff und Ton zu.
- ▶ Die räumliche Verteilung von P- und N-Gehalten im Sediment ist abhängig vom Relief, denn Sediment- und Nährstoffeinträge erfolgen von den Seiten durch Boden- und Ufererosion.
- Sowohl im aktiven Flussbett des unbegradigten Bereiches (Abb. 1) als auch im kanalisiertem Flussabschnitt (Abb. 2) sind die P-Gehalte (23-62 g m<sup>-2</sup>) und N-Gehalte (16-64 g m<sup>-2</sup>) im Vergleich zu den benachbarten Ackerböden gering.
- ▶ Eine langfristige Speicherung von Nährstoffen im Flussbett ist nicht möglich, da es gelegentlich durchströmt wird (alle 2-5 Jahre ein Abflussereignis).
- In der Senke des unbegradigten Flussbettes (Abb. 1) ist deutlich eine Anreicherung von P (155 g m<sup>-2</sup>) und N (380 g m<sup>-2</sup>), sowie Schluff (53 %) und Ton (35 %) zu erkennen.
- ▶ Die nicht durchflossene Senke bildet ein Becken für Sedimentation und Akkumulation und hat eine wichtige Funktion für die Retention von erosionsbedingtem Nährstoffeintrag (z.B. 0,5 t N auf 0,2 ha in 0-20 cm Tiefe; vgl. Tab. 1).
- ▶ Im kanalisiertem Abschnitt gibt es diese Möglichkeit der Zwischenspeicherung nicht. In den Fluss eingeschwemmtes Sediment wird bei der nächsten Flut weiter transportiert

Tab. 1: Die P- und N-Massen sind für eine Fläche von 0,2 ha und 20 cm Tiefe berechnet. Die durchschnittliche Ufererosion ist auf eine Uferseite von 100 m Länge bezogen.

	unbegradigter Flussabschnitt		kanalisierter Flussabschnitt	
	P <sub>gesamt</sub> [kg]	N <sub>gesamt</sub> [kg]	P <sub>gesamt</sub> [kg]	N <sub>gesamt</sub> [kg]
Ackerboden	287	399	249	243
aktives Flussbett	87	81	101	89
Senke	255	497	—	—
Erosion an einer Uferseite (100 m)	20	29	—	—

\* Angewandte Bodenkunde, Biologie und Geografie  
Universität Duisburg-Essen, 45117 Essen  
E-Mail: sven.kretschmer@uni-essen.de

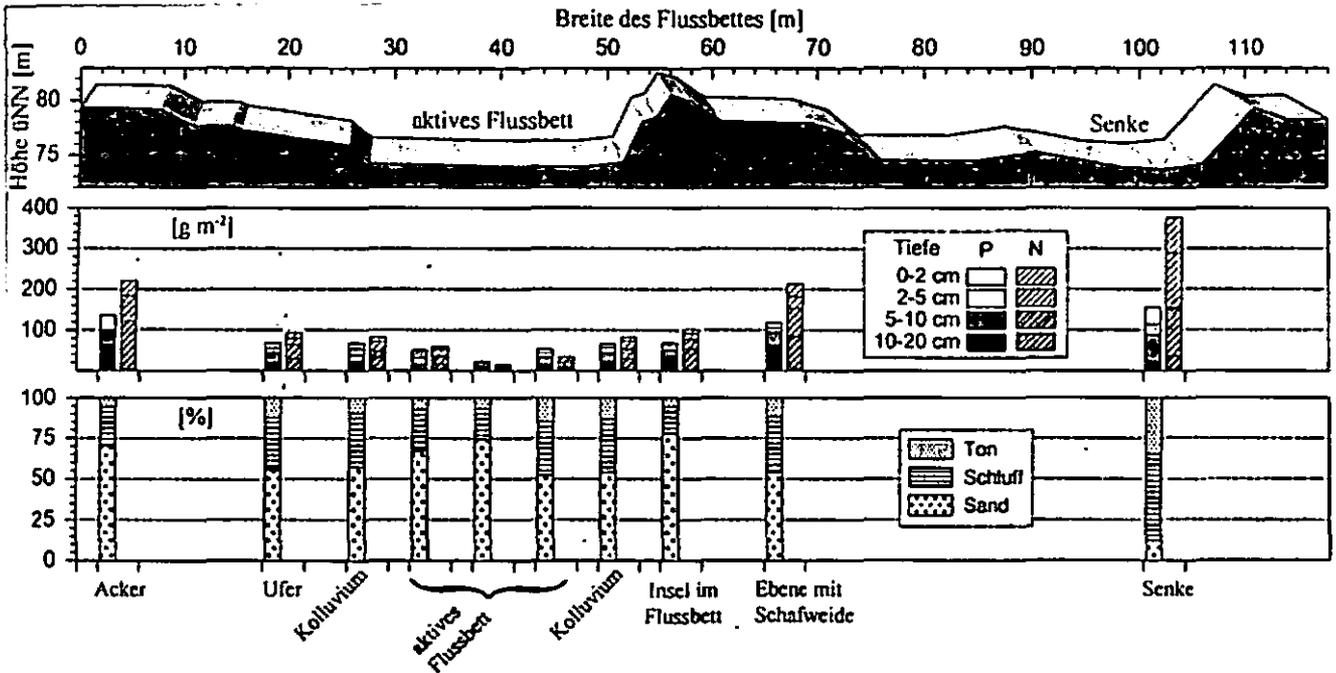


Abb. 1: Darstellung von Relief und Sedimenteigenschaften des unbegradigten Flussbettes.

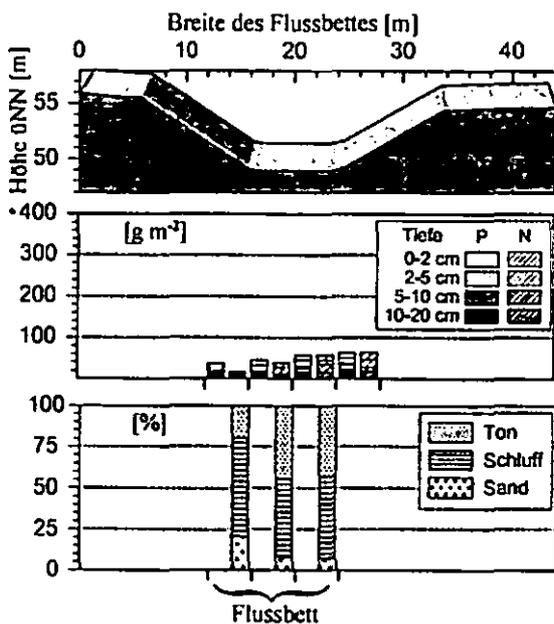


Abb. 2: Darstellung von Relief und Sedimenteigenschaften des kanalisiertes Flussbettes.

**offene Fragen zu P-Bindungsformen und P-Verfügbarkeit:**

Der P-Gehalt im Sediment korreliert positiv mit der Mittelschluff-Fraktion ( $r=0,79^{***}$ ).

Das anorganische P hat einen Anteil von ca. 80 % am Gesamt-P.

Fragen, die für P-Transport und die biologische Verfügbarkeit wichtig sind:

- Ist der anorganische Phosphor an Carbonaten in der Mittelschluff-Fraktion gebunden?
- Wie hoch ist der wasserlösliche Anteil?

**Schlussfolgerung**

Bei natürlicher Morphologie des Trockenflusses ist der Sedimenttransport durch Speicherung in Sedimentbecken verzögert. Durch Rückbau des kanalisiertes Bereiches zu einer naturnäheren Struktur könnte möglicherweise die Stoßbelastung während eines Flutereignisses entschärft werden.

Erosionsschutzmaßnahmen sind bei den hohen P- und N-Gehalten der Ackerböden dringend geboten.

**Quellennachweis**

[1] Centro Nacional de Información Geográfica: Atlas Nacional De España - Edafología. Instituto Geográfico Nacional. Madrid, 1992

[2] Instituto Tecnológico GeoMinero de España: Atlas del medio natural de la region de Murcia. Madrid, 1999

[3] Schinner, Öhlinger, Kendeler & Margesin (Eds.): Methods in Soil Biology, Springer Verlag Berlin, 1996

**Danksagung**

Wir danken der Europäischen Kommission für die Finanzierung des Forschungsprojektes *tempQsim*. (EVK1-CT-2002-00112, www.tempqsim.net).

## Indikation der Bodenerosion im ökologischen Landbau – ein Betriebsbeispiel

Frielinghaus, M., Staronek, J.; Wunsch, A.; Prochnow, W.

Bodenerosion stellt gerade auf den sandigen Böden Brandenburgs ein ernsthaftes Problem dar. Mit durchschnittlichen Ackerwertzahlen von 32 (MLUR 2002) ist die Bodenfruchtbarkeit und damit das Ertragspotential schon naturgegeben mäßig. Durch den Verlust von Boden aus der Ackerkrume durch Erosionsprozesse wird die Qualität der Standorte zusätzlich gemindert und der Ertrag weiter gefährdet.

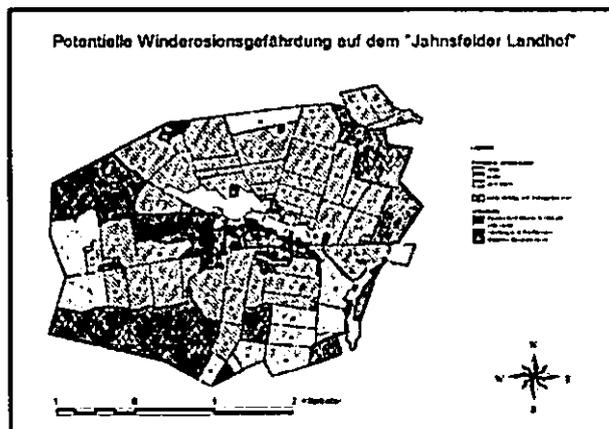
Im Rahmen eines Interdisziplinären Studienprojektes sollte für einen ökologisch wirtschaftenden Betrieb die potentielle Erosionsgefährdung abgeschätzt werden. Weiterhin wurden Schutzmaßnahmen für diesen Betrieb herausgearbeitet und vor allem hinsichtlich der Frage geprüft, welche spezifischen Chancen und Probleme bei Anwendung ökologischer Landbewirtschaftung hinsichtlich einer effektiven Vorsorge gegen Winderosion bestehen.

Es existieren eine Vielzahl von Empfehlungen zum vorbeugenden Bodenschutz, jedoch mangelt es bisher an Untersuchungen und Diskussionen zum Thema „Schutz vor Erosion im Ökologischen Landbau“. Hierzu stellen sich eine Reihe von wichtigen Fragen: Wie werden Wasser- und Winderosion durch die ökologische Bewirtschaftung vermindert oder verstärkt? Inwieweit tragen die im Ökologischen Landbau oft zu findenden vielgliedrigen Fruchtfolgen zur Vorsorge bei? Können Mulchsaatetechniken im Ökologischen Landbau empfohlen und angewendet werden? Kann im Ökologischen Landbau auf die wendende Bodenbearbeitung mit dem Pflug zugunsten verminderter aktueller Erosionsgefährdung verzichtet werden?

### Material und Methoden

Die Öko-Agrar-GmbH „Jahnsfelder Landhof“ liegt östlich von Berlin auf der Lebuser Platte und bewirtschaftet 701 ha sandige und lehmig-sandige Flächen, davon 662 ha Ackerland. Mit 527 mm Jahresniederschlag nähern sich annähernd kontinentale Bedingungen mit einer ausgeprägten Vorsommertrockenheit vorherrschend. Die Betriebsfläche ist durchgängig potentiell winderosionsgefährdet (Abb. 1)

M. Frielinghaus, [frielinghaus@zalf.de](mailto:frielinghaus@zalf.de)  
 J. Staronek [staronek@rz.uni-potsdam.de](mailto:staronek@rz.uni-potsdam.de)  
 A. Wunsch [wuensch@rz.uni-potsdam.de](mailto:wuensch@rz.uni-potsdam.de)  
 W. Prochnow: Öko-Agrar-GmbH Jahnsfelde



Wichtig ist die Bestimmung der aktuellen, d.h. bewirtschaftungsbedingten Gefährdung. In langjährigen Feldexperimenten wurde die notwendige effektive Bodenbedeckung ermittelt und einer Bewertungsmatrix zugrunde gelegt (Tab. 1 und 2).

Bodenbedeckung	Pflanzenrückstände auf der Bodenoberfläche	Bodenabtrag Winderosion
%	TM t/ha	%
0	0	100
>25 – ca. 30	0,5	15
>30 – ca. 50	2	3
>50 – ca. 70	4	<1
> 70	6	<1

Die folgenden Abbildungen zeigen die Anbaufolge und deren Bewertung hinsichtlich des Bodenschutzes vor Winderosion (Abb. 2 u.3).

Fruchtarten auf dem "Jahnsfelder Landhof" 1999



Tatsächliche Winderosionsgefährdung auf dem "Jahnsfelder Landhof" 1999



**Bewertungsschema zur Einschätzung der Fruchtarten hinsichtlich ihrer Schutzwirkung durch Bodenbedeckung**  
(ergänzt nach MLUR und ZALF 2002)

Fruchtarten	Bewertungskriterien					
	Geschwindigkeit der Pflanzenentwicklung	Grad der Bedeckung	Bedeckung Sommerhalbjahr (1.A. - 30.9.)	Bedeckung Winterhalbjahr (1.10. bis 31.3.)	Gesamtbewert.	
Stillelegung	1	1	1	1	1	1
Klee gras	1	1	1	1	1	1
Wintergerste	1	1	1	1	1	1
Winterweizen (A vor 1.10.)	2	1	1	1	2	1,5
Winterweizen (A nach 1.10.)	3	1	1,5	3	3	2,5
Winterroggen (A vor 1.10.)	1,5	1	1	1	1	1
Winterroggen (A nach 10.10.)	2	1	1	2	2	1,5
Winterroggen mit U: K oder SW (A vor 1.10.)	1,5	1	1	1	1	1
Winterroggen mit U: K oder SW (A nach 10.10.)	2	1	1	1	1	1
Hafer und Nackthafer	2	1	2	3	3	2
Hafer und Nackthafer nach U	2	1	2	1	1	1,5
Hafer und Nackthafer mit U: K	2	1	1	3	3	2
Hafer und Nackthafer nach U mit U: K	2	1	1	1	1	1
Sommerweizen	2	1	2	3	3	2
Sommerweizen nach U	2	1	2	1	1	1,5
Sommerweizen mit U: K	2	1	1	3	3	2
Sommerweizen nach U mit U: K	2	1	1	1	1	1
Dinkel (A vor 1.10.)	2	1	1	2	2	1,5
Dinkel (A nach 10.10.)	3	1	1,5	3	3	2,5
Dinkel mit U: K (A vor 1.10.)	2	1	1	1	1	1
Dinkel mit U: K (A nach 10.10.)	3	1	1	1	1	1,5
Triticale (A vor 1.10.)	2	1	1	2	2	1,5
Triticale (A nach 10.10.)	3	1	1,5	3	3	2,5
Triticale mit U: K (A vor 1.10.)	2	1	1	1	1	1
Triticale mit U: K (A nach 10.10.)	3	1	1	1	1	1,5
Erbsen	2	1,5	2	3	3	2
Hafer-Erbsen-Gemenge	2	1	2	3	3	2
Spätkartoffeln	2,5	2,5	2,5	3	3	5
Lupine	1,5	2,5	1,5	3	3	2
Sonnenblume	3	3	2,5	3	3	3

Legende

1		schnell	hoch	hoher Schutz	hoher Schutz	ausreichender Schutz
1,5		mäßig bis schnell	mäßig bis hoch	mäßiger Schutz	mäßiger Schutz	beginn.-ausreich.
2		mäßig	mäßig	geringer Schutz	geringer Schutz	beginnender Schutz
2,5		langsam bis mäßig	niedrig bis mäßig	sehr geringer	sehr geringer	unzureich.-beginn.
3		langsam	niedrig	kein Schutz	kein Schutz	unzureichender Schutz

A = Aussaat; U = Untersaat; K = Klee gras; SW = Sommerweizen

Auf einem Großteil der Flächen des „Jahnsfelder Landhofes“ wurde in den untersuchten Jahren eine gute bis sehr gute Schutzwirkung durch die angebauten Fruchtarten erzielt. Dazu trägt unter anderem der hohe Anteil (20-34%) von Klee gras und Stillelegungsflächen bei. Beim Getreideanbau hatten die gut deckenden Wintergetreidearten einen hohen Stellenwert (72-87% des Gesamtgetreideanbaufläche). Zudem werden sie, soweit es Boden- und Witterungsverhältnisse zulassen, vor dem 1. Oktober ausgesät, wodurch ein besserer Schutz im Winterhalbjahr gewährleistet werden kann. Weiterhin kam der bodendeckende Effekt des Anbaus von Klee gras als Untersaat zum Einsatz. Daneben trägt der hohe Anteil (5,7%) natürlichen Grünlandes ebenso zu guten Schutzwirkungen gegen Bodenerosion bei. Trotz des hohen Anteils gut deckender Fruchtarten fällt noch auf etwa einem Drittel der Gesamtfläche die tatsächliche Winderosionsgefährdung als mäßig bis sehr stark aus. Dem kann zum einen durch Änderungen der Bodennutzungssysteme als auch auf eine

Umgestaltung der Flureinteilung mittels Windschutzhecken begegnet werden. Der räumliche Aspekt der Fruchtfolgegestaltung kann dabei nur begrenzt einen Ansatzpunkt darstellen. Größere Bedeutung kommt dem zeitlichen und qualitativen Aspekt der Fruchtfolgegestaltung zu. Durch den generellen Anbau von Klee gras als Zwischenfrucht vor den Sommergetreidearten, die konsequente Aussaat der Wintergetreidearten vor dem 1. Oktober, eine feste Planung der Fruchtfolgen sowie die Erarbeitung eines langfristigen Bodenschutzkonzeptes könnte der Anteil der tatsächlich gefährdeten Flächen weiter reduziert werden.

Diesen Vorschlägen stehen in der Praxis allerdings oft sowohl witterungsbedingte als auch wirtschaftliche Hindernisse im Weg. Probleme bereitet zum einen die Untersaatenetablierung bei geringen jährlichen Niederschlagsmengen, als auch eine feste Fruchtfolgeplanung in Zeiten sich ständig ändernder Nachfrage- und Förderbedingungen.

Literatur bei den Autoren

## Der Einfluss von Lagerungsdichte und Durchfluss auf die Rillenerosion

F. Hieke<sup>1</sup>, R. Tackmann<sup>2</sup>, J. Schmidt<sup>1</sup>, H.-B. Horlacher<sup>2</sup>

### Einführung und Problematik

Während des Übergangs der Flächen- zur Rillenerosion steigen die Sedimentkonzentrationen stark an (Bryan, 1990). Dafür verantwortlich ist die linienhafte Konzentration des Abflusses. Ausgehend von einem flächenhaften Abfluss beginnt die Eintiefung in die Bodenoberfläche und somit die Abflusskonzentration durch Auftreten lokaler Fließgeschwindigkeitsmaxima. Unterschiede der Fließgeschwindigkeit des Abflusses werden u. a. durch veränderte Oberflächenrauigkeit bewirkt. Unter fortschreitender Erosion werden zunächst aus den entstandenen Mikrorillen Rillenköpfe (headcuts) gebildet (Merritt, 1984). Während die Rillenköpfe in Hangrichtung erodieren, formen sie in Fließrichtung Rillen, in denen der Abfluss konzentriert abgeleitet wird.

Trotz umfangreicher Arbeiten konnte bisher kein prozessbasierter Ansatz gefunden werden, welcher den Beginn der Rillenerosion beschreibt.

### Ziel

Ziel der Arbeit ist daher die Bestimmung von bodenmechanischen sowie hydraulischen Parametern, welche den Beginn der Rillenerosion in kohäsiven Böden bedingen bzw. auslösen. Eine Auswahl an geeigneten Parametern soll der zukünftigen Entwicklung eines Rillenerosions-Moduls dienen, welches in bestehende Erosionsmodelle integriert werden kann.

### Methodik

Zu diesem Zweck wurde ein Kleingerinne (Länge: 2m; Breite: 0,1m) für Überströmungsversuche konstruiert, welches die Simulation von Rillenerosion unter verschiedenen Gerinneneigungen, Durchflüssen und Lagerungsdichten zulässt. Die Ausbildung von Rillen und Rillenköpfen wurde zunächst bei 2% Gerinneneigung für verschiedene Durchflüsse (0,06; 0,125; 0,3 l·s<sup>-1</sup>) und Lagerungsdichten (1,29; 1,4; 1,46 g·cm<sup>-3</sup>) untersucht. Um die Reproduzierbarkeit der Daten zu prüfen, wurde die Durchführung jeder Versuchsanordnung dreimal wiederholt. Somit ergaben sich 27 Versuche. In das Gerinne wurde ein schwach toniger Schluff (Ut2) eingebaut. Er wurde vor dem Einbau durch Siebung auf < 2 mm homogenisiert. Während der Versuche wurden neben den Fließgeschwindigkeiten, den Fließtiefen und den Sedimentkonzentrationen, vor allem die Anzahl an Rillenköpfen und deren rück-schreitende Geschwindigkeit (Erosionsgeschwindigkeit) gemessen.

### Ergebnisse

Die Anzahl an Rillenköpfen und Rillen wurde im Wesentlichen über den Durchfluss [l·s<sup>-1</sup>] kontrolliert. Dabei nahm die Anzahl an entstehenden Rillen mit steigendem Durchfluss ab (Tab. 1). Geringen Einfluss auf die Anzahl an Rillenköpfen und Rillen hatte die Lagerungsdichte [g·cm<sup>-3</sup>].

Tabelle 1: Einfluss des Durchflusses [l·s<sup>-1</sup>] und der Lagerungsdichte [g·cm<sup>-3</sup>] auf die Anzahl der entstehenden Rillen. Die Anzahl der Rillenköpfe sind mediane Werte aus 27 Versuchen.

Durchfluss Q		Lagerungsdichte Ld	
l·s <sup>-1</sup>	Anzahl	g·cm <sup>-3</sup>	Anzahl
0,060	6	1,29	4
0,125	5	1,40	5
0,300	4	1,46	4

Die Erosionsgeschwindigkeit [cm·s<sup>-1</sup>] der Rillenköpfe erhöhte sich dagegen sowohl mit zunehmendem Durchfluss als auch mit dichter Bodenlagerung (Abb. 1, 2).

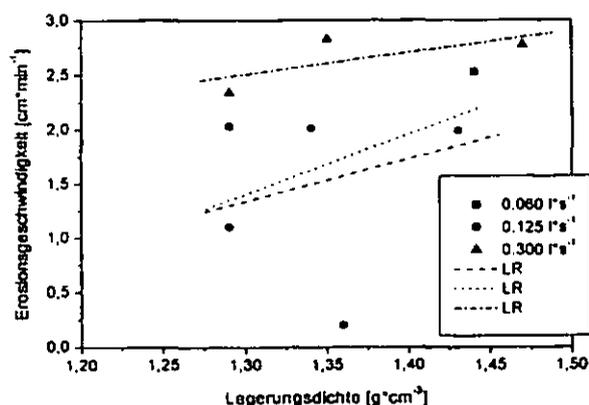


Abbildung 1: Einfluss der Lagerungsdichte auf die Erosionsgeschwindigkeit der Rillenköpfe bei unterschiedlichen Durchflüssen (LR = lineare Regression). Korrelations- (R) und Regressionskoeffizienten (R<sup>2</sup>) s. Tabelle 2

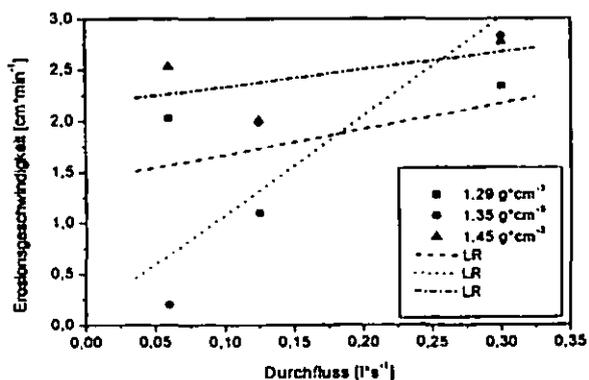


Abbildung 2: Einfluss des Durchflusses auf die Erosionsgeschwindigkeit der Rillenköpfe bei unterschiedlichen Lagerungsdichten (LR = lineare Regression). Korrelations- (R) und Regressionskoeffizienten (R<sup>2</sup>) s. Tabelle 3

<sup>1</sup> TU Bergakademie Freiberg, Boden- und Gewässerschutz, Agricolastr. 22, 09599 Freiberg

<sup>2</sup> TU Dresden, Institut für Wasserbau und Technische Hydromechanik, Lehrstuhl für Wasserbau

Tabelle 2: Zusammenhang zwischen Erosionsgeschwindigkeit der Rillenköpfe und der Lagerungsdichte bei unterschiedlichen Durchflüssen; R=Korrelationskoeffizient; R<sup>2</sup> Regressionskoeffizient

Q [l·s <sup>-1</sup> ]	0,06	0,125	0,3
R	0,24	0,76	0,68
R <sup>2</sup>	0,057	0,58	0,46

Tabelle 3: Zusammenhang zwischen Erosionsgeschwindigkeit der Rillenköpfe und des Durchflusses bei unterschiedlichen Lagerungsdichten; R=Korrelationskoeffizient; R<sup>2</sup> Regressionskoeffizient

Ld [g·cm <sup>-3</sup> ]	1,29	1,35	1,45
R	0,48	0,89	0,54
R <sup>2</sup>	0,32	0,79	0,29

Zusammen mit der Erosionsgeschwindigkeit der Rillenköpfe stieg die Sedimentkonzentration im Abfluss an. Dabei war die Sedimentkonzentration umso höher, je mehr Wasser auf die Bodenoberfläche geleitet wurde (Abb. 3).

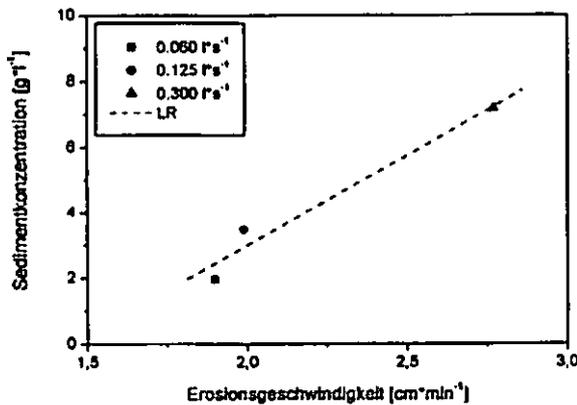


Abbildung 3: Einfluss der Erosionsgeschwindigkeit der Rillenköpfe auf die Sedimentkonzentration im Abfluss unter verschiedenen Durchflüssen (R: 0,98; R<sup>2</sup>: 0,96)

**Diskussion**

Im Vergleich zur Flächenerosion wird durch Rillenerosion ein Vielfaches an Sediment mobilisiert und verlagert. Eigene Versuche zeigten dabei Zunahmen um bis zu 2000%. Die Sedimentkonzentrationen im Abfluss waren dabei von der Anzahl und der Erosionsgeschwindigkeit der Rillenköpfe abhängig.

Zunehmende Durchflüsse erhöhten einerseits die Erosionsgeschwindigkeit der Rillenköpfe durch lokal steigende Fließgeschwindigkeiten (Giménez & Govers, 2001). Andererseits bedingten steigende Durchflüsse im Gerinne eine Verringerung der Rillenzahl. Die Verringerung der Rillenbildung durch steigende Durchflüsse könnte durch hohe Erosionsraten verursacht worden sein, welche die morphologische Ausbildung von Rillenköpfen und Rillen nicht zuließ. Tackmann et al. (2005) beobachteten dagegen eine Zunahme an Rillen bei höheren Durchflüssen in einem größeren, naturnaheren Gerinne. Nicht auszuschließen ist daher ein möglicher Einfluss der Gerinnedimension auf die experimentelle Simulation von Rillenerosion.

Ein Kompensationseffekt wurde zwischen der Lagerungsdichte und der Anzahl an Rillenköpfen unabhängig

vom Durchfluß beobachtet (Abb. 1). Einerseits standen höhere Lagerungsdichten der Eintiefung in den Boden und damit dessen Erosion entgegen. Dies hätte eine Verringerung der Rillenzahl zur Folge haben müssen. Andererseits wurde jedoch durch zunehmende Lagerungsdichte die Oberflächenrauigkeit (Formrauigkeit) vermindert, welches erhöhte Fließgeschwindigkeiten provozierte (Parker et al., 1995). Die Transportkapazität des Abflusses und der Sedimentaustrag stiegen damit an. Die durch verringerte Oberflächenrauigkeit verursachte Fließgeschwindigkeitszunahme kompensierte somit die Abnahme der Rillenhäufigkeit. Die Anzahl an Rillen blieb daher mit zunehmender Lagerungsdichte konstant. Bereits Parker et al. (1995) schlussfolgerten, dass die Fließgeschwindigkeit des Abflusses die Erodierbarkeit stärker beeinflusst als die Lagerungsdichte. Das konnte durch eigene Messungen bestätigt werden.

Steigende Fließgeschwindigkeiten durch höhere Lagerungsdichten und zunehmenden Durchflüssen bewirkten zudem steigende Erosionsgeschwindigkeiten der Rillenköpfe. Bennett et al. (2000) zeigten dagegen, dass die rückschreitende Erosionsgeschwindigkeit der Rillenköpfe für unterschiedliche Durchflüsse konstant ist. Das konnte in dieser Arbeit nicht bestätigt werden.

Steigende Erosionsraten mit zunehmenden Durchflüssen wurden u. a. von Giménez & Govers (2001), Alberts et al. (1975) und Cochrane & Flanagan (1996) nachgewiesen, welches sich mit eigenen Ergebnissen deckt.

**Schlussfolgerung**

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, dass sich die Anzahl an Rillenköpfen mit steigendem Durchfluss verringerte. Dagegen wirkten sich höhere Durchflüsse beschleunigend auf die Erosionsgeschwindigkeit der Rillenköpfe aus.

Die Lagerungsdichte selbst hatte keinen erkennbaren Einfluss auf die Anzahl der Rillenköpfe. Höhere Lagerungsdichten verringerten jedoch die Oberflächenrauigkeit des Bodens, welches zunehmende Fließgeschwindigkeiten zur Folge hatte. Dadurch erhöhte sich innerhalb der untersuchten Lagerungsdichten von 1,2 – 1,5 g·cm<sup>-3</sup> die Erosionsgeschwindigkeit der Rillenköpfe.

**Literatur**

Alberts, E.E., Moldenhauer, V., Foster, G.R. (1975): Soil Aggregates and primary particles transported in rill and interrill flow. SSSAJ 44, 590-594.  
 Bennett, S.J., Prasad, S.N., Römkens, M.J.M (2000): Experiments on headcut growth and migration in concentrated flows typical of upland areas. Water Resources Research 36, 1911-1922.  
 Bryan, R.B. (1990): Knickpoint evolution in rillwash. Catena supplement 17, 111-132.  
 Cochrane, T.A., Flanagan, D.C. (1996): Detachment in a simulated rill. Transactions of the ASAE 40, 111-119.  
 Gimenez, R., Govers, G. (2001): Interaction between bed roughness and flow hydraulics in eroding rills. Water Resources Research 37, 791-799.  
 Merritt, E. (1984): The identification of four stages during microrill development. Earth surface processes and landforms 9, 493-496.  
 Parker, D.B., Michel, T.G., Smith, J.L. (1995): Compaction and water velocity effects on soil erosion in shallow flow. Journal of irrigation and drainage engineering 121, 170-178.  
 Tackmann, R., Hieke, F., Horlacher, H.-B., Schmidt, J. (2005): Hydraulische Modellversuche zur Rillenerosion kohäsiver Boden. In press

**Die 10 Hauptbedrohungen der (semi-) terrestrischen und (semi-)subhydrischen Böden- insbesondere durch den Ernährungsbereich -und ihre Vermeidung durch die aktuelle und zukünftig notwendige integrierte Gesetzgebung**

K. Isermann\*)

Nur in der Pedosphäre interagieren mit der Lithosphäre, Atmosphäre, Hydrosphäre und Biosphäre alle 5 Umweltbereiche. Deshalb kommt

den Böden und dem Bodenschutz eine zentrale Bedeutung beim Umweltschutz zu. Von den in der Tab. 1 aufgeführten 10 Hauptbedrohungen der (semi-)terrestrischen und (semi-)subhydrischen Böden werden 9 Bedrohungen auch wesentlich durch den Ernährungsbereich verursacht. Der Ernährungsbereich beinhaltet die Landwirtschaft mit Pflanzen- und Tierernährung, die Humanernährung sowie den Abwasser- und Abfallbereich. Wesentlich ist hierbei die Schlussfolgerung: „Keine gesunden Böden ohne gesunde Ernährung!“ und „Ohne gesunde Böden keine gesunde Ernährung!“

**Tab. 1: Soil degradation:**

**The main 10 threats both on (semi-)terrestrial soils (TS) and (semi-)subhydric soils (SS) also in the EU, ...of them:**

**I ) 9 main threats (X) are caused essentially also by the system nutrition: Agriculture with plant and animal nutrition, human nutrition, waste and waste water management**

**II ) 7 main threats (X) with direct impacts on nutrient dynamics in river basins and oceans (100%) the last one globally representing estuaries (0,4%), shelf (15,2%) and sea (84,4%) respectively [Isermann and Isermann (2004), Robert and Nortcliff (EUROSOIL 2004, Montanarella 2004)]**

**A) SOIL CHEMISTRY:**

- 1. (X) (X) Soil organic matter (SOM): a) Decline (TS + SS)<sup>1)</sup> → Emissions ("Release") C, N, P, S
- 2. (X) (X) Eutrophication: b) Enrichment (TS+ SS) → Sequestration / Accumulation ("Retention") C, N, P, S
- 3. (X) (X) Acidification /Leaching of nutrients (TS): C, N, S, Ca, Mg, K, (Na)<sup>1)</sup>
- 4. (X) Salinisation (TS): Accumulation of soluble salts of Na, Mg, Ca<sup>1)</sup>
- 5. (X) Contamination: Local and diffuse (TS+SS): Heavy metals and xenobiotics

**B) SOIL PHYSICS:**

- 6. Soil sealing by infrastructure and housing (TS)
- 7. (X) (X) Compaction (TS)
- 8. (X) (X) Erosion and sedimentation by water and wind (TS+SS)<sup>1)</sup>
- 9. (X) (X) Floods and landslides (TS+SS)<sup>1)</sup>

**C) SOIL BIOLOGY:**

- 10. (X) (X) Decline in soil biodiversity (TS+SS)<sup>1)</sup>

<sup>1)</sup> 6 main threats triggered also by climate change and ozone depletion caused by reactive compounds of C, N and S

re0821

Mit Ausnahme der Agenda 21 von Rio (1992) befasst sich die aktuelle (inter-)nationale Umweltschutz-Gesetzgebung nur isoliert mit einzelnen Verursacherebenen und/oder Umweltbereichen auf zudem nur in unzureichender und sogar contraproductiver Weise: So tolerieren z.B. die EU-Nitratrichtlinie (1991) und der Entwurf der EU-Grundwasserrichtlinie (2003) trotz längst widerrufenen(in-)direkter humantoxikologischer Wirkung von Nitrat wie (Magen-)Krebs und Methämoglobinämie (Addiscott and Benjamin 2004) immer noch maximale NO<sub>3</sub>-Gehalte von 50 mg NO<sub>3</sub>/l (≅ 11,3 kg NO<sub>3</sub>-N) im Grundwasser und damit die Einspeisung von NO<sub>3</sub> in die Flüsse mit dem 2-4fachen ihrer gegenwärtigen NO<sub>3</sub>-Gehalte, ungeachtet ihrer NO<sub>3</sub>-Frachten, die hieraus resultieren (Tab. 2) und dadurch bewirkter N-Eutrophierung der

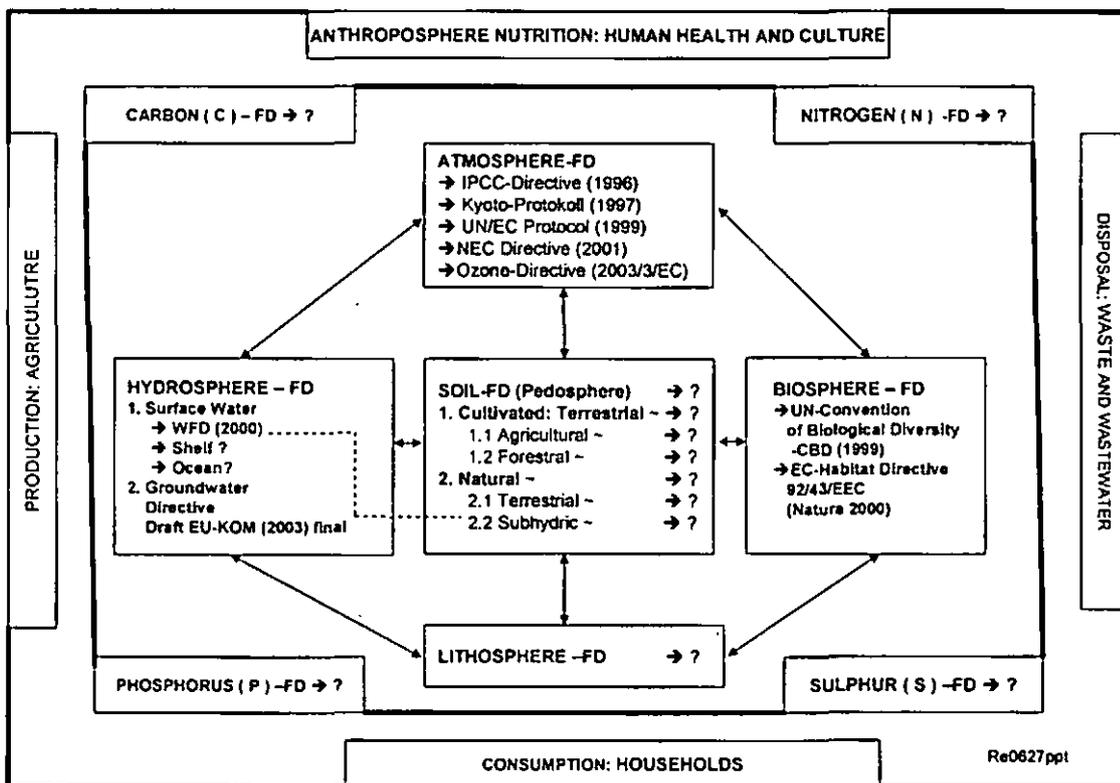
Meere. Es bedarf also vor dem Hintergrund einer nachhaltigen Landnutzung einer integrierenden Bodenrahmenrichtlinie, in welcher Rahmenrichtlinien für die Atmosphäre, Hydrosphäre mit Grundwasser- und Oberflächengewässer, Lithosphäre sowie Biosphäre einschließlich Anthroposphäre eingeschlossen sind, insbesondere hinsichtlich der Hauptnährstoffe C, N, P und S, der Kontaminanten sowie Xenobiotica (Fig. 1). Ein wichtiger Schritt hierzu ist die EU Thematic Strategy for Soil Protection (2002, Robert and Nortcliff, EUROSOIL 2004), insbesondere mit dem Schwerpunkt „Umwelt und Landwirtschaft“. Die hier dargestellten Ergebnisse und Schlussfolgerungen sind aus den EU-RP-5- Projekten daNUbs (EVK1-CT-2000-00051/2-2001/1-2005) und BIONIRS (QLK5-CT-2002-71355/5-2003/4-2005) gewonnen worden.

\*) Büro für nachhaltige Land(wirt)schaft und Agrikultur – BNLA, Heinrich-v.-Kleist-Strasse 4, 67374 Hanhofen; Tel./Fax:06344/2983/9372 e-mail: isermann.bnla@t-online.de

**Tab. 2: Present international → and i.e. national legislation in the total nutrition system of agriculture with plant and animal nutrition, human nutrition, waste and waste water management referring - to environmental spheres Pedosphere, Hydrosphere, Atmosphere and Biosphere (Lithosphere not considered) - as well as to the nutrients involved Carbon (C), Nitrogen (N), Phosphorus (P) and Sulphur (S)**

Environmental spheres	Pedosphere (Soil)	Hydrosphere (Water)	Atmosphere (Air)	Biosphere (Flora and fauna)
Nutrients involved	C, N, P, S	C, N, P, S	C, N, S	C, N, P, S
Nutrition System	Agenda 21 of Rio (1992) vs Agenda 2000 EU (1999)			
Agriculture with Plant nutrition and animal nutrition	<ul style="list-style-type: none"> <li>• EU communication on soil protection (2002) : Thematic strategy for soil protection → DE: Soil regulation (1999) → OE: ÖPUL (2000)</li> <li>• EC Cross compliance /modulation 1782/2003 (CAP) → DE: Direktzahl Verpf. V (draft 2004)</li> <li>→ OE: Invekos-Ums VO (draft 2004)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Drinking water directive (98/83 EU)</li> <li>• Nitrates directive (CD 91/676/EC) → DE: Düngeverordnung (1996) Draft (2004)</li> <li>→ AT: ÖPUL (2000) Nitraktionsprogramm (2003)</li> <li>→ NL: MINAS (1998/2006)</li> <li>• Draft Groundwater Directive (KOM /2003, 550 final)</li> <li>• Water Framework Directive (2000/60EC)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kyoto-Protocol (1997)</li> <li>• IPCC Directive 96 / 61 / EC Integrated pollution prevention and control (1996)</li> <li>• UN/EC Protocol (1999)</li> <li>• NEC-Directive 2001/81/EC</li> <li>• Ozone Directive (2003/3/EC) → DE: <ul style="list-style-type: none"> <li>- Artikelgesetz (2001)</li> <li>- 4. BimSchV. (2001)</li> <li>- Baugesetzbuch § 201 (2004)</li> </ul> </li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• UN-Convention of Biological Diversity (CBD/1999)</li> <li>• E_Habitat Directive 82/43/EEC (Natura 2000)</li> <li>• EU-ICZM</li> <li>• Recommendation (30.05.2002)</li> </ul>
Human nutrition	Recommendations daily intake: Reference values for: energy, protein, fat, (carbohydrates) and their shares of animal food as well as for meat 1. EURODIET (2000): EU population goals for nutrients and features and lifestyle consistent with the prevention of major public health problems in Europe 2. DACH (2001) National reference values in DE, AU, CH (approximately consistent with EURODIET 2000) 3. Präventionsgesetz (Germany 2005)			
Waste and waste water management	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Sewage sludge directive CD 86/278 / EEC</li> <li>• Urban wastewater directive CD 75/442/EEC</li> <li>• Landfill directive CD 1999/31/EC</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bathing Water Directive 76/160/EEC</li> <li>• Urban wastewater directive (UWWD-91/271/EEC, version RL 98/15) EC</li> <li>• Water Framework Directive 2000/60 / EC</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Incineration Directive 2000/79 / EC</li> </ul>	Re0626

**Fig. 1: Existing (→) and needed (→?) Framework Directives (FD) in the anthroposphere nutrition on the fundamentals of the Agenda 21 of Rio (1992) and related to the main nutrients C, N, P, S, (fossil) energy and contaminants (i.e. heavy metals, xenobiotics)**



**Literatur**

Addiscott, T. and N.Benjamin (2004): Nitrate and human health. Soil Use and Management, 20,98-104.  
 Montanarella, L.(2004): European Union Thematic Strategy for Soil Protection. Paper on EUROSOIL (2004),

14 p. Robert, M. (2004): Soil Protection in Europe: Towards a soil directive framework. EUROSOIL (2004), Abstracts 19-20

## **Einfluss einmaliger Befahrung mit einem 6-reihigen Zuckerrübenroder auf den Unterboden bei differenzierter Bodenbearbeitung**

H.-J. Koch, O. Tomanová und H. Heuer

### **Einleitung**

In den vergangenen Jahrzehnten haben die Fahrzeugmassen von Traktoren, selbstfahrenden Arbeitsmaschinen und Transportfahrzeugen und damit auch die Radlasten stark zugenommen. Der Einsatz solcher Maschinen bei ungünstigen Bedingungen (z.B. hoher Bodenfeuchte) kann zu Veränderungen des Bodengefüges führen. Es ist zu erwarten, dass sich Böden mit nur flach lockernder Festbodenmulchwirtschaft (FBMW) im Vergleich zu gepflügten Böden (Lockerbodenwirtschaft = LBW) gegenüber mechanischer Belastung als unempfindlicher auszeichnen.

Vor diesem Hintergrund wurde in einen Bodenbearbeitungsdauerversuch ein Befahrungsversuch integriert, um den Einfluss einmaliger Befahrung auf den Eindringwiderstand, die Luftkapazität und die pneumatische Leitfähigkeit im Unterboden bei langjährig differenzierter Bodenbearbeitung (BB) zu quantifizieren.

### **Material und Methoden**

Der „Systemversuch Bodenbearbeitung Harste“ liegt in der Nähe von Göttingen auf einer lössbürtigen pseudovergleyten Parabraunerde (Ut3). Der Versuch ist auf drei benachbarten Feldern (Fruchtfolge Zuckerrübe, Weizen, Gerste) jeweils als zweifaktorielle Spaltanlage (Haupt-einheit: BB, Untereinheit: einmalige Befahrung) mit vier Wiederholungen angelegt. Bis 1991 wurde das Versuchsfeld einheitlich nach dem Verfahren LBW (30 cm tief gepflügt) bearbeitet. Seit 1992 ist die BB in LBW und FBMW (bis 10 cm tief gegrubbert) differenziert. In beiden Verfahren wurde der Boden nach der Zuckerrüben-ernte jeweils im Herbst der Jahre 2001 (Feld 2), 2002 (Feld 1) und 2003 (Feld 3) einmalig mit einem 6-reihigen Köpfrödebunker (KRB) befahren (Tab. 1).

Die einmalige Befahrung mit dem KRB erfolgte mit halb befülltem Bunker und ausgehobenem Rodeaggregat (ca. 34 t Gesamtmasse).

Der Reifeninnendruck lag bei 200-300 kPa und die untersuchte Fläche wurde vollständig (Spur in Spur) befahren. Diese Belastung erfolgte zusätzlich zu den üblichen Bewirtschaftungsmaßnahmen mit leichten Versuchsmaschinen (z.B. 2-reihiger gezogener Köpfrödebunker mit ca. 7 t Gesamtmasse). Vom KRB nicht befahrene Varianten dienten als Kontrolle.

Der Eindringwiderstand des Bodens wurde mit einem Penetrologger (Fa. Eijkelkamp, Giesbeek, NL; Messspitze 1 cm<sup>2</sup> Fläche bei 60° Anstellwinkel) im zeitigen Frühjahr gemessen. Aus dem Unterboden (40-45 cm Tiefe) wurden ungestörte Stechzylinderproben genommen und daran die Luftkapazität und die pneumatische Leitfähigkeit (UGT Müncheberg) bei pF 1,8 bestimmt.

Die zeitliche Abfolge der jährlich einmaligen Befahrung mit dem KRB, der verfahrensspezifischen BB und der Untersuchungen im Feld ist in Tab. 1 dargestellt.

*Tab. 1: Versuchsdurchführung. BB = Bodenbearbeitung.*

Datum	Vorgang
14.10.01	Befahrung Feld 2 Bodenfeuchte 16,3 Gew. %
15.10.01	Stechzylinderentnahme Feld 2
17.10.01	Verfahrensspezifische BB
05.03.02	Eindringwiderstand Feld 2
27.11.02	Befahrung Feld 1 Bodenfeuchte 24,6 Gew. %
17.03.03	Verfahrensspezifische BB
27.03.03	Eindringwiderstand Feld 1
17.11.03	Befahrung Feld 3 Bodenfeuchte 23,4 Gew. %
25.11.03	Verfahrensspezifische BB
06.04.04	Eindringwiderstand Feld 3
06.04.04	Stechzylinderentnahme Feld 3

### **Ergebnisse**

In der Tiefe 15-25 cm war der Eindringwiderstand auf Feld 1 und 2 bedingt durch die unterlassene BB im Verfahren FBMW bis 1 MPa größer als im Verfahren LBW (Abb. 1). Auf Feld 3 lag der bodenbearbeitungsbedingte Unterschied bei 0,5 MPa. Ausschließlich auf Feld 2 war der Eindringwiderstand in beiden Verfahren der BB

Institut für Zuckerrübenforschung an der Georg-August-Universität Göttingen  
Holtenser Landstraße 77  
D-37079 Göttingen  
e-mail: [heuer@ifz-goettingen.de](mailto:heuer@ifz-goettingen.de)

durch die Befahrung in 10-30 cm Tiefe geringfügig erhöht.  
 In der Tiefe 40-45 cm war die Wirkung von BB und Befahrung auf die pneumatische Leitfähigkeit und die Luftkapazität gering und statistisch nicht abzusichern (Abb. 2).

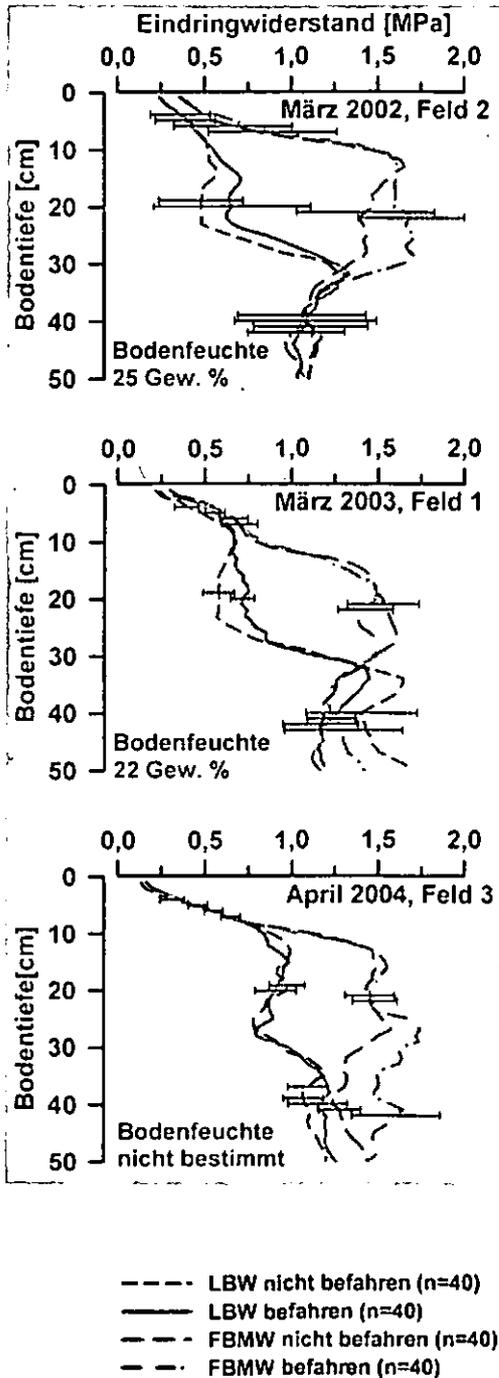


Abb. 1: Einfluss von Bodenbearbeitung und einmaliger Befahrung auf den Eindringwiderstand des Bodens. LBW = Lockerbodenwirtschaft, FBMW = Festbodenmulchwirtschaft.

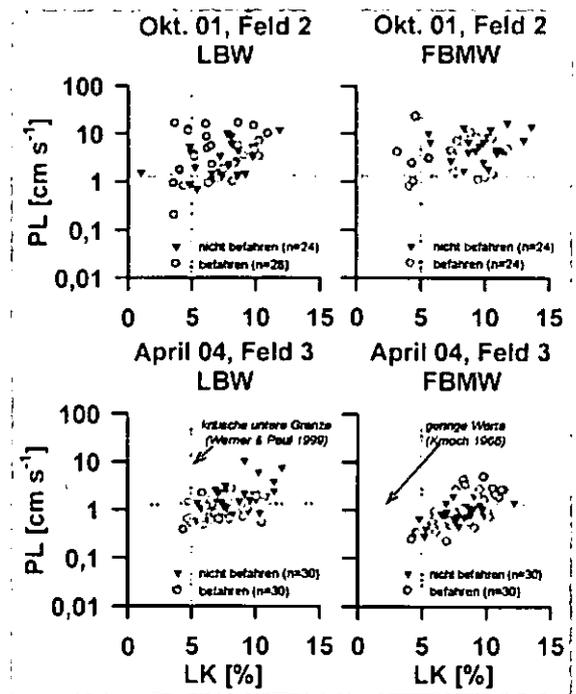


Abb. 2: Einfluss von Bodenbearbeitung und einmaliger Befahrung auf die pneumatische Leitfähigkeit (PL) und die Luftkapazität (LK) bei  $pF$  1,8 in 40-45 cm Tiefe. LBW = Lockerbodenwirtschaft, FBMW = Festbodenmulchwirtschaft.

#### Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Ergebnisse stützen nicht die These, der Unterboden würde durch den Einsatz heute üblicher schwerer Landmaschinen geschädigt (Ehlers et al. 2003). Die einmaliger Befahrung mit einem 6-reihigen KRB muss auch unter feuchten Bodenbedingungen nicht notwendigerweise zu schädlichen Gefügeveränderungen im Unterboden führen (siehe auch Schäfer-Landefeld et al. 2004). Schädliche Gefügeveränderungen infolge kumulativer Effekte wiederholter Überfahrten mit schweren Maschinen über mehrere Jahre sind nicht auszuschließen. Dies wird in nachfolgenden Untersuchungen geprüft.

#### Literatur

- Ehlers, W., Schmidtke, K., Rauber, R. (2003): Änderung der Dichte und Gefügefunktion südniedersächsischer Lössböden unter Ackernutzung. Landnutzung Landentwicklung 44, 9-18
- Knoch, H.G. (1966): Vergleichsmessungen der Luftdurchlässigkeit des Bodens im Freiland und im Labor. Zeitschrift Pflanzenernähr. Bodenk. 111, 10-23
- Schäfer-Landefeld, L.; Brandhuber, R., Fenner, S., Koch, H.-J., Stockfisch N. (2004): Effects of agricultural machinery with high axle load on soil properties of normally managed fields. Soil Tillage Res. 75, 75-86
- Werner, W., Paul, R. (1999): Kennzeichnung der Verdichtungsgefährdung landwirtschaftlich genutzter Böden. Wasser & Boden, 51/12, 10-14

# Erosionsbedingter Nährstoffeintrag in einen Trockenfluss in Südfrankreich (EU-Projekt *tempQsim*)

von

Kretschmer S.\*, Höke S. und Burghardt W.

## Einleitung

Diese Studie ist Teil des EU-Projektes *tempQsim*, das zum Ziel hat, Methoden für eine bessere Bewirtschaftung von Gewässern in mediterranen Flusseinzugsgebieten zu entwickeln. Temporäre Fließgewässer des Mittelmeerraumes sind durch eine Austrocknungsphase im Sommer gekennzeichnet, während der sich in den trockenen Flussbetten organisches Material und Sedimente akkumulieren. Der untersuchte Fluss *La Vène* ist ein periodisches Fließgewässer mit einem 67 km<sup>2</sup> großen Einzugsgebiet in L'Herault, Südfrankreich. Der Bachlauf beginnt mit einer Karstquelle bei 50 m ü.NN und mündet nach 11 km in die Mittelmeerlagune *Etang du Thau*. Das Einzugsgebiet besteht hauptsächlich aus verkarstem Kalkstein und quartären Sedimenten. Hauptbodennutzung ist der Weinanbau. Diese Untersuchung soll eine grobe Abschätzung erlauben, welche Mengen an Nährstoffen und Sedimenten durch das erste Hochflutereignis im Herbst (flash flood) aus dem Flussbett mobilisiert werden und in der Lagune zu einer erheblichen Stoßbelastung führen.

## Material und Methoden

Das Flussbett wurde in voller Länge mehrmals kartiert: Die Sedimentkartierung erfolgte im März 2003 und im März 2005. Die Biomassekartierung erfolgte im August 2004 und im März 2005. Hierbei wurde prozentual abgeschätzt, wieviel Fläche des Flussbettes durch Feinsediment (< 2 mm) bzw. Algen und Moose bedeckt ist.



Abb. 1: Probenahme eines Algen-Moos-Bewuchses auf 0,25 m<sup>2</sup> Flussbettfläche.

Danach wurde das Kartierungsergebnis in Klassen mit 20 %-Schrittweite eingeteilt und dementsprechend beprobt. Die Beprobung des Sedimentes erfolgte immer als Volumenproben (n = 126 Proben) und die Biomasse wurde jeweils flächenbezogen beprobt (n = 18 Proben, Abb. 1).

## Erste Ergebnisse

Aus der Biomassekartierung ergibt sich für das Flussbett eine Gesamtmasse an organisch gespeichertem Stickstoff von 264 kg und Phosphor von 97 kg (Tab. 1).

Tab. 1: N- und P-Massen, die im Flussbett in organischer Form und im Sediment akkumuliert sind.

	P [kg]	N [kg]
Algen und Moos	97	264
nur Algen	62	174
Sediment bis 5 cm Tiefe	286	304

Wie Abb. 2a zu entnehmen ist, bleibt die Moosbiomasse von einer Flutwelle eher unbeeinflusst, während die Algenmasse (Abb. 2b) durch die Flutwelle abtransportiert wird.

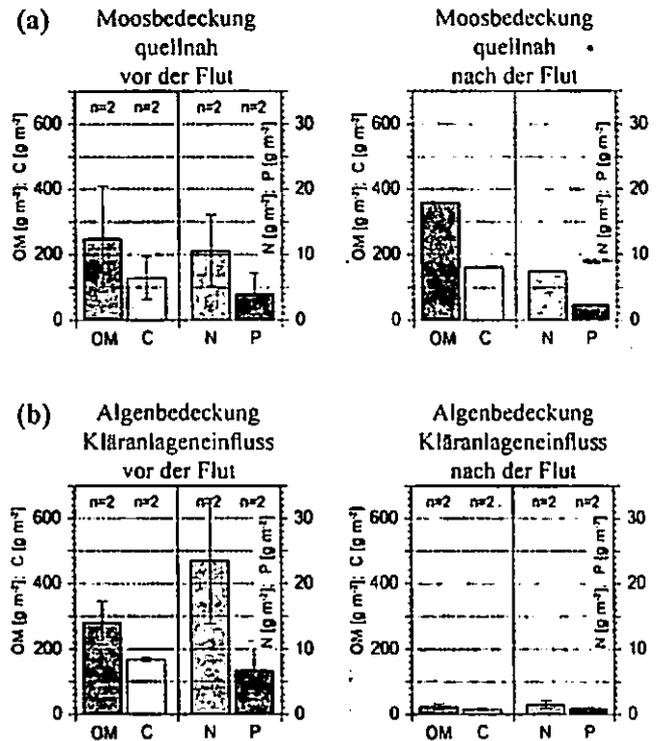


Abb. 2: Speicherung von organischem Material (OM), C, N und P [g m<sup>-2</sup>] jeweils vor und nach der Winterflut,

- (a) in Form von Moosbedeckung im quellnahen Oberlauf des Baches und
- (b) in Form von Algenbedeckung unterhalb einer Kläranlageneinleitung

\* Angewandte Bodenkunde, Biologie und Geografie  
 Universität Duisburg-Essen, 45117 Essen  
 E-Mail: sven.kretschmer@uni-essen.de

Im Oberlauf des Flussbettes ist sehr viel mehr Feinsediment akkumuliert als im mittleren bis unteren Verlauf (Abb. 3). Zum einen führt die stärkere Erosion im Oberlauf zu einem höheren Sedimenteintrag in das Bachbett, zum anderen führt der stärkere Abfluss im mittleren Flussabschnitt zu einer Ausräumung des Bettes durch die Flutwelle. Die Sedimentkartierung ergibt, unter der Annahme einer gleichmäßigen Sedimenttiefe von 5 cm, eine Speicherung von 290 kg P und 300 kg N (Tab. 1).

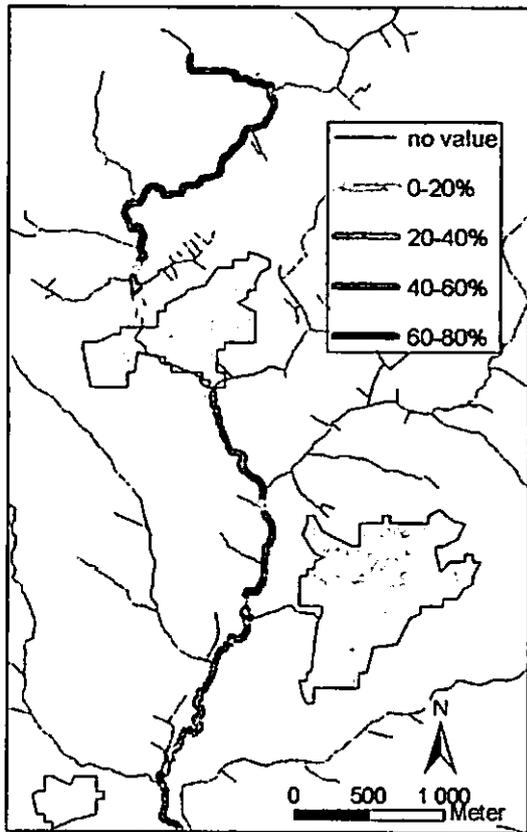


Abb. 3: Prozentuale Bedeckung des Flussbettes mit Feinsediment (< 2 mm).

Tab. 2: Nährstofffracht der ersten Flutwelle am 13. September 2004 und Abschätzung der Anteile aus Niederschlag, Kläranlage, Biomasse, Sediment und Erosion.

	P [kg]	N [kg]
Fracht der ersten Flutwelle (350.000 m <sup>3</sup> Abfluss) [TOUNOUD et al. unveröffentl.]	350	820
Beitrag aus Kläranlagenabfluss [TOUNOUD et al. unveröffentl.]	5	20
Beitrag aus Niederschlagswasser [TOUNOUD et al. unveröffentl.]	~0	340
Beitrag der Algenbiomasse [Kartierung und Analyse im Aug. 05]	62	174
möglicher Beitrag aus Sediment, 0-5 cm Tiefe [Kartierung und Analyse im Aug. 05, vgl. Tabelle 1]	286	304
Beitrag durch Bodenerosion auf Weinfeldern [vgl. LORDICK et al. dieser DBG-Tagungsband]	?	?

### Diskussion

Die Nährstofffracht, die mit der ersten Flutwelle transportiert wird, wird offenbar nur zu einem geringen Teil aus der Kläranlage verursacht. Die (an-)organische Akkumulation von Nährstoffen innerhalb des Flussbettes während der Niedrigwasserperiode spielt daher eine größere Rolle für die Zusammensetzung der ersten Flutwelle. Hierbei sind es offenbar die Algen, welche leicht ausgewaschen werden und zu einer organisch-partikulären Belastung beitragen. Wie hoch die Beiträge durch Resuspension aus dem Sediment bzw. durch Bodenerosion bei Starkregen tatsächlich sind, wird in der aktuellen Studie noch untersucht.

### Schlussfolgerung

- Das Sediment birgt wahrscheinlich eine große Quelle für Nährstofffreisetzung während der ersten Flutwelle.
- Erosionsschutzmaßnahmen auf Weinfeldern sind dringend erforderlich, damit es erst gar nicht zu Bodenabtrag und -eintrag ins Gewässerbett kommt, denn aufgrund der geogen sehr hohen P-Gehalte der Böden im Einzugsgebiet bedeutet jeder Sedimenteintrag auch gleichzeitig eine hohe P-Zufuhr in die Oberflächengewässer.
- Durch Wachstum von Makrophyten (z.B. Moose) im Flussbett kann einen Großteil an Nährstoffen zurückgehalten werden. Hier sollte darauf geachtet werden, dass im Flussbett langlebige und trockenresistente Pflanzen gefördert werden und Algenblüten möglichst verhindert werden. Um das Potenzial der pflanzlichen Nährstoffretention im Flussbett aufrecht zu erhalten, muss die mobile Pflanzenbiomasse regelmäßig aus dem Flussbett entfernt werden.
- Damit die Möglichkeit zur Nährstoffspeicherung im Fließgewässerbett nicht überbelastet wird, muss in jedem Fall die Einleitung der Kläranlagen während der Niedrigwasserphasen reduziert werden.

### Ausblick

- Wie hoch ist die Mobilität von Phosphor im Sediment?
- Wieviel Sediment wird während der ersten Flutwelle tatsächlich ausgewaschen?
- Wie hoch ist die jährliche Akkumulationsrate von Sediment und Biomasse im Flussbett während der Trockenperiode?
- Wieviel Sediment und somit Phosphor und Stickstoff wird durch Erosion in das Flussbett eingetragen?

### Danksagung

Wir danken der Europäischen Kommission für die Finanzierung des Forschungsprojektes *tempQsim* (EVK1-CT-2002-00112).

## Wassererosion in Südost-Mexiko – Status quo – Prognose

J. G. Lopez de Llergo Juárez<sup>1</sup>, V. Geissen<sup>1</sup>,  
C. Kampichler<sup>2</sup>

### 1 Einleitung

In Tabasco, SO-Mexiko, hat in den letzten 60 Jahren eine massive Abholzung von Regenwäldern stattgefunden, um diese Flächen für Rindermast zu nutzen. Tropische Starkregen und hohe Niederschlagsmengen sind charakteristisch für die Region. Folglich ist diese teils flache, teils aber auch hügelige und gebirgige Gegend durch starke Wassererosion gekennzeichnet (Ortiz et al. 1994). Die wenigen Arbeiten, die über aktuelle Bodenverluste existieren, beschreiben gravierende Erosionsraten von bis zu 150 t ha<sup>-1</sup> in hügeligen und gebirgigen Regionen Tabascos (Sanchez et al. 2002). Die letzte Inventur bestehender Erosionsformen in Tabasco wurde 1984 durchgeführt (SARH 1984). Abgesehen von einer auf dem RUSLE-Modell basierten Risikoabschätzung (SEMARNAT 2002) gibt es keine Informationen zum aktuellen Ausmaß der unterschiedlichen Erosionserscheinungsformen in der Region. Ziel der Untersuchungen ist einerseits die Erfassung der aktuellen Erosionsformen (Rillen-, Gullyerosion, Massenversatz, Tunnelerosion, Sinkholes) in ausgewählten Regionen Tabascos. Andererseits untersuchen wir die Möglichkeit, anhand von digital vorliegendem Kartenmaterial mit Hilfe von Klassifikationsbäumen Faktoren zu bestimmen, die ausschlaggebend für die einzelnen Erosionsformen sind.

### 2 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (3500 km<sup>2</sup>) befindet sich in den Gemeinden Teapa, Tacotalpa and Macuspana, Tabasco, SO-Mexico. Ein feuchtropisches Klima mit Niederschlägen zwischen 2500 und 4000 mm a<sup>-1</sup> charakterisiert die Region. 50 % des Untersuchungsgebietes liegt in einer Ebene, mit weniger als 20 m üNN, 43 % ist hügelig (20 bis 300 m üNN) und 7 % sind gebirgig (300 bis 1600 m üNN). In der Ebene dominieren Gleysols und Fluvisols, in den hügeligen und gebirgigen Regionen Luvisols, Vertisols and Leptosols über Sandstein, Schiefer und Kalk. Dominierende Landnutzung ist Grünland (52%), 17 % sind nur noch als Wald genutzt,

4.6 % für Ackerbau und 16 % der Fläche ist mit typischer Vegetation von Feuchtgebieten bewachsen.

### 3 Methoden

In Anlehnung an die DVWK (1996) kartierten wir 2003/04 im gesamten Untersuchungsgebiet lineare Erosionsformen (Rillen < 40 cm Tiefe, Gullys > 40 cm Tiefe) sowie Massenversatz. Außerdem kartierten wir Tunnels und Sinkholes, die durch Karst und/oder Pseudokarstbildung entstanden. Zusätzlich wurden Daten wie Hangneigung, Vegetation, Bedeckungsgrad mit Vegetation und oberflächlichen Steinen aufgenommen. Die Ergebnisse der Geländeaufnahmen wurden in digitale topografische Karten (1:50.000) eingearbeitet und mit Karten zu Geologie, Bodentyp und Niederschlag (1.250.000) verschnitten. Unter Anwendung automatischer Klassifikationsbauminduktion wurden Prognosemodelle erstellt für die Wahrscheinlichkeit des Auftretens der einzelnen Erosionsformen. Diese Klassifikationsbäume wurden unter Einbeziehung aller erhobenen Faktoren und digital vorliegenden Daten (Hangneigung, Vegetation, Bedeckungsgrad, Bodentyp, Geologie, Niederschlag) erstellt.

### 4 Resultate und Diskussion

Im gesamten Untersuchungsgebiet wurden 2045 Manifestationen der verschiedenen Erosionsformen an 1039 Standorten ermittelt. Insgesamt wurden 1122 Sinkholes an 85 Standorten vorgefunden sowie 417 Erosionsrillen an 82 Standorten. Für die anderen Erosionsformen wurde jeweils eine Erosionsform pro Standort ermittelt, 482 Gullys, 392 Standorte mit Massenversatz und 23 Tunnels.

Gullyerosion, Rillenerosion und Massenversatz wurden vorwiegend auf peli-eutric Vertisols und rendzic Leptosols (Tab. 1) über Schiefer-Sandstein (hier nicht dargestellt) vorgefunden. Möglicherweise fördern Saprolite des Ausgangsgesteins Rutschungen und somit Bodenverluste. Als für diese Erosionsformen anfällige Vegetation haben sich *P. notatum*, *B. decumbens* und unkultivierte Standorte erwiesen (Tab. 2). Hauptsächlich treten diese Erosionsformen bei Steigungen zwischen 10 und 30 ° auf (hier nicht dargestellt).

Die durch unterirdische Prozesse entstandenen Sinkholes und Tunnels befinden sich zu 100 % auf rendzic Leptosols (Tab. 1) und sind größtenteils auf Verkarstung zurückzuführen. Alle rendzic Leptosols mit diesen Erscheinungsformen befinden sich auf oligozänen Kalksteinen auf fast ebenem oder leicht ansteigendem Gelände mit Neigungen von weniger als 5° (hier nicht dargestellt). Während die Sinkholes größtenteils unter *C. plectostachyus* auftreten, manifestieren sich Tunnels vorwiegend auf unkultivierten Flächen (Tab. 2). Die Bodenverluste durch Sinkholes und Tunnels werden in

<sup>1</sup> El Colegio de la Frontera Sur, Administración Correos 2, Apartado Postal 1042, 86100 Villahermosa, Tabasco, México, Fax 0052993-3136110, e-Mail: [vgeissen@web.de](mailto:vgeissen@web.de)

<sup>2</sup> Universidad Autónoma de Tabasco, Villahermosa, [christian.kampichler@web.de](mailto:christian.kampichler@web.de)

keiner Weise bei der Risikoabschätzung (SEMARNAT 2002) berücksichtigt.

Tab. 1: Erosionsformen in Abhängigkeit vom Bodentyp (MV = Massenversatz, Tu.= Tunnel)

Bodentyp/ Erosionsform	Gully (%)	Rillen (%)	MV (%)	Sinkh (%)	Tu. (%)	Total (n)
Eutric Fluvisol	1.2	1.7	1.8			14
Eutric Gleysol+ Fibric Histosol	0.2		1.8			8
Mollic Gleysol	0.2		0.5			3
Rendzic Leptosol	52.3	54.4	51.7	100	100	593
Cromic Luvisol	1.2	1.7	5.1			27
Eutric Vertisol	7.5	15.8	8.9			80
Peli-eutric Vertisol	27.0	22.8	26.8			248
n. d.	10.4	3.6	3.4			66
Total (n)	482	57	392	85	23	1039

Tab. 2: Erosionsformen in Abhängigkeit von der Vegetation

Vegetation/ Erosionsform	Gully (%)	Rillen (%)	MV (%)	Sinkh (%)	Tu. (%)	Total (n)
Unkultiviert	17.8	14.0	23.7	2.3	65.2	204
Ohne Vegetation	0.21		0.76			4
Sekundärwald					13.0	3
<i>Cynodon dactylon</i>	0.42					2
<i>Eleusine indica</i>	1.4	1.7	1.8			15
<i>Cynodon plectostachyus</i>	7.1	5.3	4.8	88.2	21.7	136
<i>Pennisetum ssp.</i>	0.21	3.5	0.25			4
<i>Brachiaria humidicola</i>			0.76	2.3		5
<i>Hyparrhenia rufa</i>	1.4					7
Mais				7.0		6
<i>Paspalum notatum</i>	32.0	47.3	36.0			322
<i>Brachiaria decumbens</i>	29.0	24.5	27.5			262
<i>Paspalum virgatum</i>			1.02			4
n.d.	10.5	3.7	3.31			65
Total (n)	482	57	392	85	23	1039

Für das Auftreten von Sinkholes und Tunnels konnten sehr gute Prognosemodelle angepasst werden mit einem Cohen's Kappa Wert von 0.82 (=sehr gut). Beispielhaft ist das Modell für Sinkholes in Abb. 1 dargestellt. Sinkholes werden nur dort prognostiziert, wo rendzic Leptosols auf oligozänen Kalksteinen auftreten. Für die Vorhersage der linearen oberflächlichen Abtrageformen ließen sich mit den vorhandenen Daten keine ausreichend gut angepassten Prognosemodelle erstellen (Cohen's Kappa Wert: 0.37). In Folgeuntersuchungen werden weitere Faktoren erhoben, um auch diese Abtragsformen hinreichend prognostizieren zu können.

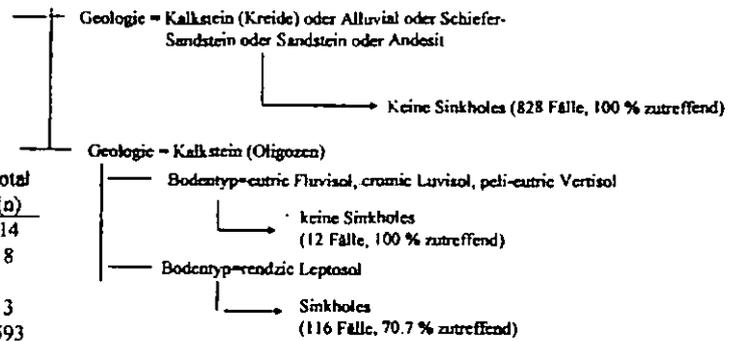


Abb. 1: Prognosemodell für das Auftreten von sinkholes in dem Untersuchungsgebiet

### 5 Schlussfolgerungen

Abweichend von Bodenabtragsvorhersagen (RUSLE) ist das Untersuchungsgebiet in weiten Teilen stark von Bodenabtrag beeinträchtigt. Insbesondere die Sinkhole-Ausbildung auf rendzic Leptosols auf oligozänen Kalksteinen sind bislang unberücksichtigt geblieben. Bodenschutzmaßnahmen sind dringend erforderlich. Prognosemodelle sind in ausreichender Genauigkeit erstellbar für das Auftreten von Sinkholes und Tunnels. Oberflächliche Abtragsformen sind mit den bisher vorhandenen Datensätzen jedoch bisher nur unzureichend prognostizierbar.

### 6 Danksagung

Wir danken SEDAFOP, Tabasco für die finanzielle Unterstützung.

### 7 Literatur

DVWK, 1996. Bodenerosion durch Wasser – Kartieranleitung zur Erfassung aktueller Erosionsformen. Merkblätter zur Wasserwirtschaft 239/1996. Ed. Kommissionsvertrieb Wirtschafts- und Verlangsgesellschaft Gas und Wasser mbH. Bonn. Hensinger, Hamburg. 62 pp.

Ortiz, S.M., Anaya, G., Estrada, B.W., 1994. Evaluación, Cartografía y Políticas Preventivas de la Degradación de la Tierra. Colegio de Postgraduados, Chapingo, México. 161 pp.

Sánchez E. D., Cámara C. J., López J., Flores B. R., 2002. Manejo y conservación de suelos para prevenir la erosión hídrica y la pérdida de minerales de importancia ganadera en la región del trópico-húmedo de Tabasco. In: *Memorias del primer simposio sobre minerales de importancia ganadera en Tabasco*. Ed. INIFAP- ISPROTAB. Villahermosa, Tabasco, México. 135 pp.

SARH 1984: Estudio agrológico de reconocimiento del Distrito de Temporal I, Villahermos, Tabasco. 100pp.

SEMARNAT 2002: Evaluación de la degradación del suelo causada por el hombre en la republica Mexicana (I: 250.000). Memoria nacional. 69 pp.

## Erosionsableitungen durch Kupferaustrag auf einem Weinfeld in Südfrankreich

von

Astrid Lordick\*, Kretschmer S., Höke S., Burghardt W.

### Einleitung

Das Untersuchungsgebiet liegt in Südfrankreich, südwestlich von Montpellier (Region Languedoc-Roussillon). Ein Weinfeld, mit ca. 30 Jahre alten Rebstöcken bebaut, wurde auf Cu- und Nährstoffgehalte untersucht. Vor der Pflanzung der Rebstöcke wurde das Feld bis in ca. 50 cm Tiefe umgebrochen und der Oberboden durchmischt. Mit dem Wissen über die Umbruchtiefe und -zeit, der Lagerungsdichte und einem signifikanten Sprung im Tiefenverlauf der Cu-Gehalte sollen Aussagen über die Erosion getroffen werden.

Die Untersuchung erfolgt in Anlehnung an das EU-Projekt tempQsim, in dem es um den Nährstoffeintrag in Lagunen durch periodisch trockenfallende Fließgewässer geht (vgl. Beitrag Kretschmer S.).

### Material und Methoden

Auf einem nach Nordosten ausgerichteten Hang wurden 17 Profile bis zu 80 cm Tiefe volumetrisch beprobt. Das Raster der Profilanlage erfolgte in Hangneigungsrichtung.

- Bodenansprache: BODENKUNDLICHE KARTIERANLEITUNG (1994)
- Cu- Gehalte: DIN ISO 11466 (03.95)
- Gesamtphosphatgehalte: Veraschung (550°C), Extraktion (0,5 M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), Photometrie (Molybdän-blau)
- Carbonate: SCHEIBLER-FINKENER-Apparatur (SCHLICHTING et al. 1995)
- C/N/S: Element- Analyser (Euro-EA)
- Leitfähigkeit: nach DIN ISO 11265; (06.97)
- Korngröße: DIN ISO 11277; (06.96), ohne Carbonatzerstörung

### Ergebnisse

Kupfer ist als Tracer für Erosion auf der Untersuchungsfläche gut geeignet.

- Die pH-Werte (CaCl<sub>2</sub>) der Profile liegen zwischen 7,2 und 7,9. Kupferionen werden allgemein erst bei pH 4,5 mobil. Bei diesen hohen pH-Werten reagieren die Kupferionen relevant nur zu CuCO<sub>3</sub> bzw. Cu<sub>3</sub>(OH)<sub>2</sub>(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> (LINDSAY 1979). Damit ist ein Kupfertransport durch chemische Lösungsvorgänge minimiert. Dies könnte erklären, warum Kupfergehalte und Mittelschlufffraktion korrelieren, da die Korngrößenfraktionierung ohne Carbonatzerstörung erfolgte.
- An den Kupfergehalten in den Profilen sind sowohl die Kolluvien erkennbar (Abb. 1, z.B. Profil 11), als auch aktuelle Erosion (Abb. 1, z.B. Profil 6). Stickstoff zeigt ein ähnliches Verteilungsbild wie Kupfer (Abb. 2). Durch die Cu- und N- Tiefenverteilung wird auch deutlich, dass es sich bei Profil 3 um ein gekapptes Profil handelt (Abb. 1 & 2). Diese Beobachtung zieht sich die nächsttieferen Profilerie hangabwärts durch. Der Kupfersprung erfolgt in der oberen Reihe in 22 cm, in der nächsttieferen Reihe in 30 cm Tiefe (Profil 3 & 8). In den darunter liegenden Reihen ist dieser Sprung nicht mehr zu beobachten. Auffällig sind hier die in Relation zum Rest des Feldes geringen Cu-Werte (Abb. 1, Profil 16, 17 & 13).
- Da vor der Bepflanzung das Feld 50 cm tief zur Entfernung der alten Weinstöcke umgebrochen wurde, muss theoretisch der Boden bis in diese Tiefe weitgehend gleichmäßig durchmischt sein. Liegt dieser Umbruch in geringerer Tiefe vor, sollte der Bereich darüber erodiert sein. Am Hangfuß dieser Reihe ist ein Abbruch in das dortige Fließgewässer mit Beton verfüllt worden. Die geringen Cu-Gehalte im mittleren und unteren Feldbereich sind ein Hinweis darauf, dass es sich um einen wieder verfüllten Gully handeln könnte. Dieser muss nach dem letzten Tiefenumbruch und entweder vor dem Neubesatz mit jungen Weinstöcken oder kurz danach stattgefunden haben, da die Weinstöcke aktuell alle ein Alter von etwa 30 Jahren haben.

\* Universität Duisburg-Essen, Biologie & Geografie  
Angew. Bodenkunde, 45117 Essen,  
astrid-lordick@uni-essen.de

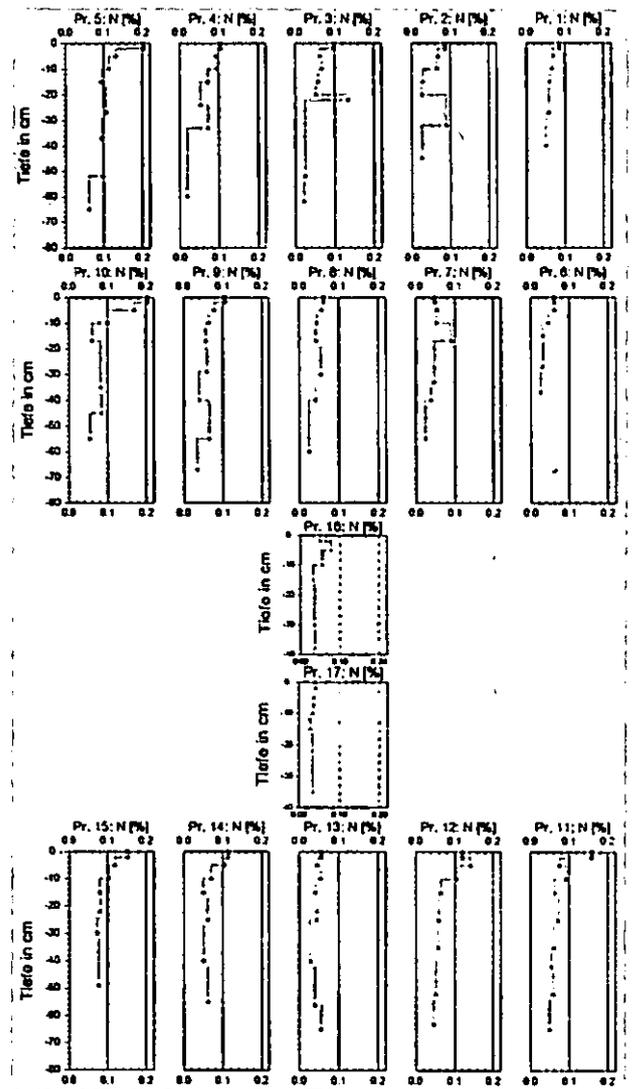
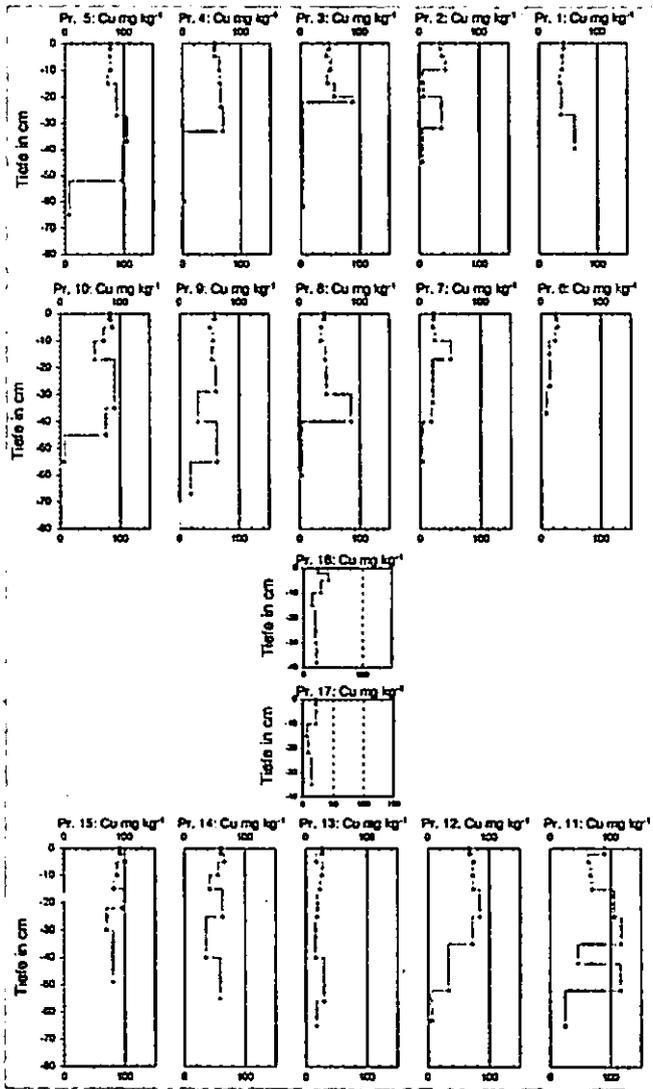


Abb. 1: Kupferverteilung im Feld

Abb. 2: Stickstoffverteilung im Feld

- Die  $P_{total}$ -Werte lassen sich für Erosionsinterpretationen nicht heranziehen, da der Boden eine geogen bedingte Schichtung unterschiedlich hoher Phosphatkonzentrationen aufweist.

### Ausblick

Mit der Einschätzung der Erosion soll ermittelt werden, wie viel Feststoff und daran gebundene Nährstoff- und Kupfermengen in das am Hangfuß gelegene, periodisch trockenfallende Fließgewässer transportiert werden.

### Literatur

- SCHLICHTING, E., H.-P. BLUME, K. STAHR (1995): Bodenkundliches Praktikum, 2. neubearbeitete Auflage, Blackwell, Berlin.  
 LINDSAY, W. L. (1979): Chemical equilibria in soils, John Wiley & Sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto

### Danksagung

Wir danken der Europäischen Kommission für die Finanzierung des Forschungsprojektes tempQsim (EVK1-CT-2002-00112).

# Ist die Immobilisierung von Schadstoffen durch Bodenzusätze ein geeignetes Sanierungsverfahren für belastete Gartenböden?

Ingo Müller & Bernd Marschner

## Einleitung

In den Ballungsgebieten NRWs finden sich flächenhafte, aber eher mäßige Schadstoffbelastungen in Kulturböden, die aber vielerorts die Prüf- und Maßnahmenwerte der BBodSchV überschreiten und Handlungsbedarf aufzeigen. In 2003 startete ein Forschungsvorhaben zur Abschätzung der Möglichkeiten und Grenzen der Immobilisierung durch Bodenzusätze. Schwerpunkte des Vorhabens bilden Untersuchungen zur Schadstoffmobilität im Boden und zu Konzentrationen in Pflanzen.

## Material und Methoden

Zwei mit Schwermetallen belastete Kleingartenanlagen in Wuppertal und Duisburg wurden für die Untersuchungen ausgewählt (Tab. 1). In einem ersten Screening mit Boden der Kleingartenanlage Feierabend wurden mittels 1 M NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-Extrakt potentiell geeignete Bodenzusätze [vgl. 1] in einer Aufwandmenge von 1 Gew.-% auf ihre Eignung im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle (KO) untersucht: Kalk (CA), Wasserwerksschlamm (WS), Rotschlamm (RS), Manganoxid (MNOX), gefriergetrockneter WS (WSL), Triple Super Phosphat (TSP / P), Bentonit (BENT), Metasorb<sup>®</sup> (MESO), Zeolite (ZEO 2, 5, 6), Zeolit-Humuskomplex (ZEOHUM), Tonmehle (TON1, 3), Kiesschlamm (KIES), Mergel (MERGL), TMT15-Trimercaptotriazin<sup>®</sup> (TMT (pH 11,5) und TMT-S (pH 8)), technisches Eisenoxid aus der Stahlerzeugung (FEOX1), Eisensulfat (FESO4), Mangansulfat (MNSO4) und Eisenschrot (FE).

Tab. 1: Kenndaten der Standorte

	Feierabend	Varresbeck
Bodenart	SI3	SI2
pH	6,6 ± 0,1	6,7 ± 0,1
KW - As [mg kg <sup>-1</sup> ]	20,7 ± 3,3	46,1 ± 9,4
KW - Cd [mg kg <sup>-1</sup> ]	12,3 ± 1,7	2,51 ± 0,24
KW - Pb [mg kg <sup>-1</sup> ]	548 ± 42	1015 ± 556
KW - Zn [mg kg <sup>-1</sup> ]	1550 ± 140	748 ± 123
AN - As [µg kg <sup>-1</sup> ]	98 ± 38	63 ± 5
AN - Cd [µg kg <sup>-1</sup> ]	41 ± 9	< 2
AN - Pb [µg kg <sup>-1</sup> ]	< 25	< 25
AN - Zn [µg kg <sup>-1</sup> ]	2360 ± 930	990 ± 450

KW: Königswasserextrakt  
AN: 1 M NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-Extrakt

Anhand der Ergebnisse des Screenings (Abb. 1) wurden die Bodenzusätze für die Untersuchungen im Freiland ausgewählt. Es wurden folgende Bodenzusätze auf je 2 m<sup>2</sup> in 30 cm Tiefe eingebracht:

Feierabend: 3 Gärten je KO, WS, MESO  
3 Gärten je KO, P+WS, P+MESO

Varresbeck: 3 Gärten je KO, MESO, ZEO  
3 Gärten je KO, P, P+WS

An drei Terminen wurden Bodenproben zur Bestimmung der Schwermetallmobilität entnommen und als Versuchspflanze wurde Kopfsalat angebaut.

## Ergebnisse

Im Screeningversuch zeigten die Zusätze einen deutlichen Einfluss auf die Mobilität. Die Gabe von Fe-Oxiden hatte in der Regel eine Verminderung mobilen As-Gehalte um etwa 50 % zur Folge. Der Zusatz von TSP bewirkte eine deutliche Versauerung von pH 6,7 auf pH 6,1, die allerdings nicht mit einem zu erwartenden starken Mobilitätsanstieg für Cd und Zn einherging. Beobachtet wurde hingegen eine Zunahme der As-Mobilität, über die andere Autoren bereits berichteten [2].

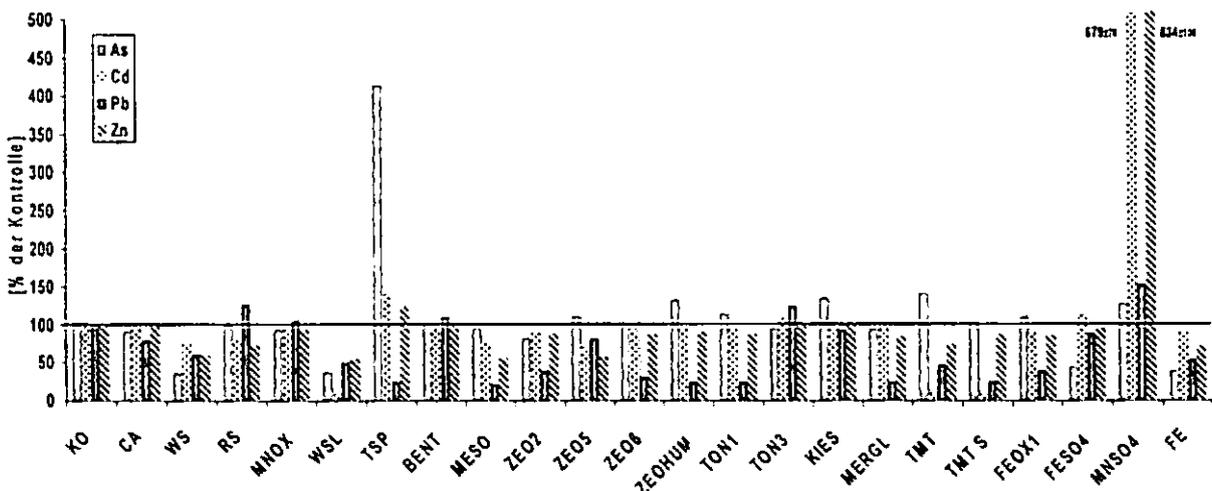


Abb. 1: Relative Mobilitätsveränderung von As, Cd, Pb und Zn im Boden der Kleingartenanlage Feierabend aufgrund verschiedener Bodenzusätze bei einer Aufwandmenge von 1 Gewichts-%.

In Hinblick auf Cd wiesen Zusätze von WSL bzw. TMT eine besonders starke Verminderung der mobilen Gehalte um mehr als 80 % auf. Die Verminderung der Mobilität von Zn um 25-35% durch den Zusatz von WS, WSL, MESO oder ZEO5 war nicht so ausgeprägt wie für Cd. Die hohe Varianz der Daten erlaubt für die Pb-Mobilität keine statistisch gesicherten Aussagen.

Im Freiland war der Einfluss der Bodenzusätze auf die Mobilität weniger stark ausgeprägt als im Laborversuch. Eine Mobilitätsverminderung zeigte die Variante WS, gefolgt von der Kombination aus TSP mit WS (Abb. 2).

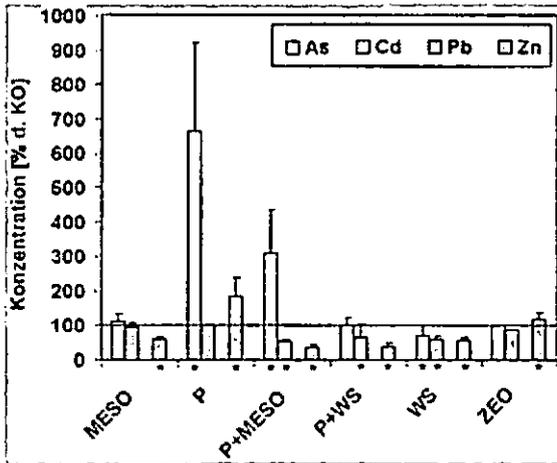


Abb. 2: Relative Veränderung von  $NH_4NO_3$ -extrahierbarem As, Cd und Zn im Boden der Kleingartenanlagen Feierabend und Varresbeck; \* signifikante Unterschiede

Durch diese Kombination konnten die bei alleiniger Gabe von TSP erhöhten mobilen As-Gehalte bis auf die Werte der unbehandelten Kontrolle gesenkt werden. Die Pb-Konzentrationen lagen fast durchweg unter der Bestimmungsgrenze von  $25 \mu g kg^{-1}$ .

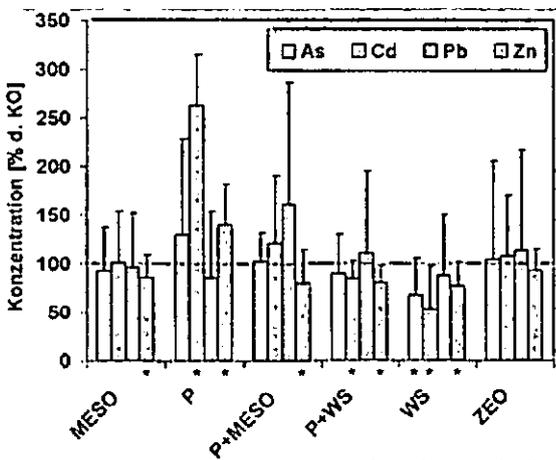


Abb. 3: Relative Konzentrationen an As, Cd, Pb und Zn in Kopfsalat der Kleingartenanlagen Feierabend und Varresbeck; \* signifikante Unterschiede

Die Zusätze von WS allein oder in Kombination mit TSP zeigten auch bei Kopfsalat positive Effekte durch eine Abnahme der Konzentrationen in der Pflanze (Abb. 3). Zusätze von MESO – auch in Kombination mit TSP – oder ZEO zeigten hier allenfalls für Zn einen leichten Rückgang. Wurde TSP allein zugegeben, so wurden – analog zum Anstieg der Mobilität – auch höhere As-Konzentrationen in der Pflanze gefunden. Allerdings zeigte diese Variante auch höhere Konzentrationen an Cd im Salat, obwohl die Cd-Mobilität im Boden nicht negativ beeinflusst wurde.

### Schlussfolgerungen & Ausblick

Erste Ergebnisse des Freilandversuches in belasteten Gartenböden zeigen, dass es mit Hilfe von Bodenzusätzen gelingen kann, die Schadstoffmobilität und die Konzentrationen in Pflanzen zu senken. Allerdings finden sich in den dargestellten Ergebnissen neben einer hohen Varianz auch erhebliche Unterschiede in der Wirkung der Zusätze auf den Boden (Mobilität) einerseits und auf die Gehalte in den Pflanzen andererseits.

Um hierzu gesicherte Aussagen treffen zu können, werden die Versuche bis Ende 2006 auch mit anderen Kulturpflanzen weitergeführt und um Arbeiten in zwei weiteren Gartenanlagen ergänzt. Zusätzlich werden vertiefende Untersuchungen zu Änderungen der Bindungsformen (sequentielle Extraktion) und der Stoffverlagerung mit dem Sickerwasser durchgeführt. Darüber hinaus wird derzeit geprüft, ob die Zusätze über eine Verminderung der Resorptionsverfügbarkeit auch eine positive Wirkung im Hinblick auf den Direktpfad Boden-Mensch entfalten.

### Literatur

- [1] Feldwisch, N.; Müller, I.; Marschner, B. (2004): Immobilisierung von Schadstoffen – ein neuer Weg der Gefahrenabwehr bei flächenhaften schädlichen Bodenveränderungen für den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze?; Bodenschutz, Heft 4, S. 124-131.
- [2] Pereya, F.J. (1991): Phosphate induced release of arsenic from soils contaminated with lead arsenate. Soil Sci. Soc. Am. J. 55; S. 1301-1306.

### Anschriften

Dr. I. Müller, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Wallneyer Str. 6, 45133 Essen, Mail: [ingo.mueller@lua.nrw.de](mailto:ingo.mueller@lua.nrw.de)

Prof. Dr. B. Marschner, Ruhr-Universität Bochum, Geographisches Institut, Bodenkunde/Bodenökologie, 44780 Bochum

## Hinweise zur Auswertung heterogener Kartiereinheiten am Beispiel der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte (BÜK 1000 N)

Andreas Richter<sup>1</sup>, Ulrich Stegger<sup>1</sup> und Clemens Siebner<sup>1</sup>

### Einleitung

Die Bearbeitung der BÜK1000 (HARTWICH et al. 1995) zur nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte 1 : 1 000 000 ist abgeschlossen. Neben Bodengrenzen umfasst die digitale Kartengrafik auch die Landnutzung. Für Acker, Wald und Grünland wurden Bodenvergesellschaftungen und Referenzprofile neu erarbeitet. Die maßstabsbedingte Aussagefähigkeit dieser Karte ist wichtig für den Nutzer.

### Inhaltliche und räumliche Heterogenität in der nutzungsdifferenzierten BÜK1000

Bodenkartierungen fassen regelhaft vergesellschaftete Böden zu Kartiereinheiten zusammen. Die Aggregierungsstufen der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA5 (AD-HOC-AG BODEN 2005) liefern dafür eine einheitliche pedoregionale Gliederung.

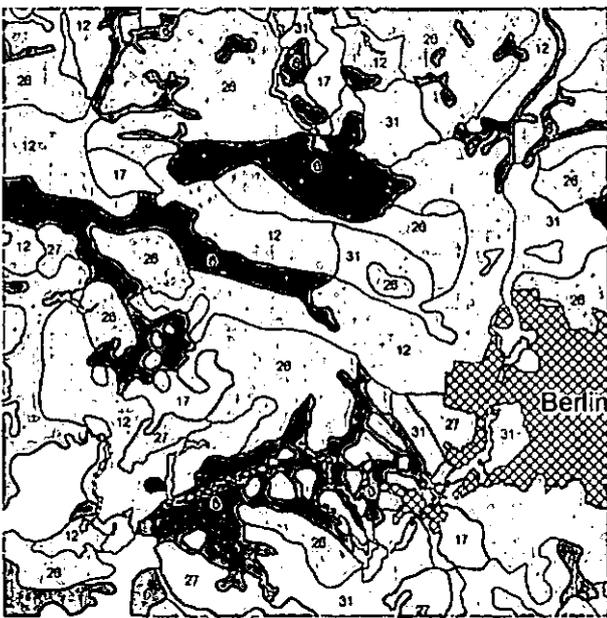


Abbildung 1: Ein Ausschnitt der BÜK1000 verdeutlicht das hohe Aggregierungsniveau im Maßstab 1 : 1 000 000.

Kleinere Maßstäbe erfordern eine stärkere inhaltliche und räumliche Zusammenfassung. Die Legendenbeschreibung erfolgt auf verallgemeinertem systematischem Niveau. Es werden nur Leit- und ggf. wichtige Begleitböden erfasst. Das Kartenbild

wird durch Konturenglättung und Beseitigung von Kleinstflächen generalisiert.

Durch unterschiedliche inhaltliche und räumliche Heterogenität der Bodenareale treten in der BÜK1000 neben der Leitbodenassoziation auch weitere Aggregierungsstufen auf. Mit dem Kartenmaßstab wird die Größe darstellbarer Flächen festgelegt. Nur in Ausnahmefällen werden in der BÜK1000 Flächen unter 4 km<sup>2</sup> dargestellt. Für kleinere Flächen sind die Karteninhalte nicht nutzbar!

### Einbeziehung der Landnutzung in die Bodenübersichtskarte 1 : 1 000 000

Die Einzelpolygone einer Legendeneinheit bilden die räumliche Bezugsgrundlage zur Darstellung der Sachdaten. Bei Verschneidung von Karten unterschiedlicher räumlicher Auflösung ist zu beachten, dass Inhalte der Ausgangskarten mit ihrem ursprünglichen Aggregierungsniveau den neuen Polygonen zugewiesen werden. Das Ergebnis einer Verschneidung wird somit durch die Karte mit dem höheren inhaltlichen Aggregierungsniveau bestimmt.

Die Generalisierung des Landnutzungsmodells CORINE Land Cover (Flächengrößen ab 25 ha) ist damit die Voraussetzung für die Verschneidung mit der BÜK1000. Die Mindestflächengröße der BÜK1000 von ca. 4 km<sup>2</sup> wurde dadurch nicht unterschritten.

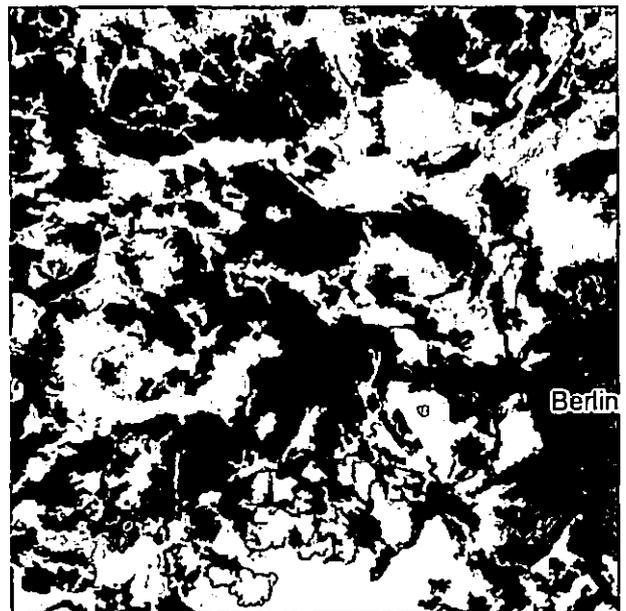


Abbildung 2: Auszug des Landnutzungsmodells CORINE Land Cover, generalisierte Darstellung mit Mindestflächen von 4 km<sup>2</sup> Größe

<sup>1</sup>Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 30655 Hannover; Andreas.Richter@bgr.de

Aus der unterschiedlichen Art der Landnutzung innerhalb aggregierter Legendeneinheiten lassen sich Rückschlüsse auf die Heterogenität der Bodendecke ziehen. Die Einbeziehung der Landnutzung in die BÜK1000 ermöglicht somit eine inhaltliche und räumliche Differenzierung der Legendeneinheiten.

#### Auswertung der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte 1 : 1 000 000

Durch Verschneidungen oder Rasterdarstellungen werden Polygone in kleinere Areale aufgelöst. Die Aussagefähigkeit thematischer Auswertekarten lässt sich durch formale Erhöhung der räumlichen Auflösung jedoch nicht steigern.

Auch in diesem Fall begrenzt das maßstabsbedingte inhaltliche Aggregierungsniveau der nutzungsdifferenzierten BÜK1000 die weitere Differenzierung.

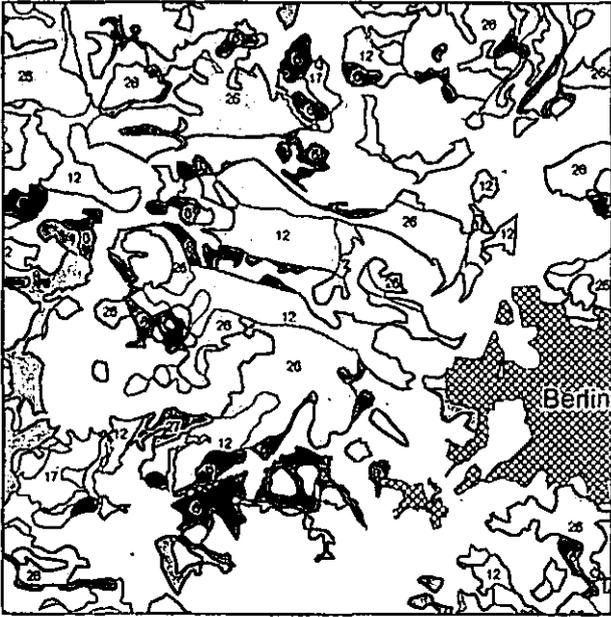


Abbildung 3: Auszug der Ackerflächen der nutzungsdifferenzierten BÜK1000

Ein Vergleich des Auszugs Ackerland der BÜK1000 N mit den Ackerflächen auf Grundlage der Originaldaten von CORINE Land Cover zeigt, dass technische Möglichkeiten, wie Verschneidungen oder Rasterdarstellungen, stets auch aus fachlicher Sicht kritisch bewertet werden müssen.

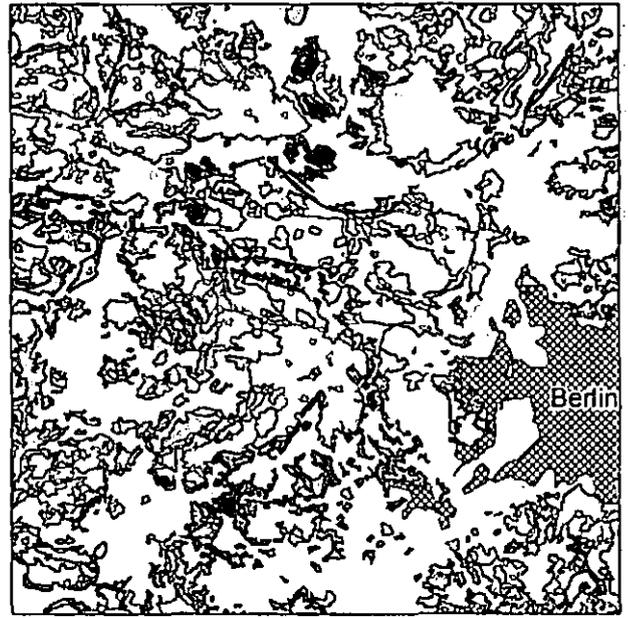


Abbildung 4: Auszug der Ackerflächen der nutzungsdifferenzierten BÜK1000 auf Grundlage des unbearbeiteten Landnutzungsmodells CORINE Land Cover

Für thematische Auswertungen bietet die nutzungsdifferenzierte BÜK1000 ein kartographisches Grundmuster, das Boden- und Landnutzungsdaten umfasst. Der Bezug zu diesem Grundmuster bleibt auch in Auswertekarten erhalten und sichert die graphische Nachvollziehbarkeit der Ergebnisse. Sollen Auswertungen unter Einbeziehung weiterer raumbezogener Eingangsdaten mit höherer räumlicher Auflösung erfolgen, ist in jedem Fall zu prüfen, ob eine inhaltliche Zuordnung oder eine räumliche Differenzierung möglich sind.

#### Literatur

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.

AD-HOC-AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. verbesserte und erweiterte Auflage (KA 5); Hannover (in Kommission: Schweizerbart)

## Hochwassergefährdung durch extensive Grünlandnutzung?

SCHOBEL, S.<sup>1</sup>, HEYEN, B.<sup>2</sup>, VOHLAND, M.<sup>2</sup> & SCHRÖDER, D.<sup>1</sup>

### 1 Einleitung

In der wissenschaftlichen Diskussion über die Hochwassergenese und -prävention wird dem Einfluss der Landnutzung große Relevanz beigemessen. Dementsprechend werden allgemein eine Extensivierung der Nutzung oder auch die Umwandlung von Ackerflächen in Grünland als wirksame dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen gefordert. Eine Ausweitung des extensiv genutzten Dauergrünlandes ist aus Sicht des nationalen und europäischen Naturschutzes und des Bodenschutzes zu befürworten und stellt in den Mittelgebirgsregionen eine sozioökonomische Zwangsläufigkeit dar. Die Frage, welchen Einfluss eine Zunahme des extensiven Dauergrünlandes auf die Abflussbildung nehmen kann, sollte damit in der aktuellen agrarpolitischen Diskussion und Planung berücksichtigt werden.

### 2 Methodik zur Untersuchung der Abflussbildung

In der Trier-Bitburger Mulde wurden auf sandigen (Greverath) und tonigen Substraten (Idenheim) Beregnungsversuche mit der Anlage von KARL & TOLDRIAN auf Hangflächen (50 m<sup>2</sup>) durchgeführt. Die Beregnungen erfolgten an drei aufeinander folgenden Tagen mit jeweils vier 15-minütigen Beregnungsintervallen (10 mm) in stündlichem Abstand pro Tag. Begleitend erfolgten Infiltrationsversuche sowie bodenphysikalische Untersuchungen und eine horizontweise Quantifizierung biogener Grobporen (Regenwurmrohren). Als Landnutzungsvarianten wurden jeweils drei Acker-, Grünland- und Waldstandorte untersucht.

Die Infiltrationsversuche wurden auf zwei weitere Naturräume in der Pfalz (Frankelbach) und im Hunsrück (Pellingen) mit lehmigen Substraten ausgedehnt, wobei das Grünland hinsichtlich seines Verfilzungsgrades differenziert wurde.

### 3 Ergebnisse zur Abflussbildung

Aus den Beregnungsversuchen resultierte für das sandige Substrat die vertikale Versickerung als dominanter Abflussprozesstyp, der durch die hohe primäre Grobporosität der Textur bedingt wurde. Beim tonigen Substrat wurde die Abflussbildung durch die

Anzahl sekundärer biogener Grobporen gesteuert; der wasserstauende Unterboden hatte laterale Fließprozesse zur Folge. Sättigungsflächenabfluss setzte ein, sobald die Infiltrationskapazitäten der Regenwurmrohren überschritten wurden.

Landnutzungsspezifisch waren infiltrationshemmende Effekte an der Bodenoberfläche. Bei den sandigen Ackerstandorten führte deren hohe Verschlämungsneigung zu Oberflächenabfluss. Vier der insgesamt sechs Grünlandstandorte wiesen jedoch substratunabhängig deutlich höhere Oberflächenabflusskoeffizienten auf, ohne bodenphysikalisch belegbare Anzeichen einer (Tritt-)Verdichtung.

Eine stark verfilzte Grasnarbe behinderte auf diesen extensiv genutzten Grünlandstandorten die Infiltration bei Starkniederschlägen, so dass direkt an den Beregnungsniederschlag gekoppelt Oberflächenabfluss einsetzte. Bei der Verfilzung handelte es sich um eine Kombination aus abgestorbenen Blättern von Horstgräsern (*Festuca spec.*), Moosen und einem dichten Geflecht von Feinwurzeln auf der Bodenoberfläche. Bei den zwei Grünlandstandorten in Greverath ohne Oberflächenabfluss fehlte ein Auflagefilz, da hier durch den Bewirtschafter regelmäßig vertikutiert wurde.

Um den monokausalen Zusammenhang zwischen Auflagefilz und Infiltrationshemmung zu bestätigen, wurden Infiltrationsversuche auf weiteren verfilzten

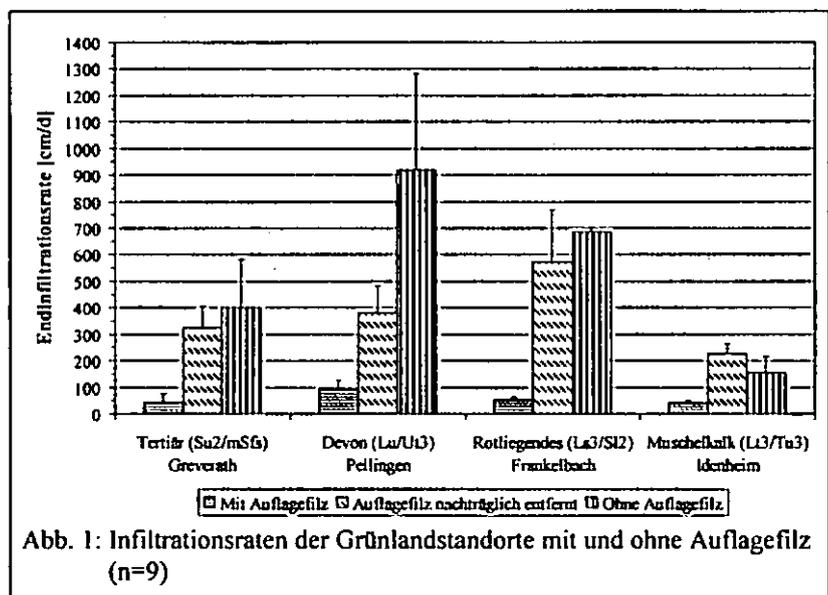


Abb. 1: Infiltrationsraten der Grünlandstandorte mit und ohne Auflagefilz (n=9)

Grünlandstandorten durchgeführt (Abb. 1).

Die Standorte mit einer verfilzten Grasnarbe wiesen in allen Naturräumen die signifikant niedrigsten Infiltrationsraten auf. Durch das nachträgliche Vertikutieren konnten die Infiltrationsraten signifikant erhöht werden. Hierdurch konnte einerseits der infiltrationshemmende Effekt der Verfilzung bestätigt und andererseits die potenziell höheren Infiltrationsraten und somit Retentionskapazitäten der Grünlandstandorte aufgezeigt werden.

<sup>1</sup> Universität Trier, FB VI, Bodenkunde, 54286 Trier

<sup>2</sup> Universität Trier, FB VI, Fernerkundung, 54286 Trier

#### 4 Fernerkundliche Methodik zur flächenhaften Detektion einer verfilzten Grasnarbe

Um flächenhafte Aussagen über den Verfilzungsgrad von Grünlandstandorten über punktuelle Infiltrationsmessungen hinaus zu treffen, bietet sich der Einsatz von Fernerkundungsverfahren an. Hierdurch lassen sich perspektivisch schlagbezogene Eingriffsmöglichkeiten zum dezentralen Hochwasserschutz aufzeigen; darüber hinaus wird über die mögliche fernerkundliche Detektion des Phänomens eine flächenbezogene Inwertsetzung durch bodenhydrologische Simulationsmodelle ermöglicht bzw. vereinfacht.

Die fernerkundliche Quantifizierung des Verfilzungsgrades wurde auf der Grundlage von Feld-Spektrometerradiometermessungen (ASD FieldSpec II) erprobt. Der ASD FieldSpec II liefert kontinuierliche Spektren in 1 nm-Schritten von 350 – 2500 nm. Durchgeführt wurden diese Messungen auf unterschiedlich intensiv genutzten Grünlandparzellen mit unterschiedlich stark verfilzter Grasnarbe (Stichprobenumfang n=20).

Zielvorgabe war es, aus diesen Spektralinformationen die Anteile der relevanten Fraktionen der Grasnarbe (grüne Vegetation, Moos, Streu) möglichst genau zu quantifizieren. Dazu wurde als Verfahren die Spektrale Mischungsanalyse (Spectral Mixture Analysis) eingesetzt, die das gemessene Spektrum als additive (lineare) Mischung der vorhandenen Oberflächenkomponenten (der sog. „Endmember“) auffasst.

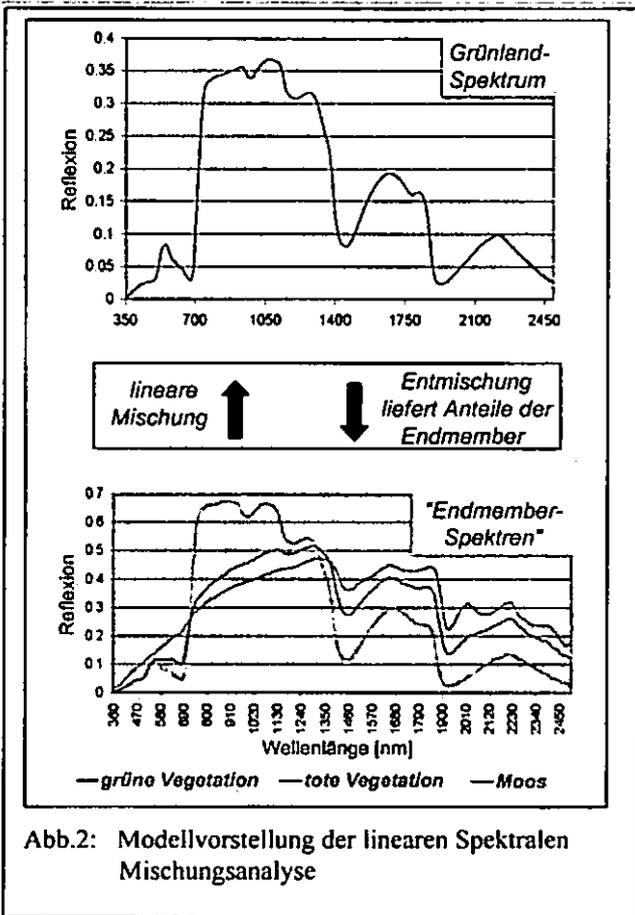


Abb.2: Modellvorstellung der linearen Spektralen Mischungsanalyse

Durch die Entmischung des gemessenen Grünlandspektrums mit Hilfe typischer Spektren für grüne Vegetation, Moos und Streu kann so auf die jeweiligen Anteile der gesuchten Fraktionen geschlossen werden (Abb. 2).

Da sich die Spektren der „Endmember“ Moos und Streu in ihrem spektralen Verlauf ähneln, wurde bei der Spektralen Entmischung zur Vermeidung von Fehlschätzungen ein mehrstufiges Konzept gewählt. Dabei wurde das Grünlandspektrum mehrmals mit lediglich einem einzigen „Endmember“ (Moos, Streu) entmischt („partial unmixing“). Aus den berechneten Residuen der einzelnen Entmischungsanalysen konnte nachfolgend auf die Abundanzen aller Fraktionen geschlossen werden.

Zur Validierung dienten Digitalfotos der beprobten Flächen, die nach dem Maximum-Likelihood-Verfahren klassifiziert wurden (Abb. 3). Errechnete Schattenanteile wurden linear den anderen schattenwerfenden Oberflächenkomponenten zugeordnet.

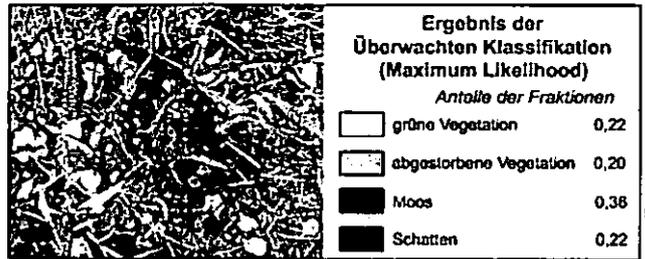


Abb.3: Schätzung der Bedeckungsgrade für eine Grünland-Probe auf der Grundlage eines klassifizierten Digitalfotos

Abschließend wurden die aus den Digitalfotos abgeleiteten Anteile der Fraktionen mit den Schätzungen der Spektralen Entmischung verglichen. Für die einzelnen Fraktionen ergaben sich die folgenden statistischen Gütemaße:

	r	RMSE
grüne Vegetation	0.937	0.099
Streu	0.752	0.085
Moos	0.906	0.066

r = Korrelationskoeffizient nach PEARSON, signifikant bei  $p < 0,01$

RMSE = Root Mean Squared Error (der Anteile der verglichenen Fraktionen, definierter Wertebereich zwischen 0.00 (Min) und 1.0 (Max))

Hohe Korrelationen und niedrige RMSE-Werte belegen, dass die Beschaffenheit der Grasnarbe insgesamt sehr genau quantifiziert werden konnte. Durch die potentielle Übertragbarkeit des gewählten Entmischungsansatzes auf spektrale Bilddaten erscheint eine flächenhafte Quantifizierung möglich.

# Hydraulische Modellversuche zur Rillenerosion kohäsiver Böden

R. Tackmann<sup>1</sup>, F. Hieke<sup>2</sup>, H.-B. Horlacher<sup>1</sup>, J. Schmidt<sup>2</sup>

## Einführung

Wird bei einem Niederschlagsereignis die Wasseraufnahmefähigkeit der Böden überschritten, bildet sich an der Bodenoberfläche ein Wasserfilm, der bei geneigten Flächen in einen Schichtabfluss übergeht. Der Schichtabfluss unterscheidet sich auf Grund des Verhältnisses zwischen Fließtiefe und der Höhe der Rauigkeitselemente in seinen hydraulischen Eigenschaften deutlich vom Abfluss in natürlichen oder künstlichen Gerinnen. Neben der durch Schubspannung und Turbulenz induzierten flächigen Erosion kann der Schichtabfluss lokal Eintiefungen (engl.: Headcuts) bewirken, die sich zu Rillen weiterentwickeln. Nach dem Übergang von der Flächen- zur Rillenerosion steigt der Bodenaustrag stark an. Die Prozesse, die zur Rillenbildung führen, sind bisher noch nicht vollständig erfasst.

## Zielstellung

Ziel des hier vorgestellten Forschungsvorhabens ist die Erweiterung der Kenntnisse des Übergangs vom Schichtabfluss zum Rillenabfluss. Im Fokus der Untersuchungen stehen dabei hydraulische und bodenmechanische Parameter mit denen sich die Rillenerosion physikalisch begründet beschreiben lässt sowie der Einfluss der suspendierten Fracht und der durch Erosion und Sedimentation veränderten Bodenoberfläche auf die Rillenerosion. Die Ergebnisse der Versuchsreihen sollen auch dazu dienen, bestehende Simulationsprogramme für die Erosion kohäsiver Böden zu überprüfen und gegebenenfalls zu verbessern

## Material und Methoden

Das Erosionsmodell für die Überströmungs- und Beregnungsversuche wurde in einer Stahlrinne mit 26,4 m Länge, einer Breite von 0,9 m und einer Tiefe von 1,2 m errichtet. Die Versuchsanordnung ermöglicht die Variation von Gefälle, Abfluss und Regenintensität. Der bisher verwendete Boden ist ein Löß (Us bis Ut2) aus der Lommatzcher Pflege (Sächsisches Lößhügelland). Der Einfluss des Tropfenimpulses, der beim Aufprall auf die Bodenoberfläche übertragen wird, ist mit vier modular aufgebauten Schwenkdüsenregnern simuliert worden. Durch Rückpumpen von bereits mit Sediment beladenem Wasser aus dem Ablauf der Versuchsanlage konnte sowohl eine größere Hanglänge simuliert als auch die Abhängigkeit der Rillenerosion von der Feststoffkonzentration im Fließquerschnitt untersucht werden.

<sup>1</sup> Technische Universität Dresden, Institut für Wasserbau und Technische Hydromechanik, D-01062 Dresden

<sup>2</sup> TU Bergakademie Freiberg, Fachgebiet Boden- und Gewässerschutz, D-09599 Freiberg

## Ergebnisse und Diskussion

### Boden

Zum Einfluss der Bodenzusammensetzung (Kornverteilung,  $C_{org}$ ) auf die Rillenbildung kann noch keine Aussage getroffen werden, da erst die Versuchsreihen mit einer der zu untersuchenden Bodenarten abgeschlossen sind. Lagerungsdichte und Anfangswassergehalt haben mit  $R^2 = 0,43$  bzw.  $0,40$  nur einen schwachen Einfluss auf das Entstehen von Headcuts als Ausgangspunkt von Rillen (Abb. 1).

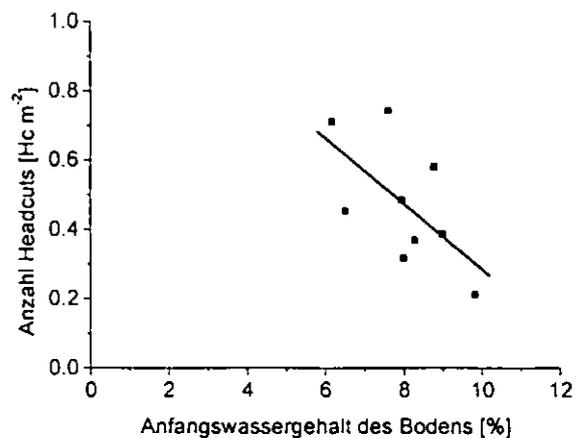


Abb. 1: Einfluss der Anfangswassergehalt des Bodens auf die Bildung von Headcuts (Gefälle 2, 4 und 6%)

Rillen wurden auch bei selektivem Transport gebildet. Dabei war eine Abpflasterung der Rillensohle durch die Kiesfraktion des Bodens zu beobachten. Dies widerspricht den Aussagen von Moss et al. (1980) sowie Boon & Savat (1980), die betonen, dass der Transport des gesamten Korngrößenspektrums eine Voraussetzung für das Entstehen von Rillen ist. Durch Erosion und Deposition entstanden drei morphologisch klar voneinander abgrenzbare Oberflächenbereiche: Erosionsrillen, verschlammte Oberflächen unter den Regensimulatoren sowie Depositionsbereiche. Die durch Tropfenschlag, Rillenerosion sowie Deposition entstandenen Oberflächenverschlammungen wiesen gegenüber dem Ausgangsboden eine wesentlich geringere hydraulische Leitfähigkeit auf.

### Hydraulische Parameter

Höhere Abflüsse bewirkten eine steigende Zahl von Headcuts (Abb. 2). Die Fließgeschwindigkeit bei Versuchsbeginn nimmt mit steigendem Abfluss zu (siehe auch Gimenez & Govers, 2001). Nach Ausbildung von Headcuts bzw. Rillen ist der Effekt des Abflusses auf die mittlere Fließgeschwindigkeit geringer, da die erhöhte Formrauigkeit die Fließgeschwindigkeit vermindert.

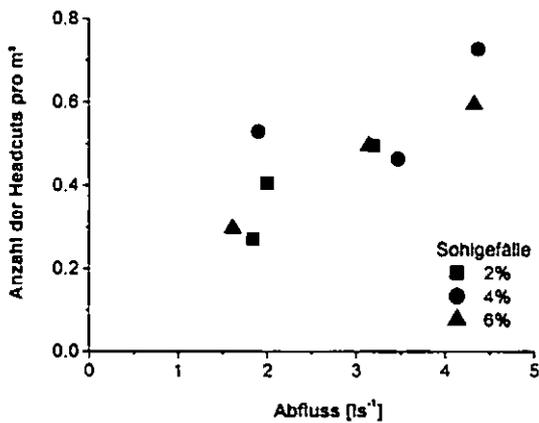


Abb. 2: Anzahl an Headcuts für 3 unterschiedliche Abflüsse und Sohlgefälle

Eine Versteilung der Sohlneigung (2 – 6%) bewirkte ebenfalls höhere Fließgeschwindigkeiten zu Beginn der Versuche. Lokale Fließgeschwindigkeitsmaxima zeigen bis 60% höhere Werte im Absturz eines Headcuts gegenüber dem Schichtabfluss.

Im Gegensatz zu den Versuchen mit 2% Gefälle war der Abfluss in allen Versuchen mit 4 bzw. 6% Gefälle schießend mit einer mittleren Froude-Zahl von 1,4. Im Unterschied zu den Arbeiten von Govers (1985) und Boon & Savat (1980) war auch bei strömendem Abfluss Rillbildung zu beobachten.

Die ermittelten Reynoldszahlen lagen zwischen  $6 \cdot 10^3$  bis  $8 \cdot 10^4$ . Die Reynoldszahlen zeigten eine gute Korrelation zum Bodenaustrag von  $R^2 = 0,77$ , wie auch die Sohlschubspannung und die Schubspannungsgeschwindigkeit.

Die Fließleistung, d. h. das Produkt aus Sohlschubspannung und mittlerer Fließgeschwindigkeit, korreliert von allen betrachteten hydraulischen Größen am Besten mit der Anzahl der Headcuts ( $R^2=0,84$ ) und dem Bodenaustrag ( $R^2=0,95$ ) (Abb. 3). Die Ergebnisse von Merz & Bryan (1993) werden damit bestätigt.

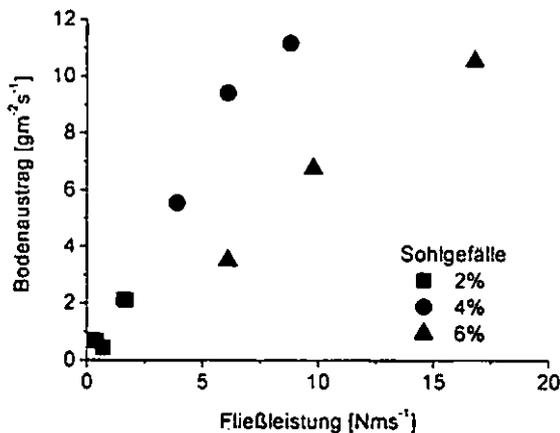


Abb. 3: Beziehung zwischen Fließleistung und Bodenaustrag

Während der Versuche mit 2% Gefälle konnten in den berechneten Bereichen keine Rillenbildung beobachtet werden. Headcuts, die sich aus den ausschließlich überströmten Bereichen näherten, verharrten an der Grenze zu den berechneten Bereichen. Die Bodenoberfläche unter den Regnern war verschlämmt. Bei 4 bzw. 6% Gefälle hatte der Tropfenschlag keinen entscheidenden Einfluss auf die Rillenbildung, so dass hier auch unter den Regnern Headcuts entstanden bzw. die berechneten Flächen durchwanderten. Bei allen Versuchen mit Rillenbildung mäandrierten die Rillen in den überströmten Bereichen, zum Teil bis an die Modellbegrenzung. Die Frage, mit welchen physikalischen Größen die Mäanderbildung beschrieben werden kann und welche die Amplitude und die Wellenlänge der Mäander bestimmen, ist Bestandteil der weiteren Arbeit dieses Forschungsvorhabens.

Eine maximale Anzahl von Headcuts wurde in allen Versuchen nach jeweils 20 Minuten ab der Abflussbildung verzeichnet.

Der Partikeltransport im Fließquerschnitt hat bei den Feststoffkonzentrationen, die in den Versuchen erreicht wurden ( $20 \dots 60 \text{ kg/m}^3$ ), noch keine Rückwirkung auf das Verhalten der Strömung hinsichtlich Viskosität, Dichte oder Turbulenz (siehe auch Merz & Bryan 1993).

#### Ausblick

Auf die Frage, wie sich unterschiedliche Bodenarten auf die Rillenbildung auswirken, kann bisher noch keine Antwort gegeben werden. Dazu sind weiterführenden Untersuchungen mit anderen kohäsiven Böden erforderlich. Für die Validierung eines numerischen 3D-Modells sind zudem räumlich und zeitlich hoch auflösende Messungen im Schichtabfluss bzw. Headcuts notwendig. Diese Untersuchungen (u.a. LDV-Messungen in einem speziellen Gerinne) sind inzwischen begonnen worden.

#### Danksagung

Dieses Forschungsvorhaben wird von der Deutschen Forschungsgemeinschaft mit einer Sachmittelbeihilfe unterstützt.

#### Literatur

- Boon, W. and Savat, J.: A nomogram for the prediction of rill erosion, in: Morgan RPC (editor): Soil Conservation: Problems and Prospects, proceedings of the International conference on soil conservation Silsoe/Bedford/UK 1980, Wiley, Chichester, 303-320, 1980
- Gimenez, R., Govers, G.: Interaction between bed roughness and flow hydraulics in eroding rills, Water Resources Research 37, 791-799, 2001
- Govers, G.: Selectivity and transport capacity of thin flows in relation to rill erosion, Catena 12, 35-49, 1985
- Merz, W. and Bryan, R.B.: Critical conditions for rill initiation on sandy loam Brunisols: Laboratory and field experiments in southern Ontario, Canada, Geoderma, 57: 357-385, 1993
- Moss, A.J., Walker, P.H. and Hutka, J.: Movement of loose sandy detritus by shallow water flows: an experimental study, Sedimentary Geology, 25:43-66, 1980
- Poesen, J. and Savat, J.: Particle size separation during erosion by splash and runoff, in: Assessment of erosion, DeBoot, M. and Gabriels, D. (eds.), Wiley, Chichester, 427-439, 1980

# Pflug, Mulch- und Direktsaat im lang-jährigen Vergleich

- Ergebnisse Bodenbearbeitungsversuch am Standort Efringen-Kirchen -

Unterseher, E.\*, Maier, J.\* & J. Winkler\*\*

## 1. Problemstellung

Im Rahmen der Vermittlung von Grundsätzen der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft nach § 17 BBodSchG kommt den landwirtschaftlichen Landesanstalten und den für die direkte Betriebsberatung zuständigen Stellen eine wichtige Funktion zu. Eine zentrale Fragestellung bei dieser Aufgabe ist die Konkretisierung der standörtlich angepassten Bodenbearbeitung. In Baden-Württemberg wurde im Jahr 1995 ein Langzeitversuch „Systemvergleich Bodenbearbeitung“ auf 15 landesweit verteilten Versuchsflächen etabliert (s. LANDESANSTALT FÜR PFLANZENBAU B.-W. Hrsg. 2003, SCHULZE & WALDORF 2003, BILLEN et al. 2005), der diesbezüglich Grunddaten liefert.

## 2. Methodik

Das Institut für umweltgerechte Landwirtschaft Müllheim (IfuL), eine Forschungsinstitution im Geschäftsbereich des Ministeriums für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg, untersucht dabei in Zusammenarbeit mit der örtlichen Landwirtschaftsbehörde (LRA Lörrach) in Efringen-Kirchen Anbausysteme zu Körnermais.

Neben den agronomischen Standarderhebungen (s. etwa UNTERSEHER & KANSY 2005) werden an diesem Standort zusätzlich spezielle Untersuchungen durchgeführt, u.a. zur Infiltration und zum Eindringwiderstand.

\* Institut für umweltgerechte Landwirtschaft  
Auf der Breite 7  
D-79379 Müllheim/Baden  
Tel.: 0(049) 7631/3684-57; Fax.: -30  
E-mail: erich.unterseher@iful.bwl.de  
www.iful.bwl.de

\*\* Landratsamt Lörrach  
Fachbereich Landwirtschaft  
Palmstr. 3  
D-79539 Lörrach

Die untersuchten Varianten sind:

1. Wendende Bodenbearbeitung (Pflug)
2. Mulchsaat
3. Direktsaat.

Bei der Direktsaat wird im Unterschied zu den beiden anderen Varianten eine erhöhte Saatstärke verwendet.

## 3. Ausgewählte Ergebnisse

Die Varianten unterscheiden sich nach mittlerweile 10-jähriger Laufzeit bei mehreren Parametern deutlich; so weisen die Verfahren der konservierenden Bodenbearbeitung im Oberboden die höchsten Humusgehalte auf.

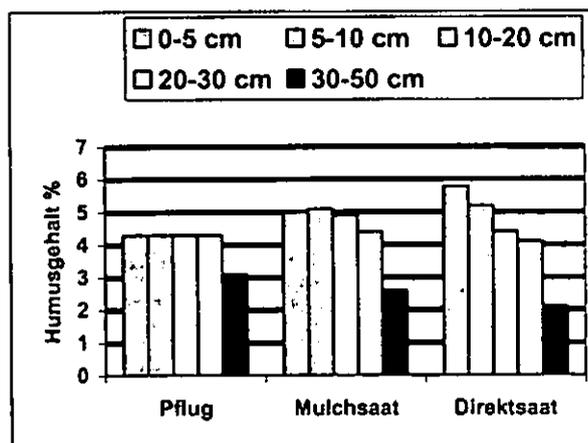


Abb. 1: Humusgehalte in verschiedenen Tiefen 2004 (Analyse LUFA Augustenberg).

Dies gilt auch für die entscheidenden Kenngrößen des Stickstoffhaushaltes. Hier schneidet die Direktsaat noch vor der Mulchsaat am besten ab, da die Stickstoffwerte in den auswaschungsgefährdeten tieferen Bodenschichten bei der Direktsaat am niedrigsten sind, gefolgt vom Mulchverfahren und der Pflugvariante.

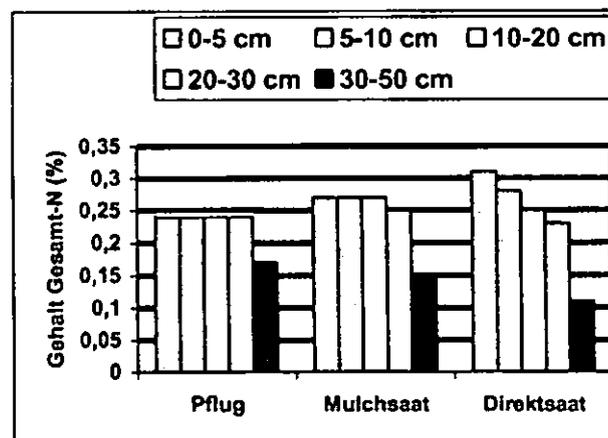


Abb. 2: Stickstoffgehalte in unterschiedlichen Entnahmetiefen 2004 (Analyse LUFA Augustenberg).

Da der Eindringwiderstand Hinweise zur Verdichtung und zur Tragfähigkeit gibt und somit sowohl agrarökologisch als auch landtechnisch (Befahrbarkeit) relevant ist, wurden neben Stechzylinderbeprobungen auch Penetrologermessungen durchgeführt. Deren Auswertung zeigt eindeutig die bessere Befahrbarkeit bei der Direktsaatvariante.

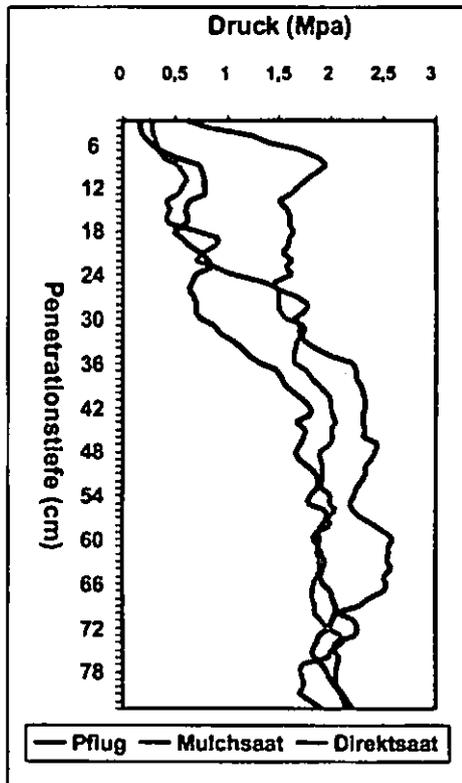


Abb. 3: Ergebnis der Penetrologermessungen am 13.05. 2004.

Bei den Erträgen liefert die Pflugvariante mit Ausnahme des Jahres 1999 durchgängig höhere Werte als die Mulch- und die Direktsaat. Der mittlere Ertrag fällt mit 113,2 dt/ha um 7 dt/ha höher aus als der beim Mulchsaatverfahren. Diese erbringt 7,1 dt/ha mehr als die Direktsaat.

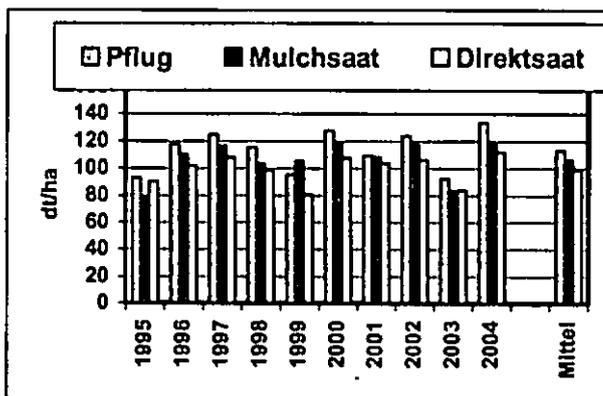


Abb. 4. Übersicht zu den Ertragsauswertungen.

#### 4. Zusammenfassende Bewertung

Die Varianten unterscheiden sich bei mehreren Parametern deutlich. So ist etwa die Tragfähigkeit bei der Direktsaat am höchsten. Die Mulch- und Direktsaatverfahren weisen im Oberboden höhere Humusgehalte auf als die Pflugvariante.

Auch bei Ergebnissen zum Stickstoffhaushalt ergeben sich bezüglich der Auswaschung bessere Werte. Daraus ergibt sich, dass die boden- und wasserschutzrelevanten Vorteile der konservierenden Bodenbearbeitungssysteme (vgl. UNTERSEHER & KANSY 2003) trotz der geringeren Erträge (die sich möglicherweise auf die eingesetzte Verfahrenstechnik zurückführen lassen) verstärkt in die landwirtschaftliche Beratung Eingang finden sollten.

#### 5. Literatur

- BILLEN, N., CHEN, H., HÖLL, B., TRIEBE, S., DELLER, B. & K. STAHR (2005): Bewertung von Maßnahmen zur Vermeidung von CO<sub>2</sub>-Emissionen aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung. = Posterpräs. Jahrest. DBG 03.-11.09.05 Marburg
- LANDESANSTALT FÜR PFLANZENBAU BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg. 2003): Systemvergleich Bodenbearbeitung. Versuchsbericht 1995-2002. = Informationen für die Pflanzenproduktion Sonderh. 1/2003, Forchheim, 153 S.
- SCHULZE, R. & N. WALDORF (2003): Direktsaat, Mulch und Pflug im Dauertest.- In: Landwirtschaft ohne Pflug 5, 9-13
- UNTERSEHER, E. & F.-J. KANSY (2003): Auswirkungen unterschiedlicher Bodenbearbeitung zu Silomais auf den Gehalt mineralischen Stickstoffs im Boden und den Ertrag.- In: Mitt. DBG 102/2, 707 f
- UNTERSEHER, E. & F.-J. KANSY (2005): Versuchsergebnisse zur Ermittlung einer N-Bedarfszahl für Saatmais.- In: RP FREIBURG & IFUL (Hrsg.): Vorstellung der Versuchsergebnisse Mais 2004 und Anbaufragen 2005. = Tagungsband zur Veransth. am 02.02.2005 in Emmendingen-Hochburg, 83-102

**MITTEILUNGEN  
DER  
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN  
GESELLSCHAFT**

REFERATE / POSTER

**Gemeinsame Sitzung der Kommissionen I, II und III**

Band 107

Heft 2

2005



# Beziehung zwischen Kationenaustauschkapazität und der Zusammensetzung der pyrophosphatlöslichen organischen Bodensubstanz

Ruth H. Ellerbrock<sup>1</sup>, Horst H. Gerke<sup>1</sup>, Michael Kaiser<sup>1</sup>

## Problemstellung und Ziele

Klima, Bodenart und Landnutzung beeinflussen Menge und Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz (OBS). Die Bodeneigenschaften hängen jedoch nicht nur vom OBS Gehalt, sondern auch von deren Zusammensetzung ab. Entsprechend können sich Veränderungen in der OBS Zusammensetzung auf Stofftransportprozesse auswirken.

Ziel dieser Arbeit ist es, die Zusammensetzung der pyrophosphatlöslichen, relativ stabilen OBS (Ellerbrock & Kaiser 2005) aus unterschiedlich gedüngten Böden zu analysieren und mit transportrelevanten physikochemischen Eigenschaften wie der Kationenaustauschkapazität (KAK) in Beziehung zu setzen.

## Material und Methoden

Für die Untersuchungen wurden unterschiedlich gedüngte Oberböden (0-25 cm) der Langzeitfeldexperimente: Halle, Bad Lauchstädt und Rothalmünster (Tab. 1) beprobt.

Tabelle 1: Charakteristika der Standorte Halle, Bad Lauchstädt und Rothalmünster.

	Halle	Bad Lauchstädt	Rothalmünster
	C3: 1878 C4:1961	FF1: 1902 FF2: 1924	C3: 1969 C4:1979
Bodentyp	Less. Schwarzerde	Löß-Schwarzerde	Parabraunerde
Ton	8 %	21 %	17 %
Schluff	23 %	68 %	73 %
Sand	69 %	11 %	10 %
Nd.	467 mm/a	474 mm/a	890 mm/a
T	9.2°C	8.9°C	8.2°C

Zuerst wurde die wasserlösliche (OBS-W) und danach die Na-pyrophosphatlösliche OBS (OBS-PY) aus den luftgetrockneten, auf 2 mm gesiebten Bodenproben isoliert (Kaiser & Ellerbrock, 2005). Von den dialysierten und gefriergetrockneten OBS Fraktionen wurden mit einem BioRad FTS 135

Fourier-Transform-Infrarotspektren (FT-IR) aufgenommen (Ellerbrock et al., 1999). Nach OBS-Zerstörung erhaltene Spektren der mineralischen Anteile wurden zur Korrektur mittels Spektrensubtraktion verwendet. Der Anteil der funktionellen Gruppen wurde durch Auswertung relevanter Absorptionsbanden quantifiziert (Celi et al., 1997). Zur KAK Bestimmung der pyrophosphatlöslichen OBS (OBS-PY) wurden 0.1 g OBS mit 4.9 g Seesand gemischt. Die Mengen an austauschbaren Bariumionen wurden mittels Atomabsorptionsspektroskopie (Leineweber et al., 1993) bei einem Meßfehler von ± 0,5 cmol<sub>c</sub>/kg bestimmt.

## Ergebnisse und Diskussion

Die beprobten Böden unterscheiden sich im Tongehalt und den Anteilen an oxalatlöslichen Eisen (Fe<sub>ox</sub>) (Abb. 1). Dies wirkt sich auf den C<sub>org</sub> Gehalt aus.

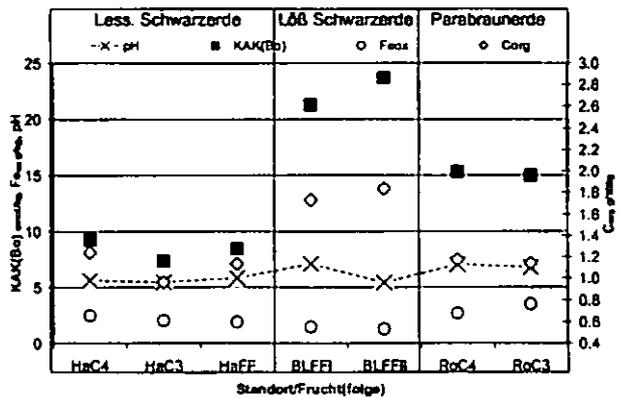


Abb. 1 KAK(Bo), pH, Fe<sub>ox</sub> und C<sub>org</sub> Gehalte NPK gedüngter Oberböden von den Standorten Halle, Bad Lauchstädt und Rothalmünster.

Mit OBS-PY wird ein größerer und stabilerer Anteil (Ellerbrock & Kaiser, 2005) der Gesamt OBS erfasst als mit OBS-W (Abb. 2). Die OBS-PY Anteile hängen nicht vom C<sub>org</sub> Gehalt der Böden ab.

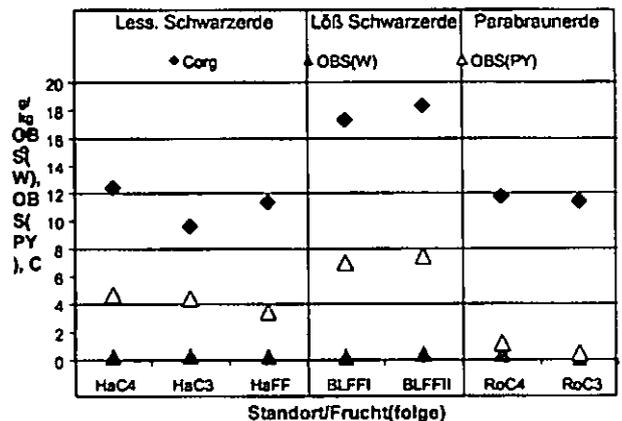


Abb. 2 OBS(W)-, OBS(PY)- und C<sub>org</sub>- Gehalte im Ap NPK gedüngter Oberböden von den Standorten Halle, Bad Lauchstädt und Rothalmünster.

Die Absorptionsintensitäten der C=O Bande in den FT-IR Spektren der OBS-PY Fraktion unterschei-

<sup>1</sup> ZALF-Institut für Bodenlandschaftsforschung, Eberswalderstr. 84, 15374 Müncheberg, r.ellerbrock@zalf.de

den sich deutlicher als die in den Spektren der OBS-W Fraktion. Die Anteile der C=O Gruppen sind in OBS-PY der PK- gedüngten Oberböden aus Halle höher als in denen der entsprechenden NPK- oder Stallmist-gedüngten (Abb. 3). Standortfaktoren wie Fe- und Mn-Gehalt beeinflussen ebenso den C=O Gehalt der OBS-PY.

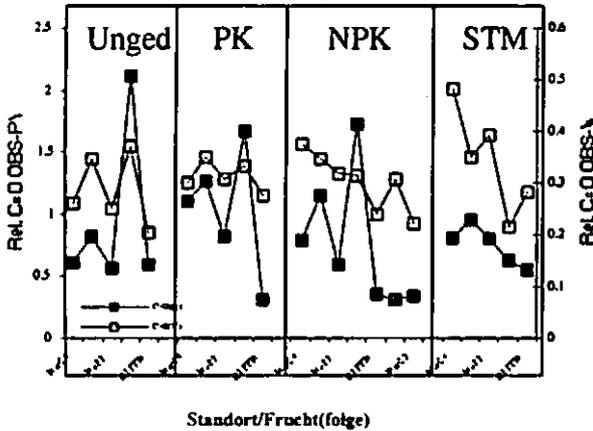


Abb. 3 Relative C=O Anteile in OBS-PY und OBS-W aus unterschiedlich gedüngten Böden.

Die KAK wird nicht nur von Corg Gehalt, sondern auch von der Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz mitbestimmt. Nach Celi et al. (1997) kann die Intensität der C=O Bande genutzt werden, um die KAK der OBS zu ermitteln. Für die untersuchten Böden steigt die KAK der OBS-PY Fraktion mit zunehmendem C=O Gehalt an (Abb. 4).

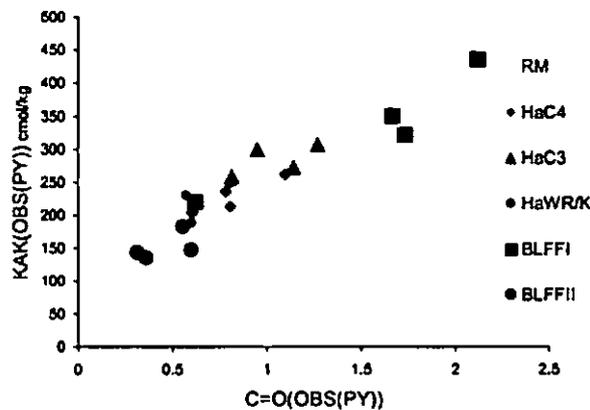


Abb. 4 KAK(OBS(PY)) vs. relativer C=O Anteil in der OBS(PY).

Anders als in früheren Untersuchungen sandiger Böden (Ellerbrock et al., 2001) wird für die hier untersuchten Böden keine Beziehung zwischen den relativen C=O Anteilen der OBS-W und denen der OBS-PY gefunden. Dies ist sicherlich auf den relativ hohen Tongehalt zurückzuführen, der die Extrahierbarkeit der OBS wesentlich bestimmt. Für die Zusammensetzung der OBS(W) wird aufgrund ihres geringen Anteils ein geringerer Einfluß auf die KAK des Bodens erwartet als für OBS(PY).

### Schlussfolgerungen

Düngung und Management verändern langfristig Menge und Zusammensetzung der OBS-PY Fraktion. Die KAK der Böden wird sowohl vom Ton- und C<sub>org</sub> Gehalt als auch von der OBS Zusammensetzung bestimmt. Prognosen über die Entwicklung der OBS sollten auch Veränderungen in der OBS Zusammensetzung und deren potentielle Folgen für Sorptionseigenschaften berücksichtigen. Zwischen dem relativen C=O Anteil in der pyrophosphatlöslichen OBS und deren KAK wird eine enge Beziehung gefunden. Allerdings bedingt eine Stallmistdüngung unabhängig von Standort und Fruchtfolge ähnliche C=O Anteile und ähnliche KAK in der OBS(PY). Damit bietet die FTIR Analyse eine Möglichkeit Auswirkungen von Bodenbewirtschaftungsmaßnahmen auf Eigenschaften der OBS quantitativ abzubilden.

### Danksagung

Die hier vorgestellten Untersuchungen wurden vom Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft und vom Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg gefördert. Wir danken Herrn R. Rath für die Durchführung der FT-IR Analysen.

### 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.
- Ellerbrock R. H. & Kaiser M. (2005) Stability and composition of different soluble soil organic matter fraction-evidence from  $\delta^{13}\text{C}$  and FTIR signatures. *Geoderma*.128, 28-37
- Leinweber 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.
- Morrison R.T. & Boyd N.B. 1983. Lehrbuch der organischen Chemie. VCH, Weinheim.

# Ist ein biophysikalischer Prozess an der Cadmium-Hyperakkumulation von *Thlaspi caerulescens* beteiligt? Experimentelle Befunde und Simulationsergebnisse

Ingwersen, J., B. Bücherl und T. Streck\*

## 1 Fragestellung

Der Einsatz von Hyperakkumulatoren wie *Thlaspi caerulescens* ist eine neue und viel versprechende sanfte Technologie zur Sanierung von schwermetallbelasteten Böden. Das Wirkungsmechanismengefüge der Hyperakkumulation ist bis heute jedoch noch nicht vollständig verstanden. Das Ziel der vorliegenden Studie ist es, die Rolle der kinetischen Desorption bei der Cd-Hyperakkumulation durch *T. caerulescens* aufzuklären und zu modellieren.

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Versuchsboden

Bei dem Versuchsboden handelt es sich um eine Braunerde von einer Ausweichfläche des Abwasserverregnungsgebietes Braunschweig. Die Proben wurden aus dem Ap-Horizont (0-30 cm) entnommen. Der Cd-Gesamtgehalt (Königswasserextraktion) beträgt 4.7 mg/kg. Weitere wichtige Bodeneigenschaften in Kürze: pH(CaCl<sub>2</sub>) 5.3, C<sub>org</sub> 1.5 Gew.-%, CAL-extrahierbarer P (als P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) 48 mg/kg, CAL-extrahierbares K (als K<sub>2</sub>O) 18 mg/kg. Die Bodentextur ist schluffiger Sand.

### 2.2 Mikro-Lysimeterexperiment

Der Cd- und Zn-Hyperakkumulator *T. caerulescens* aus Südfrankreich (Ganges) und der Nicht-Hyperakkumulator *Brassica juncea* (PI 426308) wurden in Mikro-Lysimetern (Durchmesser 12 cm, Höhe 12 cm) über einen Zeitraum von 13 Wochen kultiviert. Es wurden vier Varianten untersucht: (1) Kontrolle (nur Boden), (2) *T. caerulescens*, (3) *B. juncea* und (4) Co-Anbau von *T. caerulescens* und *B. juncea*. Jede Variante wurde in drei Wiederholungen durchgeführt.

Die Lysimeter wurden mit dem Bodenmaterial gefüllt und eine Lagerungsdichte von 1.3 kg/L eingestellt. Während des Experiments wurden die Lysimeter mit insgesamt 398 mm Lösung beregnet. Vom 1. bis zum 35. Tag wurden die Lysimeter mit einer 0.0025 M CaCl<sub>2</sub> Lösung beregnet. Aufgrund einer sehr geringen Biomasseproduktion wurde am 35. Tag die Beregung auf eine 0.0025 M Nährlösung, die KNO<sub>3</sub>, MgSO<sub>4</sub> und CaHPO<sub>4</sub> in einem Verhältnis von 2:2:1 enthielt, umgestellt. Am unteren Rand der Lysimeter befand sich eine poröse Glasfritte (max. Porendurchmesser 40 µm), an die eine Saugspannung von 30 cm hPa angelegt wurde. Um eine Sorption von Cd an den Gefäßwand der Probengefäße zu verhindern, wurden zu Beginn jedes Messzyklusses 5 mL salpetrige Säure in die Vorlage gegeben.

### 3 Modellbeschreibung

Zur Simulation der Verarmung und Wiederauffüllung der Bodenlösung wurden zwei verschiedene Modellansätze verwendet. Das grundlegende Konzept beider Modelle ist gleich: Im Boden liegt Cd in der wässrigen Phase oder in der sorbierten Phase vor. Im Gleichgewicht ist die Verteilung zwischen den Phasen durch eine Sorptionsisotherme gegeben. Metallentzug durch Pflanzenaufnahme und Auswaschung stören das Gleichgewicht und induzieren einen Transfer von der sorbierten zur wässrigen Phase. Da die Desorption kinetisch kontrolliert

ist, stellt sich das Gleichgewicht allerdings nicht sofort ein. Wenn der Metallentzug größer als die Wiederauffüllung durch Desorption ist, sinkt die Schwermetallkonzentration der wässrigen Phase.

### „One-domain rate-limited“-Desorptionsmodell

Das „one-domain rate-limited“-Modell besteht aus zwei Kompartimenten: dem gelösten und dem sorbierten Metall. Das Modell unterscheidet im Gegensatz zum „two-domain rate-limited“ Modell (s.u.) nicht zwischen Rhizosphären- und Nichtrhizosphärenbereich. Cadmium wird aus dem wässrigen Pool durch Pflanzenentzug und Auswaschung entnommen. Die Wiederauffüllung erfolgt über eine raten-limitierte Desorption. Für die Modellierung der Kontrolle wurde die Pflanzenaufnahme auf null gesetzt.

### „Two-domain rate-limited“ Desorptionsmodell

Im „two-domain rate-limited“ Desorptionsmodell ist der Boden in einen Rhizosphären- und einen Nichtrhizosphärenbereich unterteilt. Abb. 1 zeigt eine schematische Darstellung des Modells. Konzentrationen im Rhizosphären- bzw. Nichtrhizosphärenbereich sind mit dem Symbol „r“ bzw. „n“ gekennzeichnet. Die Pflanze entnimmt das Metall nur aus dem Rhizosphärenbereich. Der Austrag mittels Auswaschung erfolgt aus beiden Bereichen. Zentrale Annahme in dem Modell ist, dass der Desorptionskoeffizient in beiden Bereichen verschieden ist. Im Modell wird weiterhin davon ausgegangen, dass die Rhizosphäre im Laufe des Experiments logistisch expandiert.

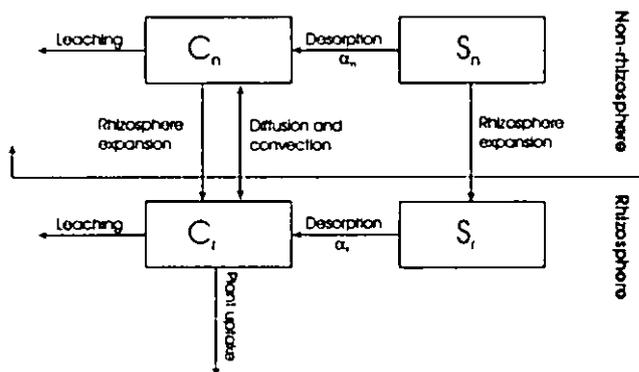


Abb. 1: Schematische Darstellung des "two-domain rate-limited" Desorptionsmodells

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Messergebnisse

Der Co-Anbau von *B. juncea* und *T. caerulescens* führte zu keinem signifikanten Anstieg der Cd-Gehalte im Spross von *B. juncea*. Der Cd-Gehalt in der Monokultur-Variante und der Co-Anbau waren 16.9±1.4 bzw. 15.4±1.6 mg/kg (Mittelwert±Standardabweichung). Der Entzug der *T. caerulescens* Monokultur betrug im Mittel 370.9 µg pro Lysimeter und war damit ungefähr 10-mal höher als der Entzug durch *B. juncea*. Trotz des 10-fach höheren Entzugs durch *T. caerulescens* sinkt die Konzentration im Perkolat nicht unter das Niveau der *B. juncea* Variante (Abb. 2).

\* Universität Hohenheim (310d)  
 Institut für Bodenkunde und Standortslehre, FG Biogeophysik  
 D-70593 Stuttgart  
 e-mail: jingwer@uni-hohenheim.de

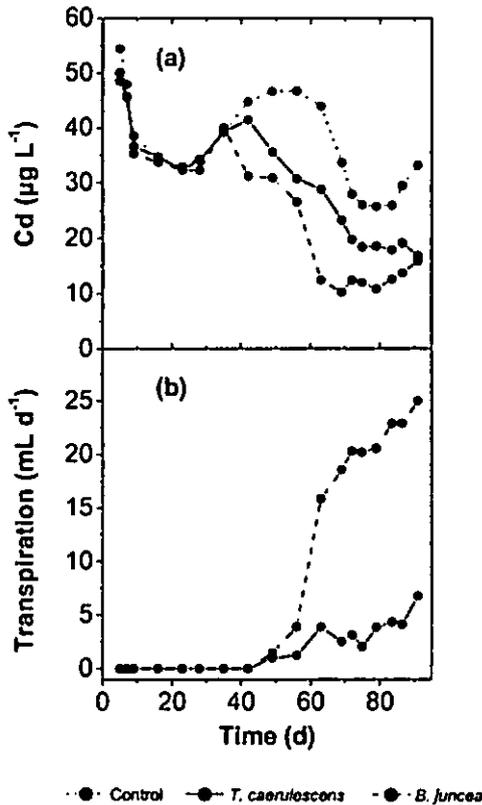


Abb. 2: Cadmium-Konzentrationen im Sickerwasser der Kontrolle, der *T. caerulea* und der *B. juncea* Variante. Die untere Abbildung zeigt die die Transpiration beider Pflanzen.

4.2 Simulationsergebnisse

Abb. 3 zeigt die gemessenen und die simulierten Cd-Konzentrationen im Sickerwasser der Kontrolle. Es ist offensichtlich, dass der beobachtete Verlauf der Cd-Konzentration in Verbindung mit der Beregnungshöhe steht. Hohe Sickerwasserraten fallen mit Perioden niedriger Cd-Konzentration zusammen und umgekehrt. Diese Beobachtungen sind ein Hinweis darauf, dass die Desorption kinetisch-kontrolliert ist. Das "one-domain rate-limited"-Desorptionsmodell kann die gemessenen Konzentrationen gut nachbilden. Wendet man dieses Modell mit den optimierten Parametern auf die *T. caerulea* Variante an, versagt das Modell allerdings (Fig. 4a). Nach dem 35. Tag, d.h. nachdem eine messbare Transpiration und damit eine signifikante Metallaufnahme einsetzt, bricht die simulierte Konzentration nach kurzer Zeit auf null ein. Die Wiederauffüllung der wässrigen Phase durch Desorption ist nicht schnell genug, um den Entzug der Pflanze zu kompensieren. Das "two-domain rate-limited" Modell schneidet bei der Simulation deutlich besser ab (Fig. 4b). Das Modell bildet die beobachtete Dynamik der Cd-Konzentration sehr gut nach. Der optimierte Desorptionskoeffizient des Rhizosphärenbereichs ist 765-mal höher als der des Nichtrhizosphärenbereichs.

5 Schlussfolgerungen

Die kinetische Desorption ist ein wichtiger Prozess bei der Cd-Hyperakkumulation durch *T. caerulea*. Unsere Ergebnisse legen nahe, dass *T. caerulea* über einen Mechanismus verfügen könnte, der die kinetische Desorption von der sorbierten zur gelösten Phase beschleunigt.

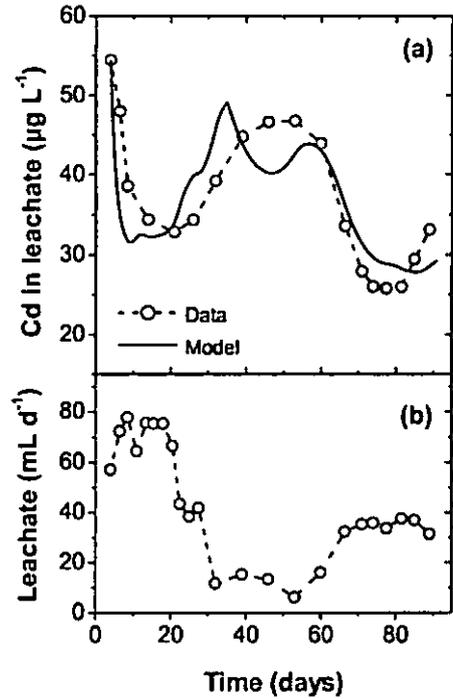


Abb. 3: Gemessene und simulierte Cd-Konzentrationen im Sickerwasser der Kontrolle. Die untere Abbildung zeigt die gesammelte Perkolatmenge

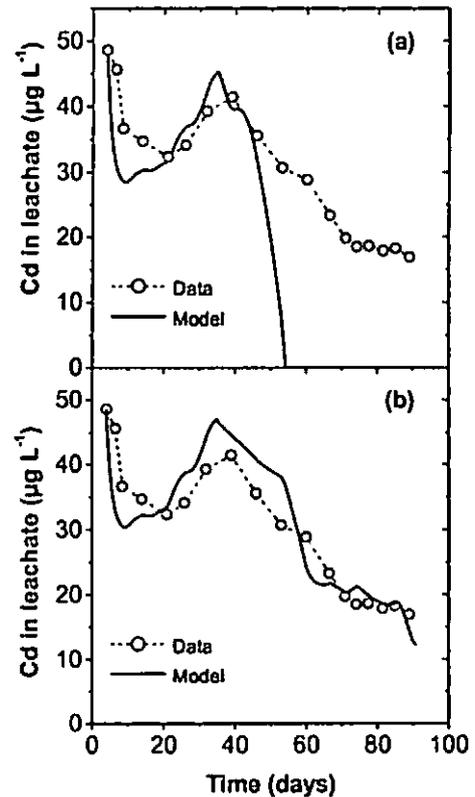


Abb. 4: Gemessene und simulierte Cd-Konzentration im Sickerwasser der *T. caerulea* Variante: (a) "one-domain rate-limited"-Desorptionsmodell und (b) "two-domain rate-limited"-Desorptionsmodell.

# PROZESSBASIERTE MODELLIERUNG DER DYNAMIK DER MOBILEN P-FRAKTION IM OBERBODEN EINES KLEINEINZUGSGEBIETES

J. Seeger<sup>1</sup>, I. Kistner<sup>2</sup>, G. Ollesch<sup>3</sup>,  
R. Meissner<sup>1</sup>, M. Rode<sup>2</sup>

## 1. Einleitung

Der Pflanzennährstoff Phosphor fungiert als einer der entscheidenden Faktoren bei der Eutrophierung von Fließgewässern. Eine wichtige Rolle beim Eintrag von Phosphor in die Vorfluter spielen lösliche, leicht pflanzenverfügbare P-Verbindungen, die schwach an den Oberflächen kristalliner Bodenbestandteile adsorbiert sind ( $P_{\text{mobil}}$ -Pool).

Die Modellierung der Dynamik des  $P_{\text{mobil}}$ -Pools im Boden ermöglicht Aussagen über die Zeiträume mit hohem P-Austragspotential sowie die räumliche Verteilung von Flächen mit hoher P-Verfügbarkeit.

## 2. Untersuchungsgebiet

Das 1.44km<sup>2</sup> grosse Einzugsgebiet Schäfertal liegt im östlichen Unterharz, im Landkreis Quedlinburg, nordwestlich der Ortschaft Siptenfelde.

Im überwiegend ackerbaulich genutzten Gebiet dominieren Parabraun- und Braunerden, in der Tiefenlinie, die weidewirtschaftlich genutzt wird, herrschen Gleye und Pseudogleye vor.

## 3. Modellierungsansatz

Im Untersuchungsgebiet wurde das bodenphysikalische bzw. bodenchemische Modell ANIMO in Kopplung mit dem Wasserhaushaltsmodell WASIM-ETH eingesetzt, um den P-Kreislauf des Oberbodens zu simulieren. Ein speziell entwickeltes Tool ermöglichte die Anwendung von ANIMO, welches primär ein Punktmodell ist, auf der Einzugsgebietsebene.

## 4. Bodenchemische Untersuchungen

Zur Kalibrierung bzw. Validierung des Modells erfolgten saisonale flächendeckende Beprobungen des Oberbodens, wobei zu Beginn und Ende der Vegetationsperiode jeweils 80 Bodenproben in einem 150m-Raster entnommen wurden. Das Bodenmaterial wurde auf wasserlöslichen Phosphor ( $P_w$ ) untersucht, wobei diese Analysemethode die Größe des  $P_{\text{mobil}}$ -Pools erfassen sollte.

Um die zeitliche Dynamik des  $P_{\text{mobil}}$ -Pools zu untersuchen, wurden an zwei Dauerbeobachtungspunkten monatlich Bodenproben entnommen, die ebenfalls auf  $P_w$ -Gehalt untersucht wurden.

Zusätzlich wurde eine flächendeckende Grundbeprobung des Oberbodens durchgeführt, wobei die Bestimmung der Konzentrationen an P, Al und Fe im Oxalataufschluss, Gesamt-P sowie  $C_{\text{org}}$  erfolgte.

---

<sup>1</sup> UFZ-Umweltforschungszentrum, Department Bodenforschung, Lysimeterstation Falkenberg, Dorfstrasse 55, D-39615 Falkenberg

<sup>2</sup> UFZ-Umweltforschungszentrum, Department Hydrologische Modellierung, Brueckstr. 3A, D-39104 Magdeburg

<sup>3</sup> UFZ-Umweltforschungszentrum, Department Bodenforschung, Brueckstr. 3A, D-39104 Magdeburg

## 5. Ergebnisse

Um Rückschlüsse auf mögliche Zusammenhänge zwischen der Größe des  $P_{\text{mobil}}$ -Pools und den chemischen Bodeneigenschaften zu erhalten, wurden die im Rahmen der Grundbeprobung erhobenen Bodenparameter miteinander korreliert (Abb. 1).

Die errechneten Korrelationskoeffizienten nach Pearson belegen einen engen Zusammenhang zwischen den mobilen P-Verbindungen und ihren wichtigsten Sorbenten – organischer Substanz sowie Al- und Fe-Oxiden.

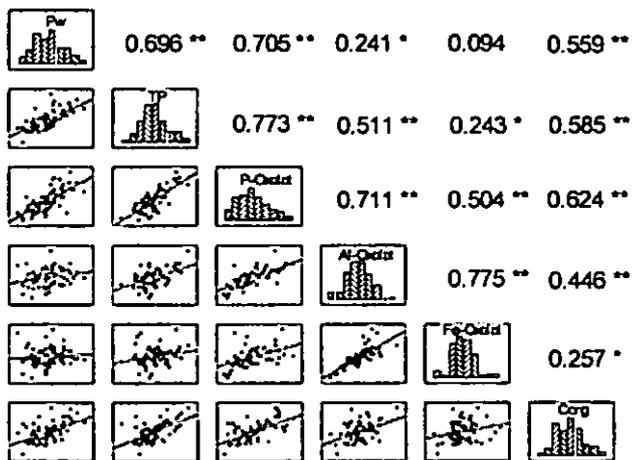


Abb. 1: Korrelationsmatrix und -koeffizienten der analysierten Bodenparameter (\*\* signifikant auf dem 0.01 Niveau, \* signifikant auf dem 0.05 Niveau)

Die Untersuchungen an den Dauerbeobachtungspunkten ergaben, dass der  $P_{\text{mobil}}$ -Pool einer zeitlichen Dynamik unterliegt, die insbesondere durch die Landnutzung gesteuert wird.

Die Modellierung der räumlichen Variabilität der Pw-Konzentrationen mit dem Modellsystem ANIMO/WASIM lieferte insgesamt gute Resultate. Bei der Validierung der Modellergebnisse anhand von 80 Messpunkten

konnte ein Korrelationskoeffizient von 0.72 erreicht werden (Abb. 2).

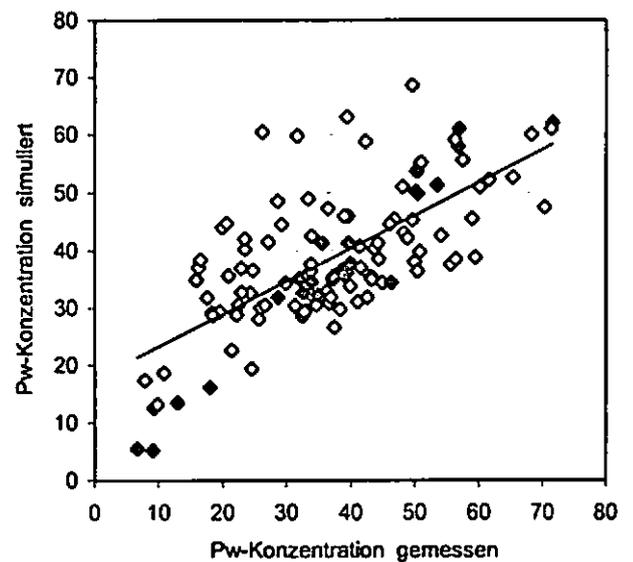


Abb. 2: Korrelation zwischen simulierten und gemessenen Werten der Pw-Konzentration (Angaben in mg  $P_2O_5/l$ , geschlossene Rauten - kalibrierte Werte, offene Rauten - validierte Werte)

## 6. Fazit

Die Modellrechnungen sowie Bodenuntersuchungen zeigen, dass die Größe des  $P_{\text{mobil}}$ -Pools des Bodens von pedogenen Faktoren des Standortes abhängig ist, und einer zeitlichen Dynamik unterliegt, die an die Landnutzung und den Bodenwasserhaushalt gekoppelt ist.

Im Vergleich zu den bereits existierenden P-Indizes stellt das Modellsystem ANIMO/WASIM aufgrund seiner prozessorientierten Ansätze und der zeitlich dynamischen Simulation eine neu Herangehensweise an die Quantifizierung der P-Verfügbarkeit dar.

## The development of a rhizosphere model with chemical speciation for the identification of the dominant processes in arsenic transfer

K. Szegedi<sup>1,2</sup>, D. Vetterlein<sup>1,2</sup>, H.-U. Neue<sup>1</sup>, R. Jahn<sup>2</sup>

### Introduction

The objective of our work is to identify the dominant processes in the rhizosphere in respect to the transfer of toxic arsenic from the soil to the plant and thus into the food chain. The focus is on considering transport from the bulk soil to the root surface and root-uptake of the different arsenic species. In addition, changes in arsenic speciation in the vicinity of the root as a result of root respiration and exudation are taken into account. Hence it is necessary to understand the physicochemical processes that can affect the speciation of arsenic in the rhizosphere, a complex transport model including chemical speciation is being developed based on the geochemical code PHREEQC (Parkhurst and Appelo 1999). The validation of the model is conducted with temporarily and spatially resolved data on soil solution composition from a compartment system experiment in which *Zea mays* was grown in quartz substrate amended with different amounts of goethite (Vetterlein et al, this volume).

of the root compartment. Soil solution samples were weekly collected with micro suction cups installed horizontally with a spatial resolution of 6 mm. The weight of the compartment system and the sand bed was continuously registered in order to determine the rate of evapotranspiration. The solution samples were analysed for the major elements and As species.

### Theoretical background

At present there are a number of different approaches for modelling transport processes in the rhizosphere. Each of them has a specific emphasize and thus their application is usually restricted. Although there are some more widely applied models of nutrient transport in the rhizosphere (Nye 1983, Barber & Cushman 1983), which have given very good predictions in a number of cases, the need of understanding the physicochemical and chemical processes in the rhizosphere can only be satisfied with coupled speciation-transport models. Such models were presented only by Hoffland (1990), Geelhoed (1999) and Nietfeld (2001). Only the model of Nietfeld describes a full chemical speciation, the other two take into account only a small number of ions. Only the model of Nietfeld can make predictions on the pH. Nietfeld's model is purely mathematical — not directly based on experimental data. Although the final goal is to describe the role of

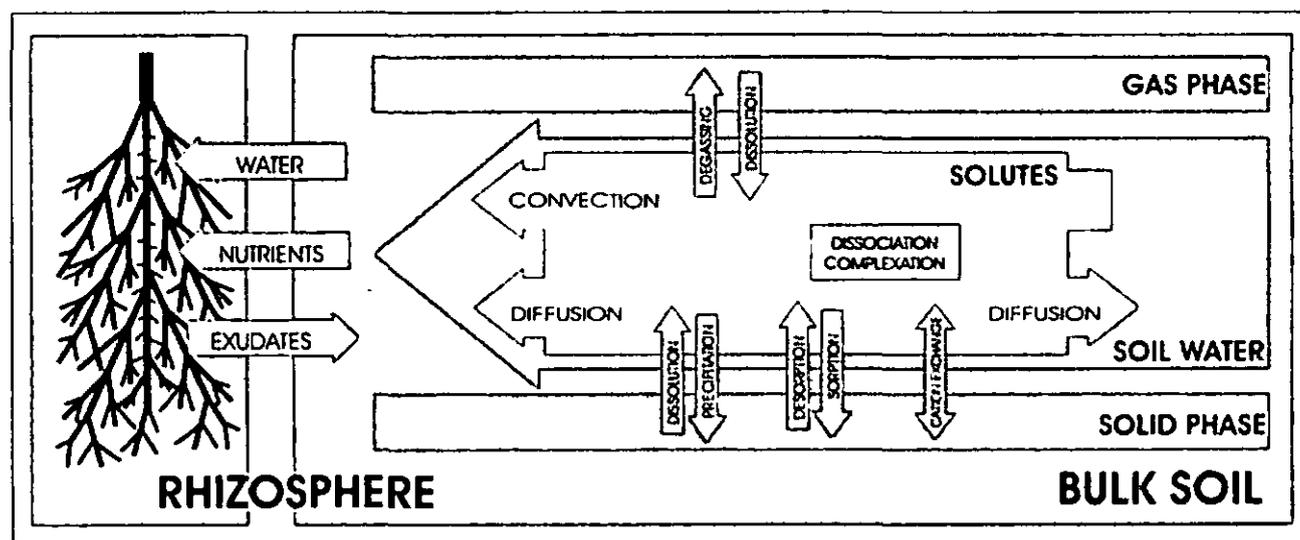


Figure 1: Rhizosphere processes

### Experimental methods

The compartment system presented by Vetterlein and Jahn (2004) was used as a reference system. An artificial substrate based on quartz fertilized with different macro- and micronutrients, mixed with goethite in different amounts and spiked with arsenate was packed into compartment systems. The compartment systems were planted with corn (*Zea Mays*). The initial water content of 25% was maintained by irrigation via a sand bed. Soil matric potential was continuously measured by microtensiometers with increasing distance from the centre

rhizosphere processes in the field an evaluation of such models is not possible in the field situation. As a first step to calibrate and verify such models simplified systems are required, which can be used in a controlled environment. The use of a compartment system gives the possibility not only to simplify the geometry but also to separate the bulk soil from the root zone. The use of artificial substrates with known additions of certain minerals facilitates the application of geochemical models to the system.

### The model

The first and most important step of work is to describe the initial state of the system at the start of the experiment 'T<sub>0</sub>', i.e. the soil/ soil solution before planting: to determine the mineral phases that control the concentration of the solutes, and the species which have a crucial role in the solution composition. The transport modelling can be reasonable and effective only after having a well described and a sufficiently understood picture of the applied solutes and media. Thus, the computer model being developed

<sup>1</sup> UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Department Bodenforschung (BOFO), Theodor-Lieser-Strasse 4, 06120 Halle/Saale, email: krisztian.szegedi@ufz.de

<sup>2</sup> Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Weidenplan 14, 06108 Halle/Saale

consists of two main modules: (i) the initialization module performs the calibration of the model and determines the initial parameters for the transport module based on experimental data and constants from the literature, (ii) the transport module copes with the three main problems in the rhizosphere: plant uptake, transport and speciation.

Up to this point only the initialization module has been realized, the transport module is presented here as a concept. The transport part of the model is the convective-diffusion equation in the form applied for unsaturated soils. The plant water uptake is derived from the transpiration rate calculated from the weight changes of the compartment system. The nutrient uptake rate appears as a boundary condition of the transport equations and is described according to Barber (1995). The chemical speciation is calculated by the widely applied geochemical code PHREEQC (Parkhurst and Appelo 1999). Applying the split-operator technique, the speciation equations are solved separately from the transport equations. The differential equations are to be solved in MATLAB, which offers a robust PDE-solver and has the possibility of calling external programs, thus PHREEQC be used to calculate the speciation in the model.

The existing geochemical models of the chemistry of aqueous systems divide the possible chemical and physicochemical reactions into four big groups and treat separately: (i) the association and dissociation reactions in the solution, (ii/a) the precipitation and dissolution of solid phases interacting with the solution, (ii/b) the dissolution and evaporation of gases, (iii) ion exchange, (iv) sorption on surfaces, which is described in PHREEQC with the generalized two-layer model (Dzombak and Morel 1990). Thus, minerals are defined as solid phases and exchangers and surface sorption sites. In the case of equilibrium, the reactions are described with algebraic mass action equations. One of the largest difficulties by modelling chemical speciation is caused by the inconsistency of the database of chemical reactions: the equilibrium constants are from separate sources, and were measured in different ways (Parkhurst and Appelo 1999).

## Results

The determination of the mineral phases controlling the concentration of more elements in the soil solution was performed by modelling soil solution composition of compartment systems having no goethite added. Some major difficulties have occurred later, by the modelling of systems with goethite added. The number of surface binding sites was determined after Dzombak and Morel. The sorption on goethite was found to govern the concentration of P and As in the solution. The modelled data closely reproduced the measured values in the case of P, but a higher deviation was observed in the case of As. The agreement between the measured and the modelled values could not be increased by any of the chosen numerous modifications of the model. This has indicated that either the amount of the surface binding sites of goethite or the equilibrium constants of the surface bindings had to be reconsidered. According to Dzombak and Morel, the equilibrium constants of the binding reactions of As and P on the weak and strong surface binding sites of hydrous ferric oxide have a huge uncertainty, even up to 60%. This means by the terms of statistics that the real value can be any value in the  $\pm 60\%$  interval around the literature value with a 95% probability.

This consideration supports the idea of optimizing the equilibrium constants. The amount of surface binding sites should be also a subject of optimization, because the

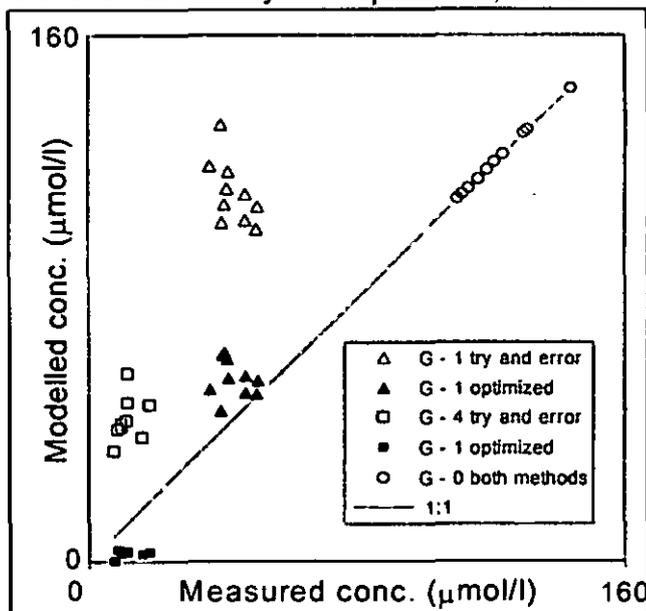


Figure 2: Modelled vs. measured concentration of As(V) in the soil solution (mol/l) by different amounts of added goethite (0,1,4 g/kg soil) with and without the application of the optimization code.

published values apply only for certain conditions.

A computer program with graphical user interface was written in MATLAB to execute this task. The optimization was made by applying the simplex method (Lagarias et al 1998). The optimization significantly increased the agreement between the measured and modelled values, and the output was considered to be reasonable as the obtained values were in the range of literature data. This optimization routine is going to be offered for public use as an independent program, thus it can be applied to problems other than the example of arsenic transport in the rhizosphere presented.

## Acknowledgements

The authors thank Heino Niefeld and Andreas Tretner for valuable discussions.

This work is conducted in the framework of the BASS Helmholtz-Hochschul-Nachwuchsgruppe.

## Literature

- Barber 1995: Soil nutrient bioavailability: a mechanistic approach; Wiley  
 Cushman 1983: Plant and Soil 79, 123-141.  
 Dzombak and Morel 1990: Surface Complexation Modeling; Wiley  
 Geelhoed et al 1999: Eur J Soil Sci 50, 379-390.  
 Hoffland 1990: Simulation of nutrient uptake by a growing root system considering increasing root density and inter-root competition In: Plant nutrition - physiology and applications; Kluwer  
 Lagarias et al 1998: SIAM Journal of Optimization, 9, 112-147.  
 Niefeld 2001: Modeling the dynamics of the rhizosphere aluminum chemistry in acid forest soils. In Trace elements in the rhizosphere; CRC  
 Nye 1983: J Soil Sci 3,4 677-691.  
 Parkhurst and Appelo 1999: User's guide to PHREEQC  
 Vetterlein and Jahn 2004: Eur J Soil Sci 55, 497-504.

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

REFERATE / POSTER

**Gemeinsame Sitzung der Kommissionen I, VI und VIII**

Band 107

Heft 2

2005



# Runoff and soil erosion from a Vertisol in the Highlands of Ethiopia as affected by land preparation methods

\*Teklu, Erkosssa, Karl Stahr and Thomas Gaiser

Universität Hohenheim, Institute of Soil Science and Land Evaluation (310)

## Introduction

Ethiopia with its agriculture-based economy is one of the poorest countries on earth accommodating the second highest human population in Africa. Due to soil quality degradation, limited capital investment, lack of appropriate technologies and frequent drought among others, its agricultural productivity is highly constrained. This study was conducted on a Vertisol in the Central Highlands of Ethiopia. Although soil scientists consider Vertisols as high potential soils, farmers judge them as marginal soils. This is related to their hydro-physical properties that impede land preparation and other cultivation practices and the severe water logging that hamper productivity.

## Materials and Methods

The study was conducted during the main rainy season from 1998 to 2002, at the Caffee Donsaa (2400m asl) located at 08°57' N; 39°06' E in Central Highlands Vertisols area of Ethiopia. However, this report covers only the years 2001 and 2002 as nutrient loss was analysed only for the same periods. The site has a mean annual rainfall of 900 mm (Fig. 1) and temperature of 17°C.

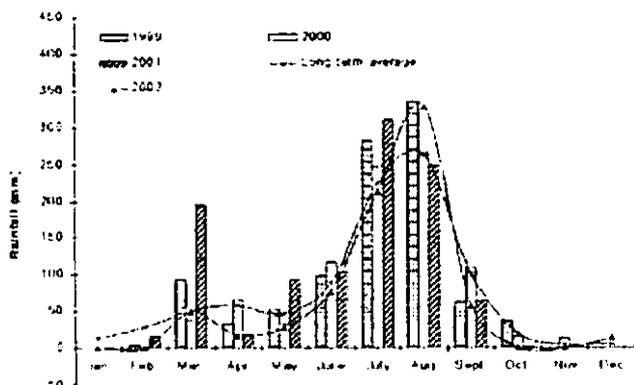


Fig. 1 Rainfall distribution at Caffee Donsaa area

Four land preparation options were evaluated for their effects on surface runoff (drainage) as well as soil and nutrient loss. The treatments were arranged in a randomised complete block design, with three replications on permanent 'Wischmeier' plots (22 m x 6 m) (Wischmeier and Smith 1978). The treatments include:

**Broad Bed and Furrow (BBF):** constructed with a broad bed maker (BBM), which is a modified oxen-drawn traditional wooden plough with effective growing bed area of 80 cm wide and 15 cm high, separated by 40 cm wide furrows (Jutzi et al. 1986). The crops are sown at the end of June or beginning of July, depending on the onset of rain.

**Ridge and Furrow (RF):** constructed with the traditional

thyne-plough after the seed is broadcast so that the crops grow on the ridges, allowing the excess water to drain out of the field through the furrows (about 20 cm high and 30 cm wide). The crops were sown late in the season (late August to early September). This is a traditional practice to combat the problem of water logging.

**Green Manure (GM):** refers to a practice where Vetch (*Vicia desicarpa*) was sown in May using the short rain to serve as a cover crop during the wettest season and was ploughed under 15 to 20 days before sowing the main crops at the traditional planting time (late August to early September).

**Reduced Tillage (RT):** plots remained in fallow until they were sprayed with herbicide (Roundup) at 4L ha<sup>-1</sup> ten to fifteen days before sowing. The seeds were broadcast and covered by a single tillage using the local plough for wheat and lentil, while tef was broadcast on a freshly tilled surface. The treatments were permanent while the crops were rotated following their traditional sequence (wheat, lentil, tef). During 2001 and 2002, wheat and lentil, respectively, were sown. Multi-slot divisors (FAO 1993) were used for runoff and soil loss measurement. The quantity and the nutrient and organic matter content of the sediment lost were determined.

## Runoff

Annual rainfall in year 2002 (a severe drought year) was reduced compared to the long-term average. Nevertheless, the quantity of runoff increased regardless of the treatments (Table 1). This was in response to the increased rainfall during the measurement period. The treatments significantly affected runoff in 2001 and 2002. BBF and RT gave the largest runoff draining 67% and 54% in 2001 and 61% and 53% in 2002, respectively. Therefore, the result confirms the previous reports (Teklu et al. 2004), in which BBF induced the highest surface runoff as compared to RF and flat seedbeds for Vertisols in the highlands of Ethiopia. The increased runoff from RT could be attributed to reduced surface storage capacity since the surface is relatively smooth.

The runoff coefficient especially under BBF and RT was substantial, even during the dry year of 2002. If appropriate water harvesting system is applied, this can help to effectively deal with the problem of crop failure due to moisture stress and to avoid the loss of soil and nutrients (Teklu et al. 2004).

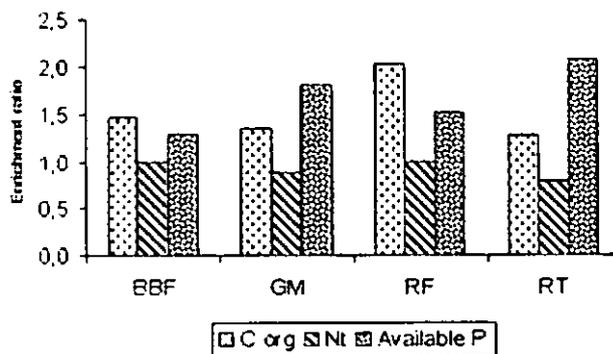


Fig. 2 Land preparation methods effects on the enrichment ratio of the sediments (2002)

\*Teklu Erkosssa

Debre Zeit Agricultural Research Centre, P.O.Box 32, Debre Zeit, Ethiopia, ERKOSSA@yahoo.com

## Soil loss

Similar to the runoff, the soil loss was increased in the year 2002 for all the treatments. In both years, however, the effect of the treatments was not significant. Yet, corresponding to the runoff, BBF and RT in 2001 and BBF and RF in 2002, respectively, resulted in higher soil loss (Table 1). Nevertheless, the soil loss under all the treatments was low for the central highland Vertisols (Teklu 1997). The highest soil loss from BBF may be attributed in part to its increased runoff, bare walls and bottoms of the furrows that are exposed to the rainfall impacts and the scoring effects of the runoff. Despite its better surface cover (by weeds), RT caused a relatively higher soil loss in 2001, mainly due to the increased runoff. In the face of the occasional tillage before and during the main rainy season, which buries any emerging weed and leave the lose soil bare, the increased soil loss due to RF in 2002 compared to GM and RT was expected.

Table 1 Land preparation methods effects on runoff and soil loss

Treatment	Runoff (mm)		Soil loss (t ha <sup>-1</sup> )	
	2001	2002	2001	2002
BBF	278a	286 a	2.4	3.3
GM	212c	230 b	1.5	2.8
RF	214c	237b	1.2	3.2
RT	252b	281a	2.1	2.8
P	0.01	0.01	NS	NS

Means within the same column, followed by the same letter are not significantly different

## Nutrient loss

Associated with the runoff and the sediments  $C_{org}$  and plant nutrients were lost. The loss of Soil organic carbon ( $C_{org}$ ), Total Nitrogen ( $N_t$ ) and available P with the eroded sediments for the years 2001 and 2002 (Table 2) was not statistically significant. However, corresponding to its highest runoff and soil loss, BBF resulted in the highest loss of  $C_{org}$  and nutrients, except for  $C_{org}$  in year 2001. The correlation between the nutrient content of the eroded sediment and that of the surface soil varied with the treatments. The relationship between the  $C_{org}$ ,  $N_t$  and available P contents of the surface soil and the sediment for RT. In addition, the content of  $N_t$  and available P for GM and available P for RF in the sediment and the surface soil are strongly correlated. Thus, the higher the nutrient contents of the surface soil, the more the nutrient loss with the sediment.

Table 2 Land preparation methods effects on annual nutrient and  $C_{org}$  loss with eroded sediments

Year	Treatment	$C_{org}$ (kg ha <sup>-1</sup> )	$N_t$ * (kg ha <sup>-1</sup> )	Available P (g ha <sup>-1</sup> )
2001	BBF	25.5	1.2	13
	GM	17.2	0.6	7
	RF	14.6	0.7	6
	RT	26.1	0.9	11
2002	BBF	34.9	2.0	2
	GM	26.8	1.5	2
	RF	29.9	1.7	2
	RT	25.6	1.5	2

\* Value does not include mineral nitrogen

A paired sample t-test showed that regardless of the treatments the  $C_{org}$  and available P contents of the eroded sediment was significantly higher than that of the surface soil while the  $N_t$  content was nearly the same. This indicates that runoff does not only remove sediments, but also washes the nutrients and  $C_{org}$  out of the remaining soil, leading to soil quality deterioration.

The enrichment ratio (ER), the ratio of the  $C_{org}$  and nutrients content of the eroded sediment to that of the original surface soil was the highest for  $C_{org}$  and available P under RF and RT, respectively (Fig. 2). There was reduced ER (less than one) for  $N_t$  under GM and RT. This is because only nutrients in the sediments, excluding the part that was dissolved in runoff were considered. The higher ER indicates that the quantity of soil loss alone does not tell the magnitude of the soil quality degradation on the field to warn the land managers and policy makers to take urgent actions. ER may be used in calculating or modelling the onsite and offsite effects of runoff and soil erosion. Also, in investigating or modelling the nutrient enrichment of surface water bodies and the danger of pollution, enrichment ratio may be used instead of total sediment load and nutrient content of the original surface soil.

## References

- Food and Agricultural Organisation of the United Nations (FAO) 1993. Field measurement of Soil Erosion and runoff, FAO Soils Bulletin 68, Rome. Pp 25-52
- Jutzi SC, Anderson FM & Astatke A 1986. Low cost modifications of the traditional Ethiopian type plough for land shaping and surface drainage of heavy clay soils: Preliminary results from on-farm verifications. In: P. Starkey and F. Ndiane (eds). Animal power in farming system, 127-132, Eschborn, Germany: German Technical Agency.
- Teklu E, G Assefa & K Stahr 2004. Land preparation methods efficiency on the highland Vertisols of Ethiopia. Irrigation and Drainage 53:1 69-75.
- Wischmeier WH & DD Smith 1978. Predicting rainfall erosion losses- a guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook No.537 Washington D.C.

## PM10 - Freisetzungspotentiale von Böden

R. Funk<sup>1</sup>, H. I. Reuter<sup>1</sup>, C. Hoffmann<sup>1</sup>,  
L. Völker<sup>1</sup> und D. Öttl<sup>2</sup>

### Einführung

Die seit dem 01.01.2005 geltende EU-Tochtrichtlinie (1999/30/EG) zur Luftqualität verpflichtet die Kommunen in Deutschland für die Einhaltung der Grenzwerte der Feinstaubkonzentration (Partikel kleiner 10 µm im Durchmesser – PM10) in der Luft zu sorgen. So darf nur noch an 35 Tagen im Jahr ein Tagesmittelwert von 50 µg überschritten werden, dann muss mit Maßnahmen zur Minderung der Belastung reagiert werden. Als Hauptquelle für PM10 gelten in urbanen Ballungsräumen vor allem Verkehr und Industrie. In trockenen Jahren liegen aber auch die regionalen Hintergrundwerte oft schon über dem Grenzwert. Messungen im Berliner Umland zeigten, dass es in trockenen Jahren auch dort problematisch werden kann, die Grenzwerte einzuhalten. Als Quelle muss hier vor allem die Landwirtschaft angesehen werden. Böden stellen sowohl Quellen als auch Senken für Staubpartikel dar. Da Winderosion auch im europäischen Tiefland inzwischen als eine Degradierungsursache landwirtschaftlich genutzter Flächen gilt, kann dies als ein Zeichen angesehen werden, dass der Austrag auf den betroffenen Flächen überwiegt. Da vorrangig Partikel der Ton- und Schlufffraktionen sowie organische Substanz von Auswehung betroffen sind, ist die unmittelbare Folge eine Reduzierung der Bodenfruchtbarkeit (Oldemann et al. 1990, EEA 2003). Staub kann niemals direkt von Böden emittieren, es bedarf vielmehr eines auslösenden Prozesses um Partikel dieser Fraktionen freizusetzen. Dies kann durch Winderosion oder Bodenbearbeitung geschehen. Als charakteristisch für Winderosionsereignisse ist, dass in relativ kurzen Zeiträumen (i.d.R. Stunden) große Mengen Staub freigesetzt werden können. Voraussetzungen sind eine anfällige Bodenoberfläche (brach, ohne Kruste, ohne Vegetation) und Windgeschwindigkeiten oberhalb eines bestimmten Schwellenwertes. Als einschränkende Bedingungen der Winderosion sind dagegen zu nennen:

- oben genannte Voraussetzungen treffen innerhalb eines Jahres nur stundenweise aufeinander;
- es sind vorwiegend Böden mit geringen Ton- und Schluffanteilen betroffen;
- es sind vorwiegend die Flächen von Sommerfruchtarten betroffen, da Winderosion häufig in den Frühjahrsmonaten auftritt;
- es ist nicht die gesamte Fläche eines Feldes betroffen und
- der Auswehung unterliegen nur die obersten Millimeter der Oberfläche.

Im Unterschied zur Winderosion sind bei der Bodenbearbeitung sämtliche landwirtschaftlich genutzten Flächen betroffen, auch jene, die gegenüber der Winderosion selbst stabil genug sind, da sie über größere Anteile an feinen Partikeln verfügen (z.B. Löss- oder Tonböden). Die betroffene Fläche vervielfacht sich bei der Bodenbearbeitung um die Anzahl der Bearbeitungsgänge, die auf einem Feld erfolgen. Des Weiteren sind alle landwirtschaftlichen Kulturen betroffen, nicht nur die Sommerfrüchte. Die Bedeutung der Bodenbearbeitung als Quelle für Feinstaub kann wie folgt zusammengefasst werden:

- die ganze Fläche eines Feldes wird beeinflusst, mehrmals innerhalb eines Jahres;
- alle Bodenarten und alle Fruchtarten sind betroffen;
- der Boden wird bis zur Bearbeitungstiefe gestört;
- die Bodenbearbeitung/Ernte erfolgt meist bei trockenem Wetter.

Das Ziel dieser Untersuchungen besteht in der Quantifizierung des bodenbürtigen Anteils an der PM10 Belastung, deren Freisetzung durch Winderosion und Bodenbearbeitung ausgelöst wird. Dabei wird der Schwerpunkt auf die Bodenfeuchte gelegt, die ein maßgeblicher Einflussfaktor der Staubemission von Böden ist.

### Material und Methoden

In Windkanalversuchen wurde in Abhängigkeit von Bodenart und Bodenfeuchte das PM10-Freisetzungspotential untersucht. Die untersuchten Bodenarten umfassten 12 Sande, 3 Schluffe, 1 Tonboden sowie 3 degradierte Moorstandorte. Die Feuchtestufen waren: 105°C Trockenschrank, lufttrocken sowie in 0.2 M%- Schritten zunehmend bis zu Endwerten von ca. 3-7 M%, in Abhängigkeit von der Bodenart. Die so präparierten Bodenproben wurden nach dem Prinzip

<sup>1</sup> ZALF Müncheberg, Institut für Bodenlandschaftsforschung, 15374 Müncheberg, Eberswalder Str.84

<sup>2</sup> TU Graz, Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik, Inffeldgasse 21A, 8010 Graz, Austria

eines Schwerkraft-Querstromsichters (DIN 66118) am Anfang der 7m langen Messstrecke des Windkanals von oben in einen Luftstrom von 3 m/s zugegeben. Am Ende der Messstrecke erfolgte die Staubmessung mit einem Dust Monitor der Firma Grimm. Dieses Gerät misst in Echtzeit die PM10, PM2.5 und PM1.0 - Konzentrationen in  $\mu\text{g je m}^3$  und die Partikelanzahl von 0.3  $\mu\text{m}$  bis 32  $\mu\text{m}$  Durchmesser in 15 Klassen.

Messungen während Maßnahmen der Bodenbearbeitung erfolgten ebenfalls mit diesem Gerät. Abgeleitete Emissionsraten basieren auf Berechnungen mit dem Ausbreitungsmodell GRAL (Oetl. Et al 2001). Durch Messung der Bodenfeuchte in 1 cm Schritten bis zur Bearbeitungstiefe, wurde der Anteil des Bodens bestimmt, der PM10 emittieren kann.

Die regionale Analyse des PM10-Emissionspotentials für das Bundesland Brandenburg basiert auf den Substratflächentypen der MMK und den daraus abgeleiteten Texturwerten. Die Berechnung eines flächenbezogenen Emissionspotentials wurde aus der Feuchtestufe „lufttrocken“ und für eine Bodenschicht von 2 mm vorgenommen. Dies entspricht der bei einem Winderosionsereignis beeinflussten Bodenschicht.

**Ergebnisse**

Böden können bei Winderosion und durch Bodenbearbeitungsmaßnahmen direkt Partikel in der Feinstaubfraktion emittieren.

Bereits bei geringen Bodenfeuchten sinkt die Emission von Feinstaub erheblich. Die Grenze, ab der kein Feinstaub mehr emittiert wird liegt bei Sandböden bei rund 3 M%, Lössböden setzen bis rund 7 M% noch Stäube frei (Abb1.)

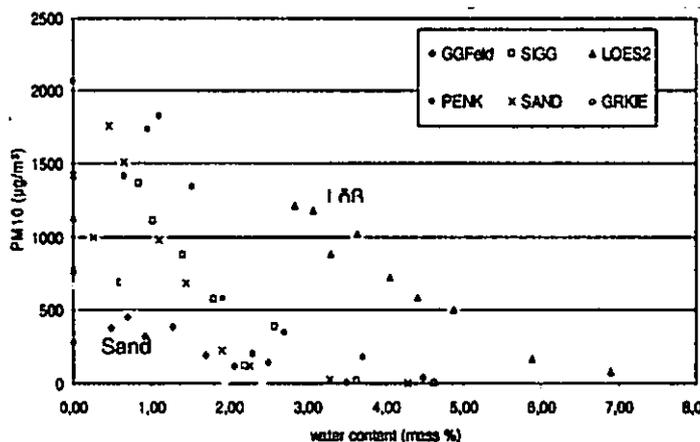


Abb. 1: PM10 Emission verschiedener Bodenarten in Abhängigkeit der Bodenfeuchte

Die bei der Bodenbearbeitung ermittelten PM-Emissionen sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

Bei allen Maßnahmen trug nur die oberste, in etwa 2 cm starke Bodenschicht zur Emission bei. Alle darunter liegende Schichten waren für die Staubemission zu feucht.

Tab. 1: PM-Emissionen verschiedener Bodenbearbeitungsmaßnahmen

	PM10 (mg/m <sup>3</sup> )	PM2.5 (mg/m <sup>3</sup> )	PM1.0 (mg/m <sup>3</sup> )
Pflug mit Packer	120	2	1
Fräsen	82	29	< 1
Grubber	137	12	3
Drillmaschine mit Fräse	186	6	2

Oetl. et al 2005

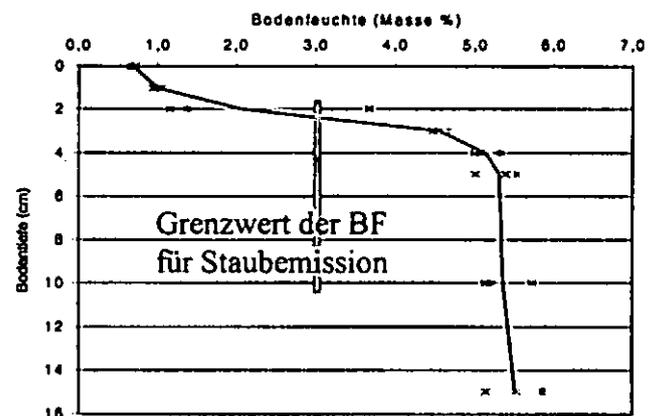


Abb. 2 : Typisches Feuchteprofil während der Bodenbearbeitung

**Literatur**

DIN 66118: Korn-(Teilchen-)größenanalyse. Sichtanalyse, Grundlagen. Normenausschuß Siebböden und Kornmessung im DIN.  
 EEA 2003: Gobin, A., Govers, G., Jones, R., Kirkby, M. and Kosmas, C. 2003: Assessment and reporting on soil erosion. European Environment Agency, Technical Report 94, 103 pp.  
 Oldemann, L.R., Hakkeling, R.T.A. and Sombroek, W.G. 1990: World map of human-induced soil degradation: an explanatory note, Global Assessment of Soil Degradation (GLASOD), ISRIC and United Nations Environment Program (UNEP), FAO-ITC, 27 pp.  
 Oetl, D., J. Kukkonen, R. Almbauer, P.J. Sturm, M. Pohjola & J. Härkönen 2001: Evaluation of a Gaussian and a Lagrangian model against a roadside data set, with emphasis on low wind speed conditions. Atmosph. Environ. 35, 2123-2132.  
 Oetl, D., R. Funk & P.J. Sturm 2005: PM emission factors for farming activities. Proceedings of the 14<sup>th</sup> International Conference "Transport and Air Pollution", Graz 2005.

## Aggregatstabilität als Indikator für physikalische Bodendegradierung

Matthias Gieska, Manfred Altermann und Rienk R. van der Ploeg

### Indikator zur Umsetzung des BBodSchG

Das Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) benennt in §17(2) sieben Grundsätze für die gute fachliche Praxis der Bodennutzung zur nachhaltigen Sicherung der Bodenfruchtbarkeit und der Leistungsfähigkeit des Bodens. Um die Einhaltung der genannten Grundsätze in der landwirtschaftlichen Praxis zu erreichen bzw. zu überprüfen, müssten umfangreiche Bodenanalysen für jeden Ackerschlag durchgeführt werden. Zur Verringerung des Aufwandes und der damit verbundenen Kosten empfiehlt es sich einen Sammelparameter zu bestimmen. Dieser Indikator müsste einfach zu ermitteln sein und Böden, die möglicherweise nicht nachhaltig bewirtschaftet werden, identifizieren können. Diese Standorte könnten dann eingehender untersucht werden, um nötigenfalls Empfehlungen zu einer nachhaltigeren Nutzung aussprechen

zu können. Die Aggregatstabilität des Bodens ist beispielsweise ein mehrere Einflussfaktoren zusammenführender Bodenkennwert, der sich zu einer ersten Standorteinschätzung eignen könnte (Abb. 1).

### Veränderung der Aggregatstabilität durch langjährige Intensiv-Landwirtschaft

In einer Untersuchung, ob und wie sich langjährige Intensiv-Landwirtschaft auf die Aggregatstabilität ( $\Delta$ GMD) von Lössböden im Hinblick auf den Standorts- und den Gebietswasserhaushalt auswirkt, zeigte sich die Eignung der Aggregatstabilität als Indikator für physikalische Bodendegradierung (Gieska et al. 2003).

Die Untersuchungen wurden am Oberboden von 11 Schwarzerden aus Löss im Raum Hildesheim durchgeführt. Die Standorte sind unter langjähriger Wald-, Wiesen- sowie Ackernutzung und wurden bereits in den sechziger Jahren bodenkundlich untersucht, so dass Veränderungen aus dem Vergleich der

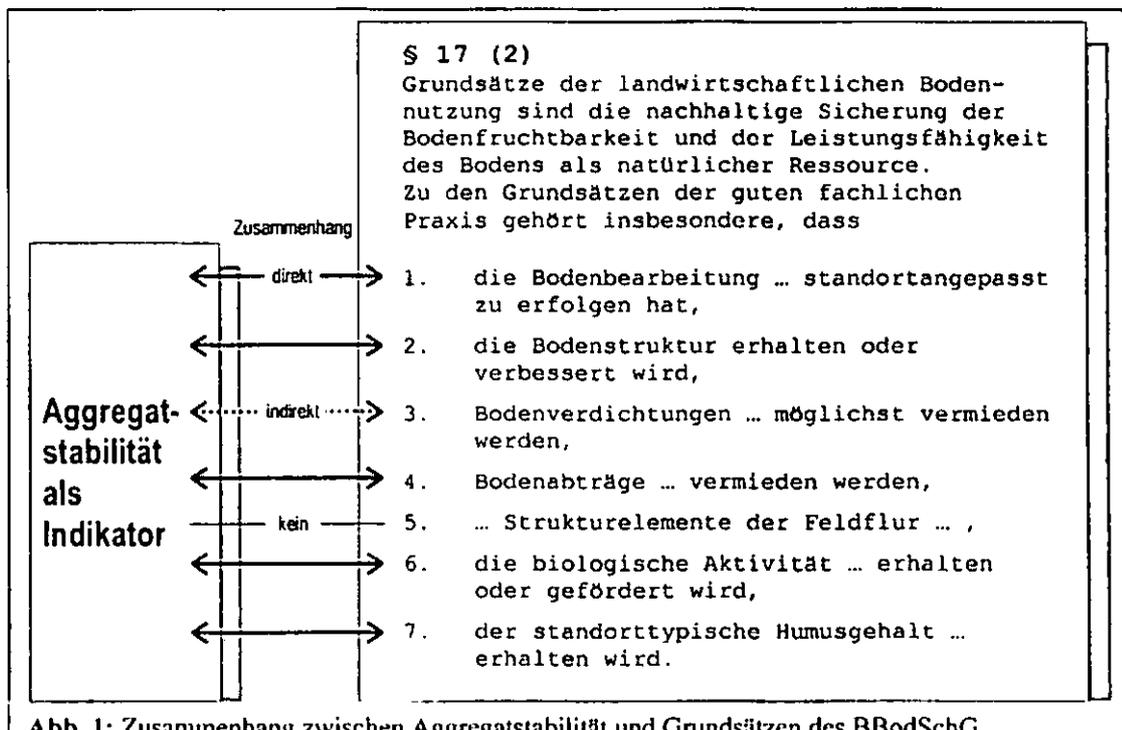


Abb. 1: Zusammenhang zwischen Aggregatstabilität und Grundsätzen des BBodSchG.

aktuellen Messergebnisse mit dem damaligen Zustand der Böden abgelesen werden können. Die Vergleiche der Wiesenstandorte dienten dabei als Validierung der Messmethoden.

Die Aggregatstabilität der untersuchten Ackerböden hat sich deutlich von  $\Delta\text{GMD} = 2 \text{ mm}$  auf im Mittel  $4,2 \text{ mm}$  verschlechtert, was möglicherweise mit einer Verringerung der Humusqualität zu erklären sein könnte (Abb. 2). Kalk- und Humusgehalt der Böden waren kaum verändert. Zur Bewertung des Parameters  $\Delta\text{GMD}$  wurde ein Indikator mit Bezug auf die maximale Instabilität entwickelt. Nach diesem Indikator (qGMD) zeigen die untersuchten Ackerböden bis über 90 % der maximal möglichen Instabilität. Folge ist eine, anhand von Berechnungsversuchen belegte, gegenüber den sechziger

Oberflächenabflusses verbunden sein können. Die Aggregatstabilität könnte ein geeigneter Indikator zur (Vor-) Einschätzung der bodenphysikalischen Qualität von Ackerstandorten sein und somit zur Umsetzung des §17 des BBodSchG in die Praxis beitragen.

#### Literatur

Gieska, M., R.R. van der Ploeg, P. Schweigert und N. Pinter. 2003. Physikalische Bodendegradierung in der Hildesheimer Börde und das Bundes-Bodenschutzgesetz. Berichte über Landwirtschaft 81(4), 485-511.

Matthias Gieska, Universität Hannover, Institut für Bodenkunde, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover; gieska@ifbk.uni-hannover.de

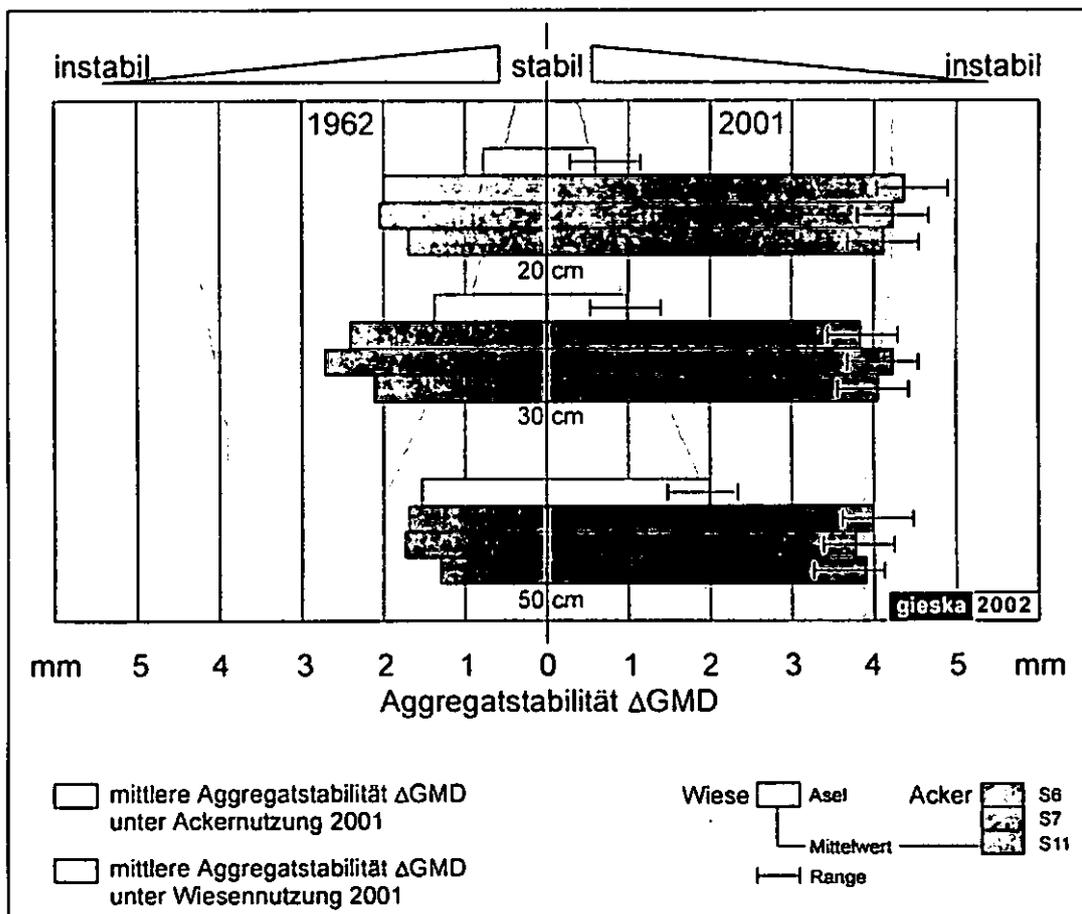


Abb. 2: Aggregatstabilität eines Wiesen- und dreier Ackerstandorte auf Feuchtschwarzerde im Jahr 1962 im Vergleich zu 2001.

## Auftreten von Benetzungshemmung in Oberböden und Auswirkung auf die Bildung von Oberflächenabfluss im Stadium initialer Bodenentwicklung

Christine Lemmnitz<sup>1</sup>, Matthias Kuhnert<sup>2</sup>, Sören Haubrock<sup>2</sup>, Oliver Bens<sup>1</sup> und Reinhard F. Hüttl<sup>1</sup>

Die Auswirkungen von Benetzungshemmung auf physikalische und hydraulische Eigenschaften von Oberböden sind Gegenstand einer mikroskaligen Prozessstudie. Es werden Untersuchungen zur Abhängigkeit der Benetzungshemmung vom Substrattyp sowie zur Charakterisierung des zeitlichen Verlaufs und der räumlichen Heterogenität der Benetzungshemmung am Versuchsstandort durchgeführt. Ferner wird der Einfluss von Benetzungshemmung auf die Bildung von Oberflächenabfluss bestimmt.

Mit den gewonnenen Erkenntnissen soll der Parameter Benetzungshemmung in ein bestehendes Erosionsmodell integriert werden.

Das Untersuchungsgebiet liegt im Bereich des Tagebaus Welzow-Süd im südlichen Brandenburg. Es handelt sich um ein ca. 4 ha großes Einzugsgebiet, an dessen Oberfläche unmeliorierte tertiäre und quartäre sandige Kippsubstrate mit geringen Kohlenstoffgehalten das Ausgangssubstrat für die Bodenentwicklung bilden. Trotz der vorwiegend sandigen Substrate, der schwachen Geländeneigung und geringer Niederschlagsmengen bildet sich Oberflächenabfluss, in dessen Folge sich Erosionsrinnen und Gullies ausgebildet haben. Als Ursache für die Bildung von Oberflächenabfluss und Erosion wird Benetzungshemmung vermutet. Mit dem Anwachsen von Benetzungswiderständen im Oberboden sind herabgesetzte Infiltration, erhöhter Oberflächenabfluss und daraus resultierende Erosionserscheinungen eng gekoppelt.

### Methoden

Die Kontaktwinkel werden direkt mit einem Goniometer (OCA 5, Dataphysics) an aufgepulverten Proben gemessen, die auf Objektträgern mit Hilfe doppelseitigen Klebandes fixiert werden. Kontaktwinkel von 0° bedeuten vollständige Benetzbarkeit, Winkel < 90° werden als subkritisch benetzungsgehemmt eingestuft, bei Winkeln > 90° werden Proben als hydrophob bezeichnet.

Die Persistenz der Benetzungshemmung wird mit dem Water Drop Penetration Time (WDPT)-Test bestimmt (0-3600s) [1]. Unterschieden wird in aktuelle Hydrophobizität, gemessen an feldfeuchten Proben und potenzielle Hydrophobizität, gemessen an luftgetrockneten und < 2mm gesiebten Proben.

Klimadaten werden von einer meteorologischen Station kontinuierlich erfasst; die zeitlichen Verläufe von Wassergehalt, Grad und Persistenz der Hydrophobizität, Wasseraufnahmeverhalten, pH-Werte, elektrische Leitfähigkeit, C-Gehalte werden in regelmäßigen Abständen oberflächennah (0-5cm) erhoben. Die zeitlich und räumlich hochauflösende Erfassung der aktuellen und potenziellen Benetzbarkeit (Kontaktwinkelmessungen, Erhebung von WDPT) im Freiland wird durch Versuche unter kontrollierten Temperatur- und Feuchtebedingungen im Labor ergänzt.

### Ergebnisse

Während die untersuchten tertiären und quartären Sande keine potentielle Benetzungshemmung aufweisen, unterscheiden sich beide Substrate hinsichtlich ihres aktuellen Benetzungsverhaltens signifikant. Die quartären Sande sind ganzjährig sehr gut benetzbar, weisen lediglich Kontaktwinkel bis 30° auf und die WDPT-Werte liegen stets bei 0s. An tertiären Sanden konnten hingegen zeitweise aktuelle Kontaktwinkel bis 111° und WDPT-Werte bis > 3600s gemessen werden. Aufgrund dessen werden hydrophile quartäre Sande und tertiäre Sande mit deutlich ausgeprägtem Benetzungswiderstand differenziert [2].

Die Ergebnisse belegen eine ausgeprägte jahreszeitliche Variabilität der Benetzungshemmung für die tertiären Sande. Deutliche Unterschiede im Benetzungsverhalten treten in den Monaten Oktober bis April gegenüber der Periode Mai bis September auf. Während in den Sommermonaten verstärkt Benetzungshemmungen des Oberbodens auftraten, wies das Substrat im Zeitraum Oktober bis April überwiegend hydrophile Eigenschaften auf. Die Benetzungshemmung des tertiären Substrats unterliegt zudem einer räumlichen Heterogenität. In Erosionsrinnen ist die Benetzungshemmung deutlich niedriger als in den Zwischenrillen- und Kuppenbereichen.

Für die quartären Sande besteht kein Zusammenhang zwischen der Niederschlagsmenge und dem Oberflächenabfluss; max. 10 - 15% der Niederschlagsmenge fließt oberirdisch ab. Auf tertiären Sanden kann infolge der Benetzungshemmung nahezu die gesamte Niederschlagsmenge als Oberflächenabfluss abfließen; es besteht ein linearer Zusammenhang zwischen Niederschlag und Abfluss (Abb. 1).

<sup>1</sup>Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, Postfach 101344, 03013 Cottbus, [lemmnitz@tu-cottbus.de](mailto:lemmnitz@tu-cottbus.de)

<sup>2</sup>GeoForschungsZentrum Potsdam (GFZ), Telegrafenberg A17, 14473 Potsdam

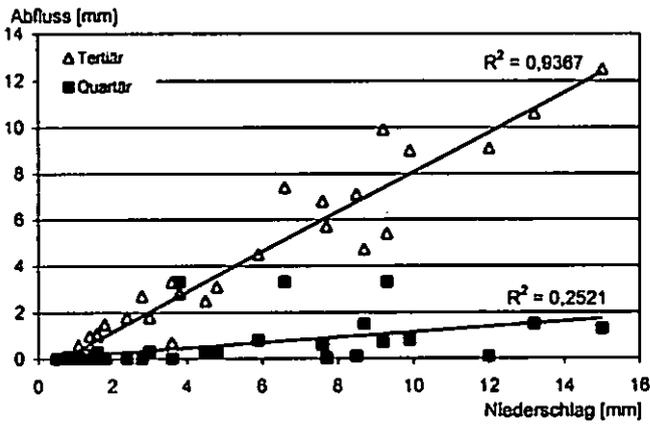


Abb. 1: Oberflächenabfluss von tertiären und quartären Sanden, Plotskala 1m x 1m

Infolge der unterschiedlich ausgeprägten Benetzungshemmungen der Substrate erfolgt die Bildung von Oberflächenabfluss auf Flächen mit hydrophilen quartären Sanden erst bei hohen Niederschlagsintensitäten; auf tertiären Sanden kann hingegen bereits bei geringen Niederschlagsintensitäten Oberflächenabfluss entstehen (Abb. 2) und zu Bodenerosion führen.

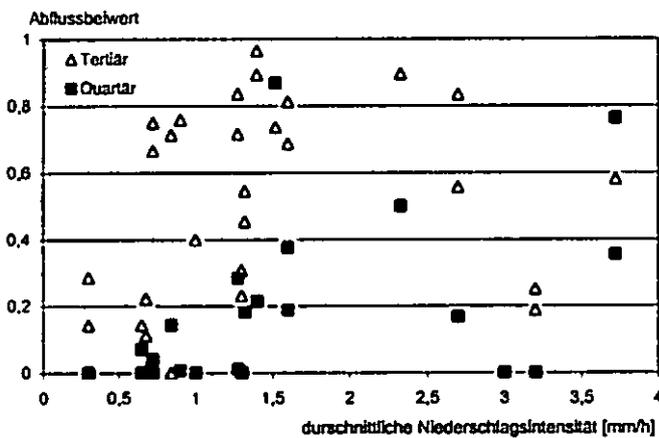


Abb. 2: Abflussbeiwerte von quartären und tertiären Sanden in Abhängigkeit von der Niederschlagsintensität

Tabelle 1: Benetzungseigenschaften und Abflussverhalten tertiärer und quartärer Sande, Plotskala 1m x 1m

12.02.2005	Tertiär	Quartär
WDPT akt	0	0
KW akt	0°	0°
Oberflächenabfluss	28%	0%
01.07.2005	Tertiär	Quartär
WDPT akt	> 3600s	< 5s
KW akt	60°	0
Oberflächenabfluss	96,4%	11,4

Dabei ist die Saisonalität der Benetzungshemmung von besonderer Bedeutung für die Bildung von Oberflächenabfluss. Bei einem Niederschlagsereignis

im Februar wurde 28% Oberflächenabfluss für die tertiären Sande, die zu diesem Zeitpunkt nicht benetzungsgehemmt waren, gemessen. Während eines vergleichbaren Einzelereignisses im Juli, als die Benetzungshemmung stark ausgeprägt war, floss nahezu die gesamte Niederschlagsmenge als Oberflächenabfluss ab (Tab. 1).

**Fazit**

Für quartäre und tertiäre Substrate wurden signifikante Unterschiede im aktuellen Benetzungsverhalten beobachtet. Während für die ganzjährig gut benetzbaren quartären Sande nur geringe Oberflächenabflüsse gemessen werden konnten, ist die Bildung von Oberflächenabfluss auf tertiären Sanden eng an die zeitliche und räumliche Variabilität der Benetzungseigenschaften gekoppelt. Für tertiäre Sande besteht ein starker linearer Zusammenhang zwischen Niederschlag und Oberflächenabfluss. Bereits für geringe Niederschlagsintensitäten kann Oberflächenabfluss nachgewiesen werden. Während in den Wintermonaten nur geringe Abflüsse gemessen wurden, lag die Abflussmenge im Sommer auf benetzungsgehemmten Substrat nahe 100%.

Der Einfluss der jahreszeitlichen Variabilität der Benetzungshemmung ist von besonderer Relevanz, da gerade in den Sommermonaten vermehrt Starkregenereignisse auftreten.

Für die Modellierung von Erosionsprozessen und die Prognose von Erosionsereignissen, vor allem für vegetationsarme oder vegetationslose Standorte, ist es daher unerlässlich, auch den Parameter Benetzungshemmung adäquat zu berücksichtigen und in Modelle zu integrieren.

**Literatur**

[1]BACHMANN et al. (2000): Modified sessile drop method for assessing initial soil-water contact angle of sandy soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 64, 564-567.

[2]LEMMNITZ et al. (2004): Charakterisierung oberflächennaher trockenheitsinduzierter bodenhydrologischer und -chemischer Veränderungen. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung. Heft 05.04 Band 2, 15-18

**Danksagung**

Dieses Projekt wird gemeinsam mit dem GeoForschungsZentrum Potsdam, Sektionen 1.4 - Fernerkundung und 5.4 - Ingenieurhydrologie bearbeitet. Dem GFZ Potsdam gilt unser Dank für die Projektförderung, der Vattenfall Europe Mining AG für die Bereitstellung der Untersuchungsfläche. Wir danken Herrn Neumann (Vattenfall Europe Mining AG) und Herrn Reißmann (Beak Consultants GmbH) für die freundliche Unterstützung.

# Regionalisierung des Wind-erosionspotentials im sahelischen SW-Niger

Thomas Maurer<sup>1</sup>, Ludger Herrmann<sup>1</sup>, Thomas Gaiser<sup>1</sup>, Mohamed Mounkaila<sup>1</sup>, Karl Stahr<sup>1</sup>

## Einleitung

Winderosion ist ein Schlüsselprozess in semi-ariden und ariden Gebieten. Sie ist unter anderem verantwortlich für den Austrag von Nährstoffen aus Oberböden, die vor allem in der leicht erodierbaren Staubfraktion konzentriert sind. Großräumige Umlagerungen von Sand und Staubmassen aufgrund aeolischer Prozesse sind ein Hauptgrund für fortschreitende Desertifikation. Feinstaubpartikel können pathologisch wirksam sein und begünstigen Erkrankungen des Respirationssystems. Auf globalem Maßstab hat die Freisetzung und die Verteilung von bodenbürtigen mineralischen Staubpartikeln in der Atmosphäre bedeutende Auswirkungen auf das Klima.

Die Quantifizierung von Winderosionspotentialen von Oberflächen in bedeutenden Quellgebieten wie dem Sahel ist daher zur zuverlässigen Modellierung von Desertifikationsprozessen oder Feinstaubemissionen unerlässlich. Modelle brauchen aber empirisch gewonnene Daten aus Feldexperimenten zur Validierung. Das optimale Instrument für die experimentelle Messung von Materialemissionen durch Wind auf natürlichen Oberflächen ist ein mobiler Windtunnel: standardisierte Strömungsbedingungen in einer kontrollierbaren Umgebung ermöglichen einen Vergleich von Erosionspotentialen.

## Feldexperimente und Labormethoden

Am IBS der Universität Hohenheim wurde zur direkten Messung relativer Potentialunterschiede verschiedener Oberflächentypen ein mobiler Windtunnel konzipiert und gebaut (Maurer et al. 2003). Der komplett aus Aluminiumelementen bestehende Tunnel hat eine Länge von 9,40 m, bei einem rechteckigen Querschnitt von 0,6 und 0,7 m. Durch einen stufenlos regelbaren Axialventilator wird Luft durch den Tunnel gesaugt. Am Beginn der Teststrecke wird der Luftstrom durch ein Wabengitter gleichgerichtet und gleichzeitig ein natürliches Windprofil vorgeformt. Die maximal mögliche Windgeschwindigkeit in 0,5 m Höhe beträgt  $15 \text{ ms}^{-1}$ . Am Ende der Teststrecke befinden sich Instrumente zur Windprofilmessung und MWAC-Sedimentfallen zur höhen aufgelösten Messung des Materialflusses.

Insgesamt 47 Windtunnelexperimente wurden auf 22 verschiedenen Oberflächentypen in einem Transekt im Südwesten der Republik Niger durchgeführt (Abb. 1). Hauptkriterium für die Standortauswahl war die Dominanz des Oberflächentyps im Gesamtgebiet.

Zusätzlich sollte die beprobte Oberfläche vegetationslos und nicht in der aktuellen Saison bearbeitet worden sein. Um die Bodenfeuchte als beeinflussenden Faktor auszuschließen wurden alle Experimente während der Trockenzeit durchgeführt. Auf jedem Oberflächentyp wurde außerdem ein Profil angelegt und die ersten beiden Bodenhorizonte beprobt, um das Quellmaterial zu charakterisieren.

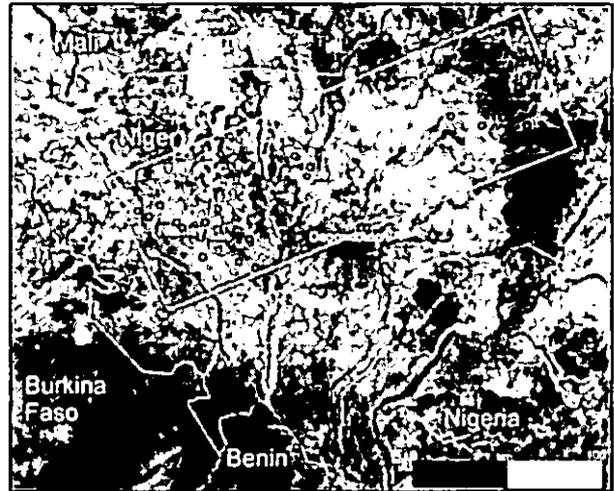


Abbildung 1: Lage des Transekts und der Standorte der Windtunnelversuche in SW-Niger. Die Schwerpunkte bilden die Regionen um die Hauptstadt Niamey, sowie um Filingué, Dogondoutchi und die Ader-Doutchi-Region um Tahoua.

Die gewonnenen MWAC-Sedimentproben wurden laboranalytisch untersucht. Neben der gravimetrischen Messung der Sedimentmengen wurden auch Körnungsanalysen mit einem Coulter LS Partikelzähler durchgeführt, sofern genügend Material vorhanden war. Der Gesamtmaterialfluss  $Q_t$  wurde durch Integrieren der Regression durch die gravimetrischen Datenpunkte berechnet. Das Verfahren wurde von Fryrear & Saleh (1993) entwickelt und von Sterk (1993) bei Feldversuchen in Afrika angewandt.

Die Emissionspotentiale für Partikel  $< 10 \mu\text{m}$  wurde in ähnlicher Weise durch Integrieren über die Regressionsformel für den Suspensionsfluss ermittelt.

## Regionalisierung durch Satellitenbildklassifikation

Spektrale Eigenschaften von vegetationslosen und trockenen Oberflächen korrelieren mit ihren mineralogischen und textuellen Eigenschaften, also auch weitgehend mit den Faktoren, die die Erodibilität bestimmen. Eine überwachte Klassifikation von Landsat TM 5 Satellitenszenen ermöglicht daher die Ausweisung von Oberflächenklassen mit ähnlichen Erosionspotentialen. Datengrundlage waren insgesamt sechs atmosphären-korrigierte Landsat 5 Satellitenszenen aus der Trockenzeit der Jahre 1986-90. Die Klassifikation erfolgte mit ERDAS Imagine. Als Hilfsmittel wurden die Soil- and Terrain-Klassifikation von Graef (1999), die FAO-Bodenkarte, regionale Boden- und geomorphologische Karten verwendet. Am wichtigsten sind bei jeder überwachten Klassifikation jedoch die persönliche Kenntnis der Region und Ground-checks.

Für jeden Messpunkt wurde eine Oberflächenklasse ausgewiesen, zusätzlich wurden Gebiete mit dichter Vegetation

<sup>1</sup>Thomas Maurer  
Institut für Bodenkunde und Standortlehre (310)  
Universität Hohenheim  
Emil-Wolff-Str. 27  
70599 Stuttgart  
tomaurer@uni-hohenheim.de

und Wasserbedeckung, sowie nicht beprobte dominierende Oberflächen ausgewiesen. Die Klassifikation erfolgte für jedes Satellitenbild einzeln. „Kartenrandverwerfungen“ im späteren Mosaik wurden von Hand geglättet.

Die ausgewiesenen Flächen lassen sich in geomorphologischen Hauptgruppen zusammenfassen: Wasser, dichte Vegetation, aktive und inaktive Dünen, Sandflächen (gekappte Dünenfelder), N-S verlaufende pleistozäne Flusstäler (Dallols) mit sandigen und in Depressionen tonigen Böden, sowie lateritische Plateaus und deren Pedimente.

**Ergebnisse: Winderosionspotentiale**

Unter Windtunnelbedingungen zeigen wie erwartet Sandflächen und sandige Dalloloberflächen die höchsten Gesamtemissionspotentiale. Plateau- und Pedimentflächen emittieren um ein bis zwei Größenordnungen weniger Material. Bei Störung der Oberflächen (künstliche Zerstörung der Aggregate und strukturellen Krusten) zeigt sich eine Erhöhung des Emissionspotentials von Sandflächen um den Faktor 1,5-3. Plateauoberflächen emittieren dagegen weniger als vor der Störung (Abb.2). Der Grund liegt in der Erhöhung der Oberflächenrauigkeit durch Verkipfung des Skelettmaterials in den lateritischen Oberböden. Dadurch scheint ein schützender Effekt durch Verringerung der Schwellengeschwindigkeit  $u_t$  an der Oberfläche einzutreten.

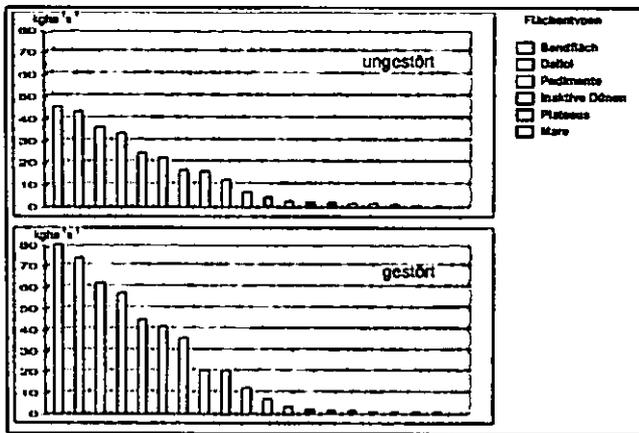


Abbildung 2: Gesamtemissionspotentiale von gestörten und ungestörten Oberflächen im Vergleich.

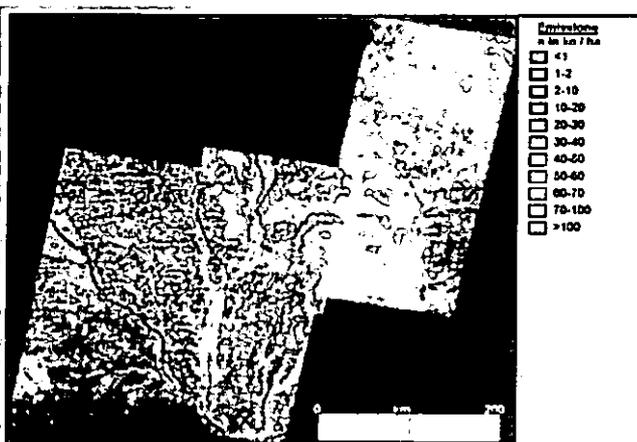


Abbildung 3: Auf die klassifizierte Oberflächenkarte übertragene Emissionspotentiale gestörter Flächen

**Ergebnisse: pm10-Freisetzungspotentiale**

Die Ergebnisse für die Freisetzungspotentiale der Schwebstaubfraktion zeigen prinzipielle Ähnlichkeiten mit den Gesamtemissionspotentiale. Jedoch fallen hier die Unterschiede zwischen Sandoberflächen und den stärker strukturell verfestigten (aggregierten) Oberflächen der Plateaus weniger stark aus. Dies liegt vor allem an der größeren Verfügbarkeit von pm10 in den Oberböden der schluffig-lehmigen Lateritplateaus. Bei Störung der Oberflächen wird eine noch akzentuiertere Steigerung bzw. Verringerung der pm10-Emissionspotentiale beobachtet (Abb. 4).

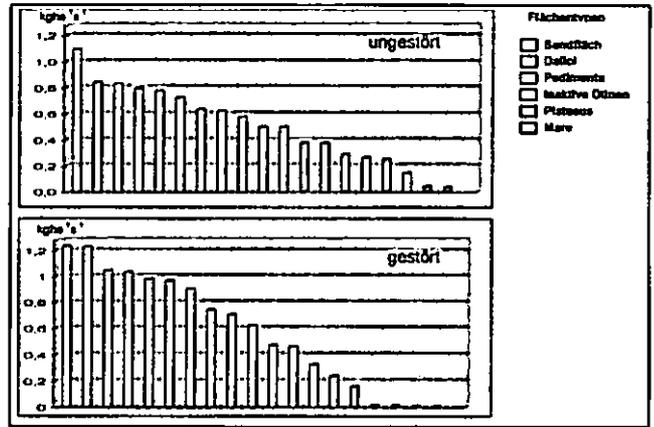


Abbildung 4: pm10-Emissionspotentiale der gestörten und ungestörten Oberflächen im Vergleich.

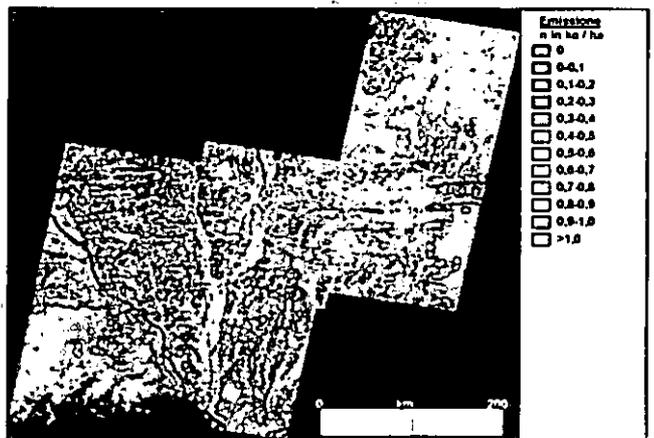


Abbildung 5: pm10-Emissionspotentiale gestörter Oberflächen in der klassifizierten Oberflächenkarte.

**Literatur**

FRYREAR, D.W., SALEH, A. (1993): Field wind erosion: vertical distribution. Soil Science, Vol. 155, No. 4, 294-300.

GRAEF, F. (1999): Evaluation of agricultural potentials in semi-arid SW-Niger – A soil and terrain (SOTER) study. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 54.

MAURER, T., HERRMANN, L., GAISER, T., MOUNKAILA, M., STAHR, K. (2003): Konzeption und Einsatz eines portablen Windtunnels zur Erfassung des Staubemissionspotentials von Oberflächen im Sahelgebiet. Mitt. d. DBG Bd. 102, 783-784.

STERK, G. (1993): Sahelian wind erosion research project. Report IV. 1993 Annual report of field measurements. Dept. of Irrigation and Soil & Water Conservation.

## Abschätzung der „On-site“ Kosten von Bodenerosion in Sleman, Indonesien

Möller, A.<sup>a\*</sup>, Ranke, U.<sup>a</sup>

### Einleitung

Boden zählt zu den nicht erneuerbaren Ressourcen. Eine nachhaltige Nutzung der Ressource ist weltweit in vielen Regionen durch anthropogen beschleunigte Bodenerosion, bzw. -degradation gefährdet. Aus ökonomischer Sicht bedeutet Erosionsschutz die Verlagerung von Bodennutzungspotential in die Zukunft. In Entwicklungsländern so auch in Indonesien zählen vor allem der kurzfristigen Profite und damit die beschleunigte Ausbeutung der Bodenressourcen. Zudem wird ein Landwirt vornehmlich nur die „On-site“-Kosten in seine Entscheidungen zu Erosionsschutzmaßnahmen einbeziehen. Nicht berücksichtigt bleiben dabei die externen Kosten, welche jedoch einen hohen Anteil an den ökonomischen Auswirkungen von Bodenerosion besitzen. Voraussetzung für eine Entscheidungsfindung auf Farm oder auch gesellschaftlicher Ebene ist eine Möglichkeit der Abschätzung der tatsächlichen Kosten von Bodenerosion.

Allerdings sind zuverlässige Daten um Bodenschutzrichtlinien zu formulieren in den meisten Entwicklungsländern nicht vorhanden. Auch können keine teuren Untersuchungskampagnen durchgeführt werden. Um in dieser Studie die Kosten der Bodenerosion in der Region Sleman auf Java abzuschätzen wurde deshalb auf einfachere Methoden die „replacement cost“ und „productivity change“ Methode zurückgegriffen.

### Untersuchungsgebiet

Der Kabupaten Sleman liegt im nördlichen Teil der Provinz Yogyakarta an den Südhängen des Merapi Vulkans. Das Klima in Sleman ist feucht tropisch mit einem durchschnittliche jährliche Niederschlag zwischen 1500 und 3300 mm und Starkregen mit mehr als 100 mm pro Tag.

Topographisch kann Sleman in zwei Regionen unterteilt werden, in die mittleren bis steilen Bereiche des Merapi und die flacheren Ausläufer im unteren Bereich.

In Bereichen zwischen 5 und 10 % findet man zumeist Regenfeldbau mit schwach ausgeprägter Terrassierung, während die unteren Hangbereiche kleiner 5 % durch Nassreisbau dominiert werden.

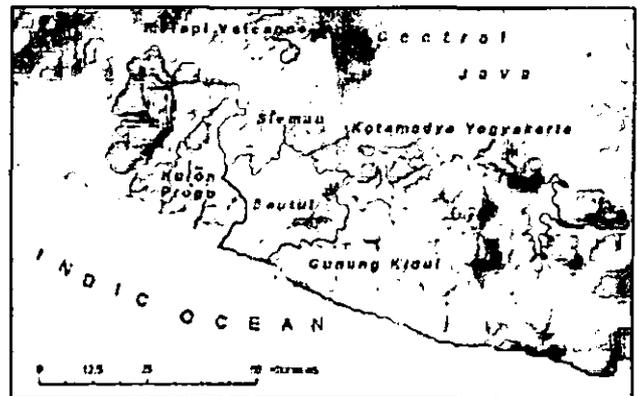


Abbildung 1: Topographische Karte der Provinz Yogyakarta auf Java

### Abschätzung der Kosten von Bodenerosion

Die Grundlage für die Abschätzung der Kosten ist die Ermittlung des Ausmaßes der Bodenerosion. Dieses wurde bestimmt über das Model der *Universal Soil Loss Equation* (USLE). Das Model findet breite Anwendung in der Wissenschaft und wird mit leichten Abänderungen auch in den Tropen zur Abschätzung von Bodenerosion verwendet (z.B. Millward & Mersey [1]).

Die so genannte *Replacement Cost* Methode schätzt den zusätzlichen notwendigen Input um die negativen Auswirkungen von Bodenerosion auszugleichen (Gunatilake & Vieth [2]; Krausse et al. [3]). Gewöhnlicherweise wird hier nur der zusätzliche Eintrag an Düngemitteln berechnet, da der Verlust an Nährstoffen den Haupteinfluss auf die Produktivität der Böden besitzt.

Die *Change in Productivity* Methode bestimmt den Unterschied im Ertrag mit und ohne Erosion, multipliziert mit dem Preis pro Einheit der Feldfrucht, gemindert durch die variablen Kosten der Produktion (Magrath & Arens [4]; Gunatilake & Vieth [2]). Zur Abschätzung des Produktivitätsverlusts in dieser Arbeit wurde auf das Vorgehen von Magrath & Arens [4] zurückgegriffen welche in 1987 die Kosten von Bodenerosion für ganz Java abgeschätzt.

### Ergebnisse und Diskussion

Aufgrund der ausgeprägten Terrassierung der landwirtschaftlichen Nutzflächen liegt zumeist die Erosionsrate unter  $5 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . In den Mittleren bis steileren Bereichen des Merapi finden sich Erosionsraten von mehr als  $15 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , bei welcher eine nachhaltigen Landwirtschaft in der Region nicht mehr gegeben ist. Die Erosionsraten kann bis

<sup>a</sup> Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Hannover, Germany; \* Email: [Andreas.Moeller@bgr.de](mailto:Andreas.Moeller@bgr.de)

zu  $100 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  in diesen Bereichen betragen, wobei die durchschnittliche Erosionsrate bei  $30 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  liegt.

Basierend auf den mittleren Erosionsrate ergab die *Replacement Cost Methode* mit  $25 \text{ EUR ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  vergleichbare jedoch leicht höhere Kosten im Vergleich zur *Change in Productivity Methode* mit  $16 \text{ EUR ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Dies ist auf eine Überschätzung der Kosten durch die *Replacement Cost Methode* zurückzuführen. In Abbildung 2 sind die Kosten ermittelt durch die *Replacement Cost Methode* auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen mit mehr als  $15 \text{ t Erosion ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  abgebildet.

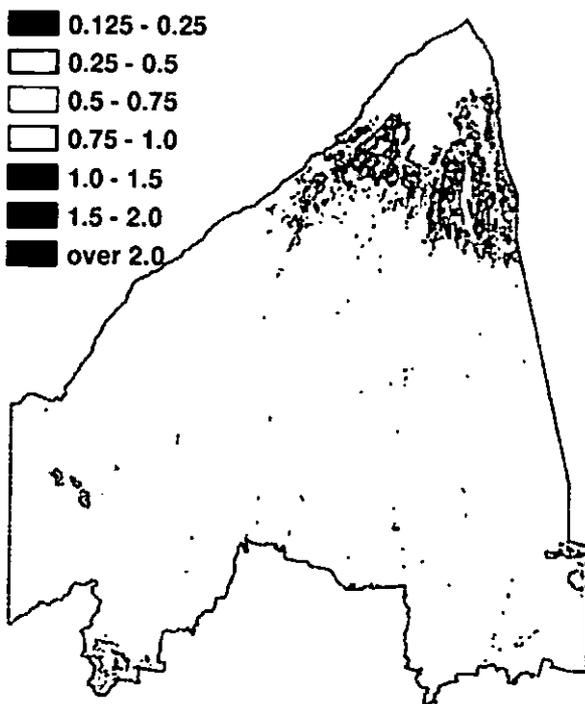


Abbildung 2: Karte der On-Site Kosten von Bodenerosion auf landwirtschaftlichen Flächen mit signifikanter Bodenerosion [Million Rp  $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ] ( $10\,000 \text{ Rp} \approx 1 \text{ EUR}$ )

Ähnlich hohe Kosten für On-Site-Erosion werden von Krause et al. [3] und Gunatilake & Vieth [2] für landwirtschaftliche Böden in New Zealand und den Hochlandböden von Sri Lanka angegeben. Krause et al. [3] schätzte die aktuellen Kosten auf 8 bis  $25 \text{ Aus\$ ha}^{-1}$ , bei einer durchschnittlichen Erosionsrate von  $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Bei Gunatilake & Vieth [2] lagen die Kosten zwischen 21 USD bei Reisfelder und 68 USD bei Gemüseanbau.

Andererseits muss um Erosion zu minimieren in Erosionsschutzmaßnahmen investiert werden. Adiningsih & Karama [5] schätzten die Kosten für zwei Terrassierungs-

varianten auf Java auf 56 bzw.  $116 \text{ USD ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Diese Kosten liegen oberhalb der Kosten von Bodenerosion. Dies zeigt einen Nachteil der Methoden, da diese nur die Kosten von Erosion betrachten und weitere Effekte von Erosionsschutz, wie z.B. die Möglichkeit der Intensivierung und die Änderung des Anbaus bzw. der Feldfrucht nicht berücksichtigen. Werden diese Effekte mit einbezogen können Erosionsschutzmaßnahmen ökonomisch sinnvoll sein (Adiningsih & Karama [5]). Auch spielen andere Faktor wie die Verfügbarkeit von Krediten und die Tatsache, dass sich Bodenschutz nicht in den Preisen der landwirtschaftlichen Flächen widerspiegelt, eine entscheidende Rolle, ob es lohnend ist in Erosionsschutz zu investieren.

Nichtsdestotrotz stellen Informationen zu Erosionskosten einen wichtigen Beitrag zu Entscheidungsprozessen im Erosionsschutz auf landwirtschaftlicher aber auch gesellschaftlicher Ebene dar.

### Danksagung

Das Projekt wurde finanziert vom Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung. Dank gilt dem *Directorate General of Geology and Mineral Resources of Indonesia* für dessen Beitrag zum Projekt.

### Literatur

- [1] Millward, A.A., Mersey, J.E., Adapting the RUSLE to model soil erosion potential in a mountainous tropical watershed. *Catena*, 38, pp. 109-129, 1999.
- [2] Gunatilake, H.M., Vieth, G.R., Estimation of On-site Cost of Soil Erosion: A Comparison of Replacement and Productivity Change Methods. *Journal of soil and water conservation* 55(2), pp. 197-204, 2000.
- [3] Krause, M., Eastwood, C., Alexander, R.R., Muddied waters Estimating the national economic cost of soil erosion and sedimentation in New Zealand. Manaaki Whenua landcare research, Palmerston North, 2001.
- [4] Magrath, W. & Arens, P., "The Costs of Soil Erosion on Java: A Natural Resource Accounting Approach", Environment Department Working Paper No. 18, Washington D.C.: The World Bank, 1989.
- [5] Adiningsih, J.S., Karama, A.S., A sustainable upland farming system for Indonesia. <http://www.ffc.agnet.org/library/abstract/eb354b.html>, 1992.

## **Erosionsschutz durch Intervallbegrünung in Fahrgassen - Ergebnisse aus Versuchen in Winterweizen**

**Thomas Mosimann und Sandra Sanders**

### **Einleitung**

Im Ackerbau werden seit 30 - 35 Jahren für das regelmäßige Befahren Fahrgassen angelegt. Die Landwirte durchfahren diese je nach Intensität der Produktionstechnik und der angebauten Kultur fünf- bis fünfzehn Mal pro Kulturperiode. Als Folge sind die Fahrspuren gegenüber der nicht befahrenen Schlagfläche deutlich verdichtet [1]. Der Oberflächenabfluss wird in den Fahrspuren kanalisiert. Dies führt zu Rillenerosion mit Bodenabträgen bis zu 5 t/ha\*a [2]. Zum Erosionsschutz bietet sich die Begrünung an. Begrünung reduziert zunächst die Wasserablaufgeschwindigkeit, es verbleibt mehr Zeit für die Infiltration. Daneben verhindern Begrünungen auch die Bildung von Erosionsrinnen und fördern die Ablagerung von mobilisiertem Feinmaterial. Aus anbautechnischen Gründen (Zwiewuchs) kommt im Getreide keine Voll-, sondern nur eine Intervallbegrünung in Frage. Eine solche kann mit modernen Drillmaschinen ohne Arbeitsmehraufwand durchgeführt werden. Es stellt sich aber die Frage nach den minimal notwendigen Abständen für einen ausreichenden Erosionsschutz.

### **Methodik zur standardisierten Messung der Erosion in Fahrgassen**

Die vergleichenden Erosionsversuche wurden unter realen Bewirtschaftungsbedingungen auf jeweils 100 m langen Fahrspurabschnitten mit verschiedenen Begrünungsvarianten von April bis Juni durchgeführt. Der Schwellenwert erosionsauslösender Regenmengen liegt ohne Vorregen bei 7 bis 10 mm [3]. Bei einem Niederschlagsereignis von 10 mm/h fallen auf eine Fahrspurfläche von 44 m<sup>2</sup> (100 m Länge und 0,44 m Breite) 440 l Regen, der oberflächlich abfließen kann. Gleichzeitig kann durch den kanalisieren-

den Effekt der Fahrspuren von den Seiten ohne weiteres noch Mal die jeweils gleiche Wassermenge zufließen. Die für die Versuche relevante Wassermenge wurde daher auf 1000 l festgelegt. Dies simuliert Niederschlagsereignisse mit einer Höhe von 22,7 l/m<sup>2</sup>. Der bei natürlichen Niederschlägen erfolgende, gleichzeitige Befeuchtungseffekt in den Fahrspuren unterbleibt bei den Abflussversuchen. Vorversuche haben gezeigt, dass unter diesen Bedingungen in den Fahrspuren eine Abflussintensität von rund 0,8 l/sec notwendig ist, um erosionsauslösende Bedingungen zu schaffen.

Die Simulation des Oberflächenabflusses erfolgt durch Wasserzugabe am oberen Ende der Fahrspur, rund 5 - 10 m vor der eigentlichen Versuchsstrecke, damit sich der Wasserabfluss zunächst gleichmäßig auf die gesamte Fahrspur ausbreiten kann. Am unteren Ende der Versuchsfahrspur fängt ein Trichter rund 5 - 10 m hinter der Versuchsstrecke das ankommende Wasser mit Sediment auf und leitet dieses zu einer Kippwaage mit Impulzzählung. Während des Versuches erfolgt an der Kippwaage eine volumensproportionale Sedimentprobenentnahme. Nach der Laboranalyse werden daraus die Gesamtabtragsmengen hochgerechnet. Weitere begleitende Messungen zu den Versuchszeitpunkten sind: Bodenfeuchte, Lagerungsdichte, Oberflächenrauigkeit und Bedeckungsgrad der begrüneten Intervalle.

### **Die Wirkung der Intervallbegrünung im Stoppel-Winterweizen**

In einer ersten Auswertung wurden die Ergebnisse von 38 Abflussversuchen in verschiedenen Begrünungs- und Bearbeitungsvarianten im Stoppelweizen bei Hangneigungen von 3 % und 8 % zusammengestellt. Die Versuchsreihen haben gezeigt, dass durch eine Intervallbegrünung die Bodenabträge in den Fahrspuren um 25 - 80 % reduziert werden können. In Bild 1 sind die Messergebnisse einer Versuchssperiode von April bis Juni dargestellt. Die Bearbeitung war konventionell, die Bearbeitungsrichtung in Hangfalllinie angelegt. Die Messung der Sedimentfracht zeigte in allen Fahrgassen eine kontinuierliche Abnahme der Bodenabtragsmengen im Jahresverlauf bei abnehmender Bodenfeuchte. Mit einer 25 % Intervallbegrünung konnte eine Reduzierung der Abtragsmenge um insgesamt rund 42 % erreicht werden.

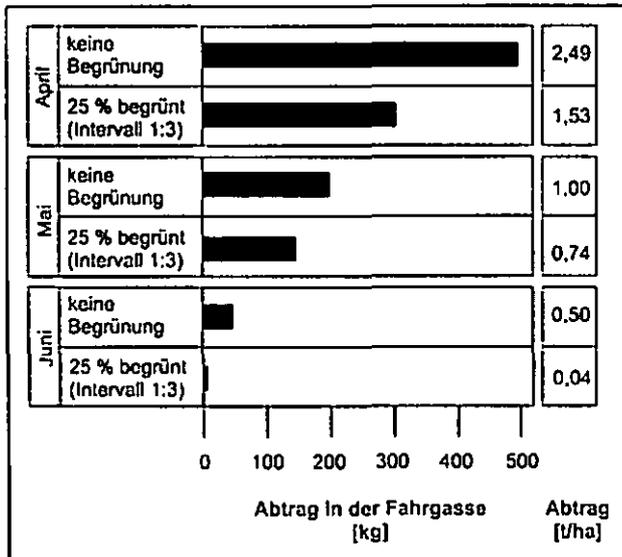


Bild 1: Bodenabtrag im Stoppelweizen bei 8 % Hangneigung.

Die Begrünung verändert innerhalb der Fahrspur den Fließcharakter des Oberflächenabflusses. Dieser verteilt sich in den begrünenden Fahrspurabschnitten auf die gesamte Fahrspurbreite. Durch den verbreiterten Fließquerschnitt vermindert sich die Ablaufgeschwindigkeit. Als Folge der Geschwindigkeitsreduzierung lagert sich erwartungsgemäß vor und in den begrünenden Intervallen erodierte Feinerde ab.

Bei der konservierenden Bodenbearbeitung führte das Belassen pflanzlicher Reststoffe an der Bodenoberfläche ebenfalls zum Abbremsen des Oberflächenabflusses (Bild 2). Vor Mulchansammlungen entstanden kleinere Akkumulationen innerhalb der Fahrspur. Bei einem Vergleich zwischen konventioneller und konservierender Bearbeitung verringerte sich schon in

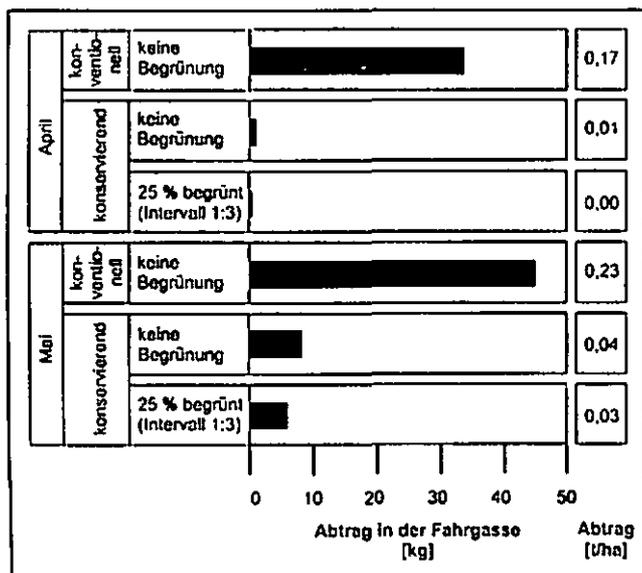


Bild 2: Bodenabtrag im Stoppelweizen bei konventioneller und konservierender Bearbeitung (3 % Hangneigung).

der unbegrünenden, konservierend bearbeiteten Variante der Gesamtabtrag um rund 83 %. Eine zusätzliche Begrünung reduzierte den Abtrag nur noch geringfügig. Die konservierende Bearbeitung wirkt also auch in den Fahrspuren erosionsvermindernd und macht eine Begrünung bei geringer Hangneigung sogar überflüssig. Die leicht erhöhten Abfluss- und Abtragswerte lassen sich vor allem auf die Kanalisierung des abfließenden Wassers durch bereits vorhandene Fließstrukturen zurückführen.

Bei geringen Spurtiefen und Fahrspuren, die nicht direkt in Hangfalllinie angelegt waren, kam es vereinzelt zu Wasserübertritten in das angrenzende Feld. Auch im Bereich der begrünenden Intervalle bei reduzierten Abflussgeschwindigkeiten floss das Wasser in einigen Fällen über und versickerte. Die damit verbundenen geringeren Abfluss- und Abtragswerte sind daher nicht direkt auf die Wirkung der Intervallbegrünung zurückzuführen. Sie zeigten aber, dass schon bei leicht schrägem Verlauf der Fahrspuren im Hang das Erosionsrisiko deutlich sinkt.

**Fazit:**

Die bisherigen Auswertungen der Versuchsreihen 2003 und 2004 zeigen einen guten erosionsschützenden Effekt der Intervallbegrünung und einen großen Einfluss der Bodenbearbeitung auf die Abtragsbeiträge in den Fahrspuren. Weiterführende Versuche werden überprüfen, wie unterschiedliche Kulturen das Ausmaß des Bodenabtrags und die Wirksamkeit von Intervallbegrünungen beeinflussen.

**Literatur:**

[1] PETELKAU, H.; DANNOWSKI, M. (1990): Effect of repeated vehicle traffic in traffic lanes on soil physical properties, nutrient uptake and yield of oats. In: Soil & Tillage Res., 15, pp. 217-225.

[2] MOSIMANN, TH., SANDERS, S. RÖSEMANN, C. (2005): Bodenerosion in Niedersachsen. Methodik der Dauerbeobachtung, Ausmaß und Verbreitung der Wassererosion (Beobachtungsjahre 2000 - 2003). Arbeitshefte - Boden (in Druck).

[3] SCHMIDT, R.-G. (1988): Vom Niederschlag zum Oberflächenabfluss. Bedeutung und Funktion ausgewählter Parameter. In: Beiträge zur aktuellen Geomorphodynamik, Forschungsstelle Bodenerosion – Universität Trier, H. 4, Trier.

# Versorgung niedersächsischer Sandböden mit organischer Substanz

Mark Overesch<sup>1</sup>, Gabriele Broll<sup>1</sup>, Heinrich Höper<sup>2</sup> und Bernd Kleefisch<sup>2</sup>

## Einführung und Ziel

Eine Unterversorgung von Böden mit organischer Substanz hat einen negativen Einfluss auf wichtige Bodenfunktionen und die Bodenfruchtbarkeit. Eine Überversorgung führt dagegen zu vermeidbaren Stickstoffverlusten. Im Rahmen der Bodenbewirtschaftung gilt es deshalb, in Abhängigkeit vom Standort einen optimalen Gehalt an organischer Bodensubstanz zu erreichen. Ziel des Projektes ist es, den Versorgungszustand ausgewählter Sandstandorte mit organischer Substanz zu bewerten (Overesch et al., 2003).

## Material und Methoden

Im Rahmen der Boden-Dauerbeobachtung in Niedersachsen werden auf 49 Ackerstandorten seit 1991 Informationen zu Landnutzung und Bodeneigenschaften erhoben. Im Oberboden werden jährlich u.a. die mikrobielle Biomasse ( $C_{mik}$ , SIR) sowie in einem Intervall von ca. 4 Jahren die  $C_{org}$ - und  $N_r$ -Gehalte gemessen (Höper & Kleefisch 2001).

Für das vorliegende Projekt wurden elf sandige Böden ausgewählt. Nachfolgend werden die Ergebnisse für die Standorte Dinklage und Grabhorn näher betrachtet. Die Bodenform ist jeweils ein Gley-Podsol aus Flugsand bzw. Geschiebedecksand über glazifluvialen Sanden. Vor der Umwandlung in Acker wurde der Standort Dinklage bis 1973 als Grünland, der Standort Grabhorn bis maximal 1925 als Heide genutzt.

Der heißwasserlösliche Kohlenstoff wurde 2004 nach VDLUFA (2005) bestimmt. Es erfolgte eine Humusbilanzierung nach VDLUFA (Körschens et al. 2004). Zusätzlich wurde die Dynamik der  $C_{org}$ -Gehalte mit dem Bodenprozessmodell CANDY (Franko 1997) modelliert. Die Grundlage hierfür stellen die im ersten Jahr der Dauerbeobachtung erhobenen profilbezogenen Bodenkennwerte, Witterungsdaten sowie die jährlich erhobenen Bewirtschaftungsdaten dar.

## Ergebnisse und Diskussion

Tabelle 1 zeigt die Kennwerte der Oberböden sowie den Humussaldo. Am Standort Dinklage und besonders am Standort Grabhorn liegen die  $C_{org}$ -Gehalte über den nach Körschens & Schulz (1999) anhand der Textur zu erwartenden Werten von 0,7 - 0,9 %. Springob & Kirchmann (2002) führen erhöhte  $C_{org}$ -Gehalte in Oberböden niedersächsischer Podsole auf schwer umsetzbare organische Substanz der ehemaligen Heidevegetation zurück. Weiterhin kann der Prozess der Podsolierung einen Einfluss haben, zumal stellenweise Bh-Material in den Oberböden eingepflügt wurde. Tabelle 1 gibt zudem die nach dem VDLUFA-Ansatz (Körschens et al. 2004) berechneten Humussalden wieder. Es handelt sich um die in der Methode aufgeführten

„unteren Werte“. Der Humussaldo des Standortes Dinklage ist aufgrund eines intensiven Silomaisanbaus und einer alleinigen organischen Düngung mit Gülle als niedrig zu bewerten. Dagegen ist der Standort Grabhorn auf Grundlage des Humussaldos als optimal versorgt anzusehen, da hier eine Humuszufuhr durch Gülle und Getreidestroh erfolgt.

Tab. 1: Bodenkennwerte des Oberbodens (0-20 cm) und Humussaldo nach VDLUFA

Standort	Bodenart	Ton [%]	$C_{org}$ [%]	C/N	Humussaldo [kg Humus-C ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]
Dinklage	Ss	2,2	1,9	17	-149
Grabhorn	Su2	3,5	5,3	22	88

Tabelle 2 zeigt die gemessenen C-Gehalte im Heißwasserextrakt ( $C_{hwI}$ ). Ergebnisse von landwirtschaftlichen Dauerversuchen haben ergeben, dass sich der umsetzbare Kohlenstoff ( $C_{ums}$ ) annäherungsweise mit dem Faktor 15 aus  $C_{hwI}$  berechnen lässt (Körschens & Schulz, 1999). Eine Vergleich mit  $C_{hwI}$ -Klassen nach Körschens & Schulz (1999) zeigt, dass die Messwerte scheinbar deutlich oberhalb des Bereiches einer optimalen Versorgung mit umsetzbarer organischer Substanz (0,025-0,03 %  $C_{hwI}$ ) liegen. Fraglich ist, in wie weit das organische Material aus den ehemaligen Bh-Horizonten daran beteiligt ist.

Tab. 2:  $C_{hwI}$ ,  $C_{ums}$  (berechnet + optimale Anpassung in CANDY)

Standort	$C_{hwI}$ [%]	$C_{ums}$ [%] = $C_{hwI} * 15$	$C_{ums}$ [%] CANDY
Dinklage	0,09	1,30	1,27
Grabhorn	0,13	1,97	2,41

Es existiert kein signifikanter Zusammenhang zwischen  $C_{hwI}$  und  $C_{mik}$  (Tab. 3). Dagegen ist  $C_{hwI}$  deutlich positiv mit  $C_{org}$  und C/N korreliert. Dies stellt zunächst die Eignung von  $C_{hwI}$  als Indikator für die umsetzbare organische Bodensubstanz auf den untersuchten Sandstandorten in Frage. Allerdings bestehen schwache Beziehungen zwischen  $C_{mik}/C_{org}$  und  $C_{hwI}/C_{org}$ .

Tab. 3: Korrelation zwischen  $C_{hwI}$  und verschiedenen Parametern der organischen Bodensubstanz

	$C_{org}$	C/N	$C_{mik}$	$C_{hwI}/C_{org}$	$C_{mik}/C_{org}$
$C_{hwI}$	0,94**	0,91**	0,54	-0,78**	-0,84**
$C_{org}$		0,86**	0,64*	-0,90**	-0,77**
C/N			0,57	-0,84**	-0,82**
$C_{mik}$				-0,74**	-0,10
$C_{hwI}/C_{org}$					0,64*

\*p < 5 %, \*\*p < 1 %, n = 11

Die Ergebnisse der Modellierung mit CANDY zeigen Abbildung 1 und 2. Das Modell wurde jeweils an den ersten gemessenen  $C_{org}$ -Gehalt angepasst. Auf beiden Standorten zeichnet sich eine Abnahme der  $C_{org}$ -Gehalte ab. Dies steht beim Standort Grabhorn im Widerspruch zu einem positiven Humussaldo. Problematisch sind generell die starken Schwankungen der  $C_{org}$ -Messwerte, die vom Modell nicht nachvollzogen werden können. Während eine gute Übereinstimmung zwischen modellierten und gemessenen Werten für Dinklage besteht, weichen die modellierten Werte für

<sup>1</sup> Hochschule Vechta, ISPA, Abteilung für Geo- und Agrarökologie. moveresch@ispa.uni-vechta.de

<sup>2</sup> Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Bremen heinrich.hoeper@nlfb.de

Grabhorn vor allem aufgrund des sehr hohen Messwertes in 2002 deutlich von der Trendlinie der Messwerte ab.

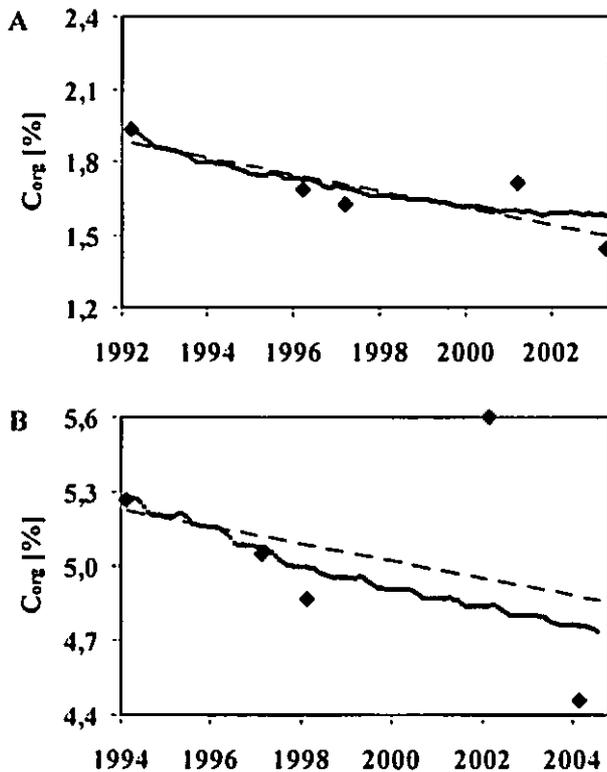


Abb. 1: Gemessene  $C_{org}$ -Gehalte (Quadrate) und modellierte Werte (gepunktete Linie); lineare Trendlinie der Messwerte; A: Dinklage, B: Grabhorn

In CANDY werden zunächst der inerte Kohlenstoff ( $C_{inert}$ ) sowie  $C_{ums}$  ( $C_{org} - C_{inert}$ ) berechnet. Dies geschieht wahlweise auf Grundlage des Tongehaltes, des Feinanteils oder der Porengrößenverteilung („particle surface“). Tabelle 2 zeigt die  $C_{ums}$ -Werte, die die beste Anpassung des Modells ergeben.  $C_{inert}$  wurde für den Standort Dinklage mit dem Tongehalt und für den Standort Grabhorn mit dem Modell „particle surface“ berechnet. Die Anpassung an den ersten  $C_{org}$ -Messwert resultierte jeweils in einem sehr hohen  $C_{ums}$ -Gehalt. Geringere  $C_{ums}$ -Gehalte führen dazu, dass in CANDY die gemessene Abnahme des  $C_{org}$ -Gehaltes deutlich unterschätzt wird. Für den Standort Dinklage stimmen die modellierten  $C_{ums}$ -Gehalte sehr gut mit den aus  $C_{hwf}$  berechneten Gehalten überein. Hier sind die hohen Anteile an umsetzbarer organischer Substanz möglicherweise auf die ehemalige Grünlandnutzung zurückzuführen. Für den Standort Grabhorn ist eine Aussage aufgrund der starken Schwankung der  $C_{org}$ -Messwerte schwierig.

Neben  $C_{ums}$  hat vor allem die Einschätzung der Umsetzungsbedingungen einen großen Einfluss auf die Modellierung. Letzteres geschieht in CANDY über die wirksame Mineralisierungszeit (WMZ). Die WMZ wird aus Temperatur, Bodenfeuchte und -durchlüftung berechnet. Abbildung 3 zeigt die jährlichen Mittelwerte der WMZ der Sandstandorte für den Beobachtungszeitraum in Abhängigkeit von  $C_{org}$ . Für Böden mit  $C_{org} < 2,0$  % wurden deutlich höhere WMZ-Werte berechnet als bei höheren  $C_{org}$ -Gehalten. Die Ursache hierfür liegt in dem geringen Porenvolumen der stark humosen Oberböden, dass aus Trockenrohddichte und Trockensubstanzdichte berechnet wurde. Daraus würde bei hohen Niederschlagsmengen eine reduzierte Durchlüf-

tung resultieren. Hohe  $C_{ums}$ -Gehalte in den humusreichen Sandböden könnten demnach auch auf eingeschränkte Umsetzungsprozesse zurückzuführen sein.

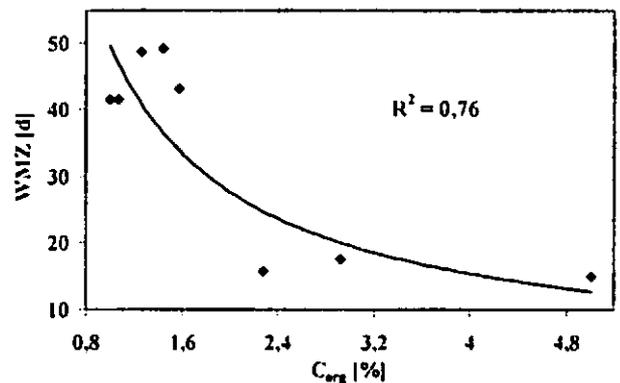


Abb. 2: Zusammenhang zwischen dem  $C_{org}$ -Gehalt des Oberbodens und der wirksamen Mineralisierungszeit (WMZ)

### Schlussfolgerungen

Bei der Beurteilung der Versorgung humusreicher Sandböden Niedersachsens mit organischer Substanz besteht das Problem, den umsetzbaren Anteil der organischen Bodensubstanz einzuschätzen. Der Indikator heißwasserlöslicher Kohlenstoff ist bei den untersuchten Standorten kritisch zu bewerten. Dennoch korrespondieren hohe gemessene  $C_{hwf}$ -Gehalte relativ gut mit durch CANDY berechneten  $C_{ums}$ -Werten. Neben der chemischen Stabilisierung hat möglicherweise auch die physikalische Einschränkung der Mineralisierung zu einer Anreicherung organischer Substanz in stark humosen Sandböden geführt. Eine Abnahme der  $C_{org}$ -Gehalte ist auch bei positiver Humusbilanz zu beobachten, wenn die  $C_{ums}$ -Gehalte nicht an Standort und Bewirtschaftung angepasst sind. Fraglich bleibt dabei die Umsetzung organischen Materials aus ehemaligen Bh-Horizonten.

### Literatur

- FRANKO, U. (1997): Modellierung des Umsatzes der organischen Bodensubstanz. Arch. Acker- Pfl. Boden. 41. 527-547.
- HÖPER, H. & KLEEFISCH, B. (2001): Untersuchungen bodenbiologischer Parameter im Rahmen der Boden-Dauerbeobachtung in Niedersachsen – Bodenbiologische Referenzwerte und Zeitreihen. Arbeitshefte Boden. 2001/4. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover.
- KÖRSCHENS, M. & SCHULZ, E. (1999): Die organische Bodensubstanz. Dynamik - Reproduktion - ökonomische und ökologisch begründete Richtwerte. UFZ-Bericht. 13/1999.
- KÖRSCHENS, M. et al. (2004): Humusbilanzierung - Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. Standpunkt. VDLUFA, Bonn.
- OVERESCH, M., BROLL, G. & HÖPER, H. (2003): Humusversorgung von ackerbaulich genutzten Dauerflächen in Niedersachsen – Möglichkeiten des Einsatzes von Kompost. Weiße Reihe des Institutes für Strukturforchung und Planung in agrarischen Intensivgebieten (ISPA), Hochschule Vechta. 21. Vechta.
- SPRINGOB, G. & KIRCHMANN, H. (2002): C-rich sandy Ap horizons of specific historical land use contain large fractions of refractory organic matter. Soil Biol. Biochem. 34: 1571-1581.
- VDLUFA (2005): Entwurf: Heißwasserextrahierbarer Kohlenstoff und Stickstoff. Verbandsmethode A 4.3.2. Bearbeiter: Schulz, E., Deller, B. & Hoffmann, G. VDLUFA-Verlag, Bonn.

### Danksagung

Unser Dank gilt Frau Dr. Schulz, Herrn Dr. Franko und Frau Dr. Puhlmann (UFZ Leipzig-Halle) für die Unterstützung bei der Heißwasserextraktion bzw. für die Hilfe bei der Anwendung von CANDY.

## **Schutz vor anthropogenen Bodenschadverdichtungen – Mindestanforderungen an Versuchsdurchführungen und Indikatoren**

Dietmar Schröder<sup>1</sup> u. Raimund Schneider<sup>1</sup>

### **1. Einleitung**

Für viele Bereiche des Bodenschutzes sind sowohl gesetzliche Bestimmungen als auch deren Vollzug geregelt, sowohl im Deutschen Bodenschutzgesetz als auch im EU – Recht, z. B. durch cross compliance. Für den Schutz vor Bodenverdichtungen besteht hingegen nur im § 17 des Bodenschutzgesetzes der allgemeine Hinweis, dass das Gefüge zu erhalten oder zu verbessern sei und die Bodenbearbeitung standortgemäß zu erfolgen hätte. Eine Begrenzung von Lasten und Drücken wird nicht gefordert. Die Wissenschaft hat hierzu zwar zahlreiche Detailpositionen vorgelegt, bisher aber keine breit gestützte Gesamtlösung präsentiert. Dieses Defizit hat seine Ursache u.a. darin, dass eine breit gefächerte Auswertung und Zusammenführung von vielen standorttypischen Untersuchungsergebnissen dadurch erschwert wird, dass viele unverzichtbare Messwerte fehlen. Dieser Komplex wird nachfolgend problematisiert. Der zweite, hier zu behandelnde Aspekt ist die Auswahl geeigneter Indikatoren für die Beurteilung der mechanischen Belastungen und Belastbarkeiten.

### **2. Anforderungen an Versuchsdurchführungen zur Ermittlung von mechanischen Bodenbelastungen.**

#### **2.1 Standortcharakterisierung**

Wenn Bodenbearbeitung standortbezogen vorgenommen werden soll, muss auch standort-genau geforscht werden. D.h., dass eine standort-spezifische Versuchsfläche gründlich ausgewählt werden muss und ihre Eigenschaften und Merkmale in Berichten bzw. Publikationen anzugeben sind. Unentbehrlich sind z.B. die Angaben von Substrat(schichtung), Bodenart(schichtung), Bodentyp, Bodenfeuchte (Wassergehalt und pF-Wert während der Experimente). Weitere wichtige Parameter sind Durchwurzelung, Hydromorphiegrad und Gefüge/Packungsdichte. Schadverdichtete Böden sind für die Untersuchung von Belastbarkeiten ungeeignet.

#### **2.2 Geräteparameter**

Wenn bodenmechanische Belastungen und Belastbarkeiten zur Beurteilung anstehen, werden im allgemeinen Befahrungs- und Bearbeitungsversuche durchgeführt oder ausgewertet.

Deshalb sind genaue Angaben über die eingesetzten Geräte zu machen, insbesondere zu Radlast, Gesamtlast (beladen), Reifengröße, Reifeninnendruck, Aufstandsfläche beim jeweiligen Innendruck und Kontaktflächendruck. Die Zahl der Überrollungen und Zugkräfte von ziehenden Fahrzeugen/Schleppern (dynamische Komponente) sind ebenfalls anzugeben.

#### **2.3. Kennwerte**

Geeignete Kennwerte zur Beurteilung bodenphysikalischer Zustände bzw. Funktionen sind vor allem (vgl. Horn et al. 2000, Sommer et al. 2002):

Rohdichte trocken, Porengrößenverteilung, und Permeabilitäten

Als geeignete bodenmechanische Kennwerte sind zu nennen:

Vorbelastung, Bodendruck, Abscherwiderstand, Eindringwiderstand

Ein weiteres wichtiges Beurteilungskriterium ist der Ertrag (Höhe und Sicherheit).

Eine sichere Beurteilung bodenmechanischer Belastungen ist nur möglich, wenn möglichst viele der genannten Kennwerte erhoben und gemeinsam bewertet werden.

### **3. Geeignete Indikatoren**

In der Vergangenheit sind oftmals Bewertungen bodenmechanischer Belastungen/Belastbarkeiten oder Schadverdichtungen vorgenommen worden auf der Basis von Belastbarkeiten (z.B. Vorbelastung) oder Belastungen (z.B. Radlasten, Gesamtlasten, Kontaktflächendrücken oder Reifeninnendrucke). Die genannten Indikatoren sind zwar aufschlussreich – allerdings erst, wenn sie gemeinsam herangezogen werden. D.h., weder Radlasten noch Kontaktflächendrücke, noch Reifeninnendrucke für sich alleine können als Indikatoren für einen vorbeugenden Bodenverdichtungsschutz dienen. Vielmehr muss der Kontaktflächendruck mit steigender Radlast überproportional abgesenkt und zudem der Reifeninnendruck deutlich gemildert werden (s. Tabelle, ausführliche Erläuterungen in Schneider und Schröder 2005). Als Grenzwerte von Bodenzuständen wurden eine Luftkapazität von 5 Vol.%, 10 cm/d gesättigte Wasserpermeabilität und eine Gefügekategorie von mindestens 3 genannt (Lebert u. Böken 2004). Die Bodenzustände sind mit dieser Charakterisierung recht gut gekennzeichnet, sofern sie als Eingriffswerte und nicht als duldbare Verdichtungszustände aufgefasst werden, denn auch oberhalb dieser Werte sind Funktionsstörungen gegeben.

<sup>1</sup> Universität Trier, FB VI, Bodenkunde, 54286 Trier, schroedd@uni-trier.de, schneider@uni-trier.de

Tabelle: Vorsorgende Indikatoren für tolerierbare mechanische Bodenbelastungen.

Vertretbare degressive Kontaktflächen- und Reifeninnendrucke bei steigenden Radlasten für schadverdichtete und unverdichtete Böden mittlerer Tragfähigkeit bei einem pF-Wert von ca. 2.

<u>Proportionale Variante</u> (Kalkulationsbasis)			<u>Degressive Variante 1</u> (schadverdichtet/Pflugsohle)			<u>Degressive Variante 2</u> (unverdichtet/anzustreben)		
KF [m <sup>2</sup> ]	RL [t]	KFD [kPa]	KFD [kPa]	RL [t]	Pi [kPa]	KFD [kPa]	RL [t]	Pi [kPa]
0,1	1	100	100*	1,0 *	--*	100	1,0 *	--*
0,2	2	100	97,5*	2,0 *	--*	95	1,9 *	--*
0,3	3	100	95,0	2,9	≤ 160	90	2,7	≤ 160
0,4	4	100	92,5	3,7	≤ 140	85	3,4	≤ 140
0,5	5	100	90,0	4,5	≤ 120	80	4,0	≤ 120
0,6	6	100	87,5	5,3	≤ 100	75	4,5	≤ 100
0,7	7	100	85,0	6,0	≤ 80	70	4,9	≤ 80
0,8	8	100	82,5	6,6	≤ 60	65	5,2	≤ 60
0,9	9	100	80,0	7,2	≤ 60	60	5,4	≤ 60
1,0	10	100	77,5	7,8	≤ 60	55	5,5	≤ 60

KF: Kontaktfläche, RL: Radlast, KFD: Kontaktflächendruck, Pi: Reifeninnendruck  
 \*Bis 2 t Radlast keine Vorschriften/Kontrollen.

#### 4. Zusammenfassung

Um möglichst viele Literaturdaten zur Beurteilung des Problemkreises Bodenschadverdichtungen nutzen zu können, sollten derartige Untersuchungen einen Mindestumfang und Standortbeschreibung, Gerätecharakterisierung und Methodeneinsatz aufweisen. Mit einer Kombination aus Radlast, Kontaktflächendruck und Reifeninnendruck lässt sich ein sicherer Indikator ausweisen. Ein Schutz vor Bodenschadverdichtungen ist möglich, wenn Schlepper und Geräte nach den Vorgaben dieses Indikators konstruiert und die Schlaglängen zur Vermeidung unnützer Transporte auf 500 m begrenzt werden.

#### Literatur

- HORN, R.; VAN DEN AKKER, J.J.H.; ARVIDSSON, J., (Hrsg.): Subsoil compaction: distribution, processes and consequences.- = (Advances in GeoEcology, 32, S. 44-54), Reiskirchen
- LEBERT, M. U. BÖKEN, H. (2004): Vermeidung von Bodenverdichtungen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Bodenschutz, 9, 36-43
- SCHNEIDER, R. U. SCHRÖDER, D. (2005): Degressive Kontaktflächen- und Reifeninnendrucke bei steigenden Radlasten als präventive Indikatoren für tolerierbare mechanische Belastungen.- Berichte über Landwirtschaft, 83 (2), 195-224
- SOMMER, C. BRANDHUBER, R.; BRUNOTTE, J.; BUCHNER, W., 2002: Vorsorge gegen Bodenverdichtung. In: Gute fachliche Praxis zur Vorsorge gegen Bodenverdichtungen und Bodenerosion.- BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ; ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (Hrsg.), S. 14-41, Berlin

## Stabilitätsindex – ein Indikator für den im Boden langfristig verbleibenden Anteil an organischer Substanz aus Dünge- und Bodenverbesserungsmitteln, insbesondere Komposten

Stefanie Siebert<sup>1</sup>, Peter Rieß<sup>2</sup>, Irmgard Leifert<sup>3</sup>, Volker Max<sup>3</sup>, Simone Hackenberg<sup>3</sup>

### Einleitung

Im Pflanzenbau ist der Humusgehalt der Böden die Grundlage für Bodenfruchtbarkeit und Ertragsbildung. Eine ausgeglichene Humusbilanz im Rahmen der Fruchtfolge als auch der Erhalt des standorttypischen Humusgehaltes der ackerbaulich genutzten Böden ist sowohl nach den Vorgaben des Bundesbodenschutzgesetzes zur guten fachlichen Praxis als auch nach den Cross-Compliance-Regelungen zur Humusbilanz und zur Bodenhumusuntersuchung, gefordert.

Die organische Düngung ist integraler Bestandteil im betrieblichen Humusmanagement. Entscheidend für die Aufrechterhaltung einer ausreichenden Humusversorgung ist nicht nur die Quantität, sondern die Qualität der zugeführten organischen Substanz, insbesondere die Zufuhr stabiler Humusverbindungen.

Die Reproduktionsleistung organischer Materialien hängt wesentlich von deren stofflichen Zusammensetzung ab, wodurch letztlich die Abbau-, Umbau- und Humifizierungsprozesse im Boden maßgeblich mitbestimmt werden. In organischen Bodenhilfsstoffen, organischen und organisch-mineralischen Düngemitteln sowie in Wirtschaftsdüngern wird der absolute Gehalt organischer Substanz bestimmt und als typbestimmender und wertgebender Inhaltsstoff deklariert. Der Begriff der „Organischen Substanz“ umfaßt dabei in seiner Gesamtheit die kurzfristig, mittelfristig und langfristig im Boden abbaubaren Fraktionen. Diese Fraktionen werden bei der Kennzeichnung nach der Düngeverordnung jedoch gleich gewertet und nicht weiter differenziert.

Als wertgebender Inhaltsstoff für organische Düngemittel und Bodenhilfsstoffe wird die organischen Substanz, die einen wesentlichen Beitrag zur Humusbilanz der Böden leistet, durch die Bestimmung des Gesamtgehaltes an organischer Substanz nur unzureichend bewertet.

### Methodik

Für die praxisrelevante Bewertung des Humusbildungspotentials der zugeführten organischen Masse wurde für verschiedenen organische Bodenverbesserungs- und Düngemittel ein „Stabilitätsindex“ ermittelt. Dieser stellt das Verhältnis aus dem analytisch

erfaßten Rohfasergehalt (VDLUFÄ, 2003) zum Gehalt an heißwasserextrahierbarem Kohlenstoff (hwl-C) (VDLUFÄ, 2004) dar. Er ist als Maß für die Stabilität der auszubringenden organischen Substanz heranzuziehen und beschreibt als Indikator den langfristig im Boden verbleibenden Anteil an organischer Substanz.

Die Rohfaser stellt den organischen fettfreien Rückstand, der nach der Behandlung mit Säure und Lauge zurückbleibt. Der Rückstand enthält außer Cellulose weitere Zellbestandteile wie Lignin, Pentosane, Hemicellulose, Cutin und Pektin etc.. Die Rohfaser repräsentiert damit im wesentlichen Pflanzeninhaltsstoffe, die nach MÜCKENHAUSEN (1993) eine relativ hohe Abbauresistenz aufweisen und den stabilen Humusfraktionen zuzuordnen sind.

Die Beschreibung und Bewertung der organischen Substanz über den „Stabilitätsindex“ stützt sich neben dem Rohfasergehalt auf die heißwasserlösliche C-Fraktion (hwl-C). Der heißwasserlösliche Kohlenstoff repräsentiert die leicht verfügbare organische Fraktion in Böden als auch in organischen Düngern und Bodenhilfsstoffen.

Die Einbeziehung der schwer abbaubaren organischen Substanz sowohl in den Düngern als auch im Boden erscheint im Hinblick auf das Mobilisierungspotential (Mineralisierungspotential) der organischen Substanz und der Einstellung von Gleichgewichtszuständen notwendig. Daher wird für den „Stabilitätsindex“ die Rohfaserfraktion in Bezug zum hwl-C-Gehalt gesetzt.

### Ergebnisse

In Untersuchungen an 60 Kompostproben wurde ein durchschnittlicher Rohfasergehalt von 15,45 % TS (Stabw 4,2), Abb.1) ermittelt. Bezogen auf den absoluten Gehalt an organischer Substanz in Komposten (40,23 % TS nach Glühverlust-Methode), lag damit eine schwerabbaubare Fraktion von durchschnittlich 38,2 % vor.

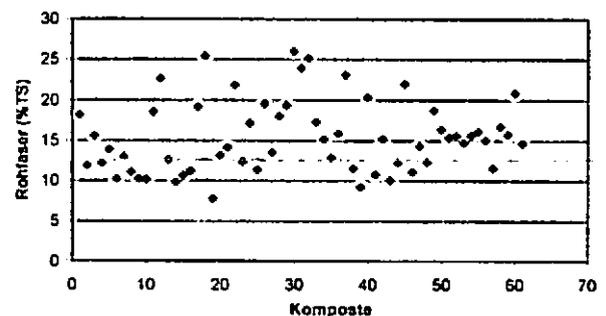


Abb.1: Rohfaser-Gehalte in Komposten (n=60).

Neben der Fraktion der langfristig im Boden verbleibenden organischen Substanz ist auch der Anteil der leicht abbaubaren Fraktion zu definieren. Dafür wurden die Komposte auf ihren Gehalt an heißwasserlöslichen Kohlenstoff (hwl-C) untersucht. Die analysierten 60 Kompostproben wiesen einen mittleren Gehalt an hwl-C von 1,53 % TS auf;

<sup>1</sup>Dr. Stefanie Siebert, Verband der nordrhein-westfälischen Humus- und Erdenwirtschaft e.V., Im Dohlenbruch 11, 44795 Bochum, email: siebert@vhe.de

<sup>2</sup>Dr. Peter Rieß, Landskroner Str. 40, 53489 Sinzig

<sup>3</sup>Dr. Irmgard Leifert, Dipl.-Ing. Simone Hackenberg und Dipl.-Ing. agr. Volker Max, Remondis Trade and Sales GmbH, Gut Sophienwald, Seestraße 2a, 50374 Erftstadt

die Standardabweichung betrug 0,52. Der 90 % Perzentilwert lag bei 2,82. Bezogen auf den Gehalt an organischer Substanz betrug der Anteil der leicht abbaubaren und umsetzbaren hwl-C-Fraktion in den Komposten im Mittel 3,83 %. Abgeleitet aus beiden Parametern Rohfaser und hwl-C läßt sich der Stabilitätsindex für die unterschiedlichen organischen Düngemittel und Wirtschaftsdünger bestimmen und klassifizieren. Die untersuchten Komposte wiesen im Mittel einen Stabilitätsindex von 11,8 bei einer Standardabweichung von 5,5 auf.

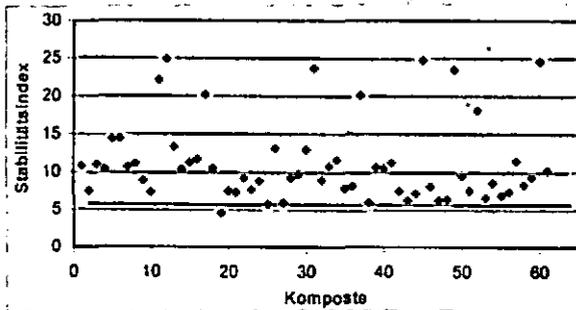


Abb. 2: Stabilitätsindex (=Rohfaser / Hwl-C, in %TS) von Kompost (n=60).

Für weitere organische Düngemittel, Bodenhilfsstoffe und Wirtschaftsdünger wurde der Gehalt an organischer Substanz (Glühverlust-Methode bzw. Lichterfelde) und der Gehalte an hwl-C exemplarisch ermittelt. Erwartungsgemäß liegt der Rohfasergehalt von GülLEN deutlich unter dem von Stallmist. Auch der hwl-C-Gehalt ist mit Ausnahme von Rindermist tendenziell in den GülLEN gegenüber Stallmist erhöht.

Tab. 1: Übersicht über die Gehalte an Organischer Substanz, Rohfaser und heißwasserextrahierbaren Kohlenstoff im Boden und in Bodenverbesserungsmitteln und Düngern

Produkt	OS in % TS		Rohfaser		Hwl-C	
	GV	C <sub>org</sub> (LF)	% TS	% OS	% TS	% OS
Boden	3,45	2,01	1,24	61,7*	0,06	2,98*
Kompost	35,3	31,2	14,2	40,4**	1,4	3,96**
Champost	59,1	49,7	12,8	21,7**	3,1	5,24**
Rindermist	67,9	57,8	23,9	35,2**	6,8	10,01**
Schweinemist	81,3	71,6	30,5	37,5**	3,5	4,30**
Rindergülle	72,1	65,8	20,5	28,4**	4,9	6,79**
Schweinegülle	68,6	59,3	17,6	25,6**	5,0	7,29**
Hühnertrockenkot	74,6	59,3	19,8	26,5**	5,6	7,51**
Pferdemist	78,3	65,9	36,0	46,0**	4,3	5,49**

\*) relativ zu Lichterfelde (LF) \*\*) relativ zum Glühverlust (GV)

Die Quantifizierung der leicht umsetzbaren C-Pools erfolgt über die Bestimmung des hwl-C in den organischen Düngemitteln und Wirtschaftsdüngern. Für eine praktische Anwendung bedarf es jedoch nicht

der Einzelanalyse der Materialien, sondern der gruppenspezifischen Klassifizierung über den „Stabilitätsindex“.

Tab. 2: Stabilitätsindex von Boden und organischen Bodenverbesserungsmitteln und Düngern

Produkt	Stabilitätsindex Verhältnis Rohfaser / Hwl-C
Boden	20,6 : 1
Kompost	10,1 : 1
Champost	4,1 : 1
Rindermist	3,5 : 1
Schweinemist	8,7 : 1
Rindergülle	4,2 : 1
Schweinegülle	3,5 : 1
Hühnertrockenkot	3,5 : 1
Pferdemist	8,4 : 1

Hierbei zeigte sich, dass Kompost gegenüber den anderen organischen Düngern- und Bodenhilfsstoffen, deutlich höhere Gehalte an stabilen Humusverbindungen aufweist, die langfristig zur Stabilisierung der organischen Substanz im Boden beitragen.

Die Ergebnisse des Kompostdauerversuchs (1992-2002) der Landwirtschaftskammer Rheinland zeigten, dass mit unterschiedlichen Kompostgaben die Gehalte an Rohfaser in den Löss-Lehmböden gegenüber der Nullparzelle leicht anstiegen (von 1,18 % in der Nullparzelle auf ca. 1,26 % nach 10jähriger Kompostdüngung, gemäß den Vorgaben der BioAbfV mit 3,1 t TS/ha/a). Bezogen auf den Humusgehalt des Bodens (Methode nach Lichterfelde) lagen ca. 70-80 % des Humusgehaltes als schwerabbaubare Rohfaserfraktion vor.

### Fazit

Mit dem Stabilitätsindex steht ein Parameter zur Verfügung, um die Qualität der zugeführten organischen Substanz in Bodenhilfsstoffen und Düngemitteln zu beschreiben und das Humusreproduktionspotential daraus abzuleiten. Die Schankungsbreiten für die einzelnen Fraktionen Rohfaser und hwl-C sind materialspezifisch anhand größerer Probenumfänge zu erfassen, um Unsicherheiten sowohl in deren Klassifizierung als auch in der Bemessung der Wirkung der organischen Substanz im Boden auszuschließen.

Für die daraus abzuleitende Bewertung des Versorgungszustands des Bodens mit organischer Substanz und des Mineralisationsverhalten der organischen Masse stehen noch Dauerdüngungsversuche aus, in denen unterschiedliche organische Düngungsvarianten geprüft werden.

### Literatur

- MÜCKENHAUSEN, E. 1993: Die Bodenkunde. 4. Aufl. Frankfurt am Main.
- VDLUFA 2004: Methodenbuch Bd. III, Methode 6.1.1
- VDLUFA 2003: Methodenbuch I, 4. Teillieferung, Methode A 4.3.2

# Ermittlung der Erosionsgefährdung in Niedersachsen

## Ein Anwendungsbeispiel im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie

A. Thiermann und W. Schäfer

### 1. Veranlassung / Hintergründe

Das Projekt „Abschätzung der partikulären Stoffeinträge (Sandfrachten) durch Bodenerosion am Beispiel ausgewählter Gewässerabschnitte an Hache, Delme und Rohrbach“ ist einerseits anzusiedeln im *Fließgewässerschutzprogramm* (Vermeidung / Reduzierung von Stoff- und Sedimenteinträgen im Rahmen der Gewässerreinigung) und parallel dazu in der *EU-Wasserrahmenrichtlinie* (guter ökologischer und chemischer Zustand).

Initiiert wurde das Projekt vom Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), den Landkreisen Diepholz und Nienburg sowie den Gewässerunterhaltungsverbänden WuB Hache und Hombach, Mittelweserverband, Ochtumverband und ULV Große Aue.

Durch die z.T. unnatürlich hohe Versandung der Gewässersohle und dadurch fehlenden Hartmaterialien (bzw. überdeckten Kiessohlen) bieten sich keine guten Laich- und Lebensraumbedingungen für viele standorttypische Gewässerorganismen wie z.B. Bach- und Meerforelle oder Bachneunauge.

Am Beispiel von *drei ausgewählten Gewässerabschnitten* wird untersucht, ob die verstärkten *Sand- und Sedimentfrachten aus angrenzenden erosionsgefährdeten Ackerflächen stammen können*.

Für diese Untersuchung werden flächenhafte Erosionsgefährdungskarten auf Schlagebene nach ABAG erstellt und es wird zusätzlich der lineare Oberflächenabfluss (Fließakkumulation) mit Hilfe von LUMASS nachgezeichnet.

Durch Kombination dieser Informationsgrundlagen werden erosionsgefährdete Ackerflächen, die durch Fließwege mit den Gewässern verbunden sind sowie die potenziellen Übertrittstellen in die Gewässer identifiziert. Anschließend werden Maßnahmen vorgeschlagen, um den Bodenabtrag bereits *auf* den Ackerflächen zu minimieren.

Die untersuchten Gewässerabschnitte befinden sich südlich von Bremen auf der Wildeshäuser Geest im Bereich eines Sandlössgebiets (Abb.1).

Die Gewässerabschnitte der Hache und Delme wurden ausgesucht, weil sie gewässerkundlich und ökologisch wertvoll sind. Sie sind für Fische bereits durchgängig durchwanderbar, Sohlabstürze und Wehre sind zurückgebaut und durch Sohlgleiten ersetzt.

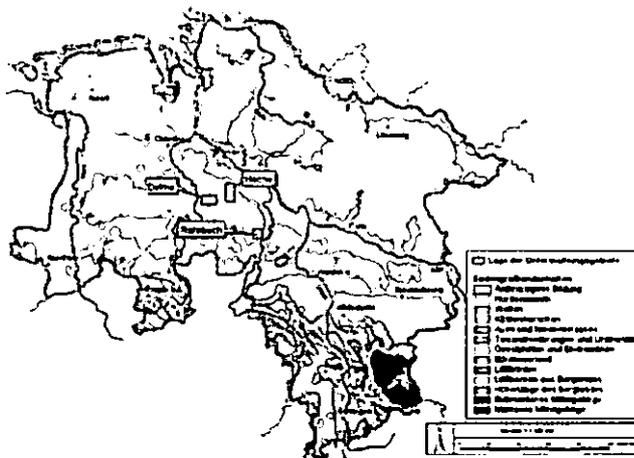


Abb. 1: Lage der untersuchten Gewässerabschnitte

### 2. Methodik

Im Niedersächsischen Bodeninformationssystem NIBIS<sup>®</sup> werden Informationsgrundlagen und Auswertungskarten auf Planungsebene im M. 1:50.000 sowie für eine schlagspezifische Auswertung vorgehalten. Die Methodik zur Ermittlung von Ackerflächen mit Handlungsbedarf wurde im Rahmen des „Pilotberatungsprojektes zur Verminderung von Bodenerosion durch gute fachliche Praxis“, entwickelt und abgestimmt (vergl. Schäfer et al. (2003a) und Schäfer et al. (2003b)).

#### 2.1 Schlaggenaue Erosionsgefährdungskarten

Die Erstellung der schlaggenauen Erosionsgefährdungskarten erfolgt nach dem an niedersächsische Verhältnisse angepassten Ansatz der *Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung* (ABAG).

Der mit dieser Gleichung ermittelte langjährige mittlere Bodenabtrag A (in t/ha\*a) setzt sich aus folgenden Faktoren zusammen:

$$A = R * K * L * S * C * P \quad (1)$$

R = Regenfaktor  
K = Bodenerodierbarkeitsfaktor  
S = Hangneigungsfaktor  
L = Hanglängenfaktor  
C = Fruchtfolgefaktor  
P = Erosionsschutzfaktor

Für die Auswertung auf Schlagebene im M. 1:5.000 werden folgende Eingangsdaten herangezogen:

Der *Regenfaktor* (R-Faktor) wird auf Grundlage von 45 Meßstationen des DWD in einer Auflösung von 200 m x 200 m für das Land Niedersachsen (MetoeGis) regionalisiert.

Der *Bodenerodierbarkeitsfaktor* (K-Faktor) wird aus der Bodenart des Oberbodens, dem Humus- und dem Steingehalt (ebenfalls vom Oberboden) aus der digitalen Bodenschätzung abgeleitet.

Die Hangneigung und -länge wird zum *Topographiefaktor* (LS-Faktor) zusammengefasst und aus dem digitalen Höhenmodell im 12,5 m Raster (DGM5) sowie den schlaggenauen Acker Grenzen (abgeleitet aus digitalen Orthophotos) ermittelt.

Die *Bodenbedeckung* (C-Faktor) und die *Erosionsschutzmaßnahmen* (P-Faktor) werden in diesem Auswertungsmaßstab in der Regel aus den Angaben der Landwirte oder durch Kartierung vor Ort bestimmt.

Des Weiteren wird die *Gründigkeit* (effektive Durchwurzelungstiefe) aus der Bodenschätzung einbezogen.

## 2.2 Ermittlung der Fließwege

Um neben dem nach ABAG abgeschätzten flächenhaften Bodenabtrag auch *linienhafte Abtragspfade* abzubilden, wird das vom Geographischen Institut der Universität Kiel entwickelte Instrument LUMASS (Land Use Management Support System) eingesetzt. Auf Grundlage des Höhenmodells im 12,5 m Raster (DGM5) und der Flächennutzung (ebenfalls aus digitalen Orthophotos) werden die *oberirdischen Fließwege des Wassers nachgezeichnet*. Zusätzlich können Fließbarrieren wie z.B. Straßen, Wege, Gräben in der Berechnung einbezogen werden. Je nach Geländebeschaffenheit und in Abhängigkeit der vorwiegenden Erosionsformen stehen entsprechende Algorithmen zur Auswahl. Weiterführende Literatur zur Ermittlung der Fließakkumulation siehe *Duttmann & Herzig (2002)* und *Herzig & Duttmann (2002)*.

## 3 Ergebnisse

### 3.1 Schlaggenaue Erosionsgefährdungskarten

Auf Grundlage des Niederschlags, der Bodenschätzungsdaten sowie der Hangneigung und -länge wird im 12,5 m Raster und unter Annahme von Schwarzbrache eine *potenzielle Erosionsgefährdungskarte* (natürliche Erosionsgefährdung) nach *Hennings (2000)* bzw. *DIN 19708 (2005)* erstellt. Anschließend erfolgt eine Klassifizierung in 6 Gefährdungsstufen von 0 (keine Gefährdung) bis 5 (sehr hohe Gefährdung).

Wird in die Berechnung zusätzlich die Bodenbedeckung sowie die Gründigkeit einbezogen, erhält man eine Karte der *Gefährdung der Bodenfruchtbarkeit*. In Anlehnung an das Toleranzgrenzenkonzept nach *Mosimann & Sanders (2004)* ergeben sich vier Gefährdungsstufen, wobei Gefährdungsstufe 1 „*Bodenfruchtbarkeit ist kurzfristig nicht gefährdet*“ das Bodenqualitätsziel / Beratungsziel für Niedersachsen darstellt. Ausführliche Literatur siehe *Schäfer et al. (2003a)*.

### 3.2 Fliessakkumulation

Es werden zwei Varianten berechnet:

a) *maximaler Abfluss* auf Grundlage des digitalen Höhenmodells (DGM5) *ohne* Berücksichtigung von Fließhindernissen und

b) *minimaler Abfluss* unter Berücksichtigung folgender Fließbarrieren: Straßen, Wege, Gräben, Wald und Forst, Gehölze sowie der Nutzungswechsel von Acker- und Grünland.

Bei den hier ermittelten Abflusswegen handelt es sich um qualitative Auswertungen und nicht um quantitativen Berechnungen, d.h., es werden *keine Mengenangaben über das abfließende Oberflächenwasser* und den damit transportierten Boden getroffen.

### 3.3 Potenzielle Abtragswege und Übertrittstellen in die Gewässer

Durch Verschneidung der Hauptabflusswege mit den schlaggenauen Erosionsgefährdungskarten können (direkte) Abtragswege aus (hoch) erosionsgefährdeten Ackerflächen in die Oberflächengewässer ermittelt sowie mögliche Übertrittstellen in die Gewässer identifiziert werden.

Die Gefährdung der Bodenfruchtbarkeit beschreibt den maximal zu tolerierenden Bodenabtrag, um die Bodenfruchtbarkeit (onsite) nicht zu gefährden; für angrenzende Oberflächengewässer (offsite) kann trotzdem eine erhebliche Gefahr bestehen. Aus diesem Grund wird für diese Auswertung die potenzielle Erosionsgefährdung herangezogen.

## 4 Schlussfolgerungen

Die Kombination der schlaggenauen Erosionsgefährdungskarten mit den ermittelten Hauptabflusswegen hat sich als sehr gut *geeignete Methode* erwiesen, um *Bereiche mit Handlungsbedarf zu identifizieren*.

Die ausgewiesenen Gefährdungsbereiche und die Übertrittstellen in die Gewässer wurden durch die Vertreter der Wasserverbände und die bewirtschaftenden Landwirte bestätigt.

Es können mit Hilfe dieser Auswertungen *zielgerichtet Maßnahmen auf den Ackerflächen, am und im Gewässer* empfohlen und durchgeführt werden.

## 5 Weiterführende Literatur

*DIN 19708 (2005)*: Bodenbeschaffenheit – Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser mit Hilfe der ABAG.

*Duttmann, R. & A. Herzig (2002)*: Prognose von Boden- und Gewässerbelastungen mit einem GIS-basierten Modellsystem. In: Abhandl. 53. Dt. Geographentag, Leipzig 2001.

*Hennings, V. (Koordination) (2000)*: Methodendokumentation Bodenkunde – Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden.- Geologisches Jahrbuch, Reihe G, Heft SG 1, Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

*Herzig, A. & R. Duttmann (2002)*: Entscheidungsunterstützungssysteme als Werkzeuge nachhaltiger Landnutzungsplanung. In: STROBL, J., T. BLASCHKE & G. Griesebner [Hrsg.] (2002): Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XIII - Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 2002. S. 182-187.

*Mosimann, T., & S. Sanders (2004)*: Bodenerosion selber abschätzen. Ein Schlüssel für Betriebsleiter und Berater in Niedersachsen. Geographisches Institut der Universität Hannover, Hannover.

*Schäfer, W., Severin, K., Mosimann, T., Brunotte, J., Thiermann, A. & Bartelt, R. (2003a)*: Bodenerosion durch Wasser und Wind. In: Schriftenreihe Nachhaltiges Niedersachsen - Heft 23: Bodenqualitätszielkonzept Niedersachsen. Teil 1: Bodenerosion und Bodenversiegelung. Hrsg. vom Niedersächsischen Landesamt für Ökologie, Hildesheim.

*Schäfer, W., Thiermann, A., Severin, K., Mosimann, T., Sanders, S. & J. Brunotte (2003b)*: Pilotberatungsprojekt zur Verminderung von Bodenerosion durch gute fachliche Praxis. In: Mittlg. Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, Band 102, Heft 2, S. 791-792.

## Räumliches Muster der Bodenneuverteilung und Quantifizierung der Bodenerosion am Beispiel einer Catena im Jungmoränengebiet Nordostdeutschlands

B. Winnige\*, M. Frielinghaus\*, U.-K. Schkade\*\*

(Förderung des Projektes durch die DFG)

### PROBLEMSTELLUNG

Topographisch komplexe Landschaften, wie sie in der Jungmoränenlandschaft Nordostdeutschlands zu finden sind, haben ein „unruhiges“ und „bewegtes“ Relief mit einem häufigen Wechsel zwischen Höhen und Senken, geschlossenen Hohlformen und unausgeglichenen Rinnen- und Talsystemen. Durch die relativen Niveauunterschiede im Gelände und dem damit verbundenen Wechsel der Neigungsflächen kommt es zu exogenen lateralen Stoffumlagerungen in der Landschaft. Die Folge ist die Beeinflussung der Ausformung der Böden infolge Abtrag und Auftrag und ein charakteristischer Bodensubstrat- und Horizontwechsel in Abhängigkeit von der Geländeform. In der Jungmoränenlandschaft treten am Oberhang gehäuft geköpfte Profile auf, während am Hangfuß und in Senken ein hoher Anteil an Kolluvialprofilen zu finden ist.

An den Hängen finden verschiedene Prozesse statt, die einen Einfluss auf die Gesamtbodenverlagerung haben. Die Bodenverlagerung an Hängen wird vorwiegend durch Wassererosion und Bearbeitungserosion bestimmt. Langjährige Wassererosionsuntersuchungen in dieser Landschaft haben gezeigt, dass die Kolluvien allerdings nicht allein das Ergebnis der Wassererosion sein können, da die Niederschlagsintensität nur mäßig ist. Aus der Literatur ist der Einfluss der Verlagerung infolge von Bearbeitung bekannt. In dem intensiv agrarisch genutzten Gebiet ist eine so verursachte Translokation ebenfalls zu vermuten. Daher ist eine Differenzierung der durch Oberflächenabfluss und Bodenbearbeitung initiierten Transporte notwendig. Hierzu ist zunächst die Gesamtbodenverlagerung und die Bodenneuverteilungsraten zu bestimmen. Danach kann dann der Anteil der Wassererosion sowie der Bodenbearbeitung an der Verlagerung ausgewiesen werden.

### UNTERSUCHUNGSMETHODEN

Zur Bestimmung der Gesamtbodenverlagerung innerhalb einer Bodenlandschaft steht das künstliche Radionuklid Cäsium-137 (<sup>137</sup>Cs) als Tracer zur Verfügung. Es hat eine Halbwertszeit von 30,17 Jahren und erlaubt somit Aussagen über einen Zeitraum von 30 bis 35 Jahren. Die Bestimmung der Cäsiumgehalte erfolgt an unterschiedlichen Hangpositionen und an mehreren Referenzflächen (ebene unbewirtschaftete Graslandflächen), die im Umkreis von 1 km lie-

gen müssen. Der Boden wird schichtweise entnommen (2-5 cm Schichten), aufbereitet und der Anteil kleiner 2 mm gamma-spektrometrisch untersucht.

Aus den gemessenen Cäsiumgehalten werden das räumliche Muster der Verlagerung und die Abtrags- und Auftragsbereiche bestimmt. Mit Hilfe von Modellen ist eine quantitative Bestimmung der jährlichen Bodenerosions- und Akkumulationsraten möglich.

### UNTERSUCHUNGSSTANDORT

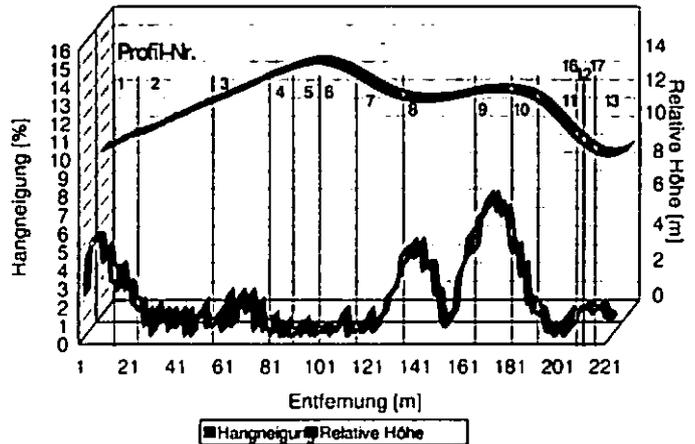


Abb. 1: Relative Höhe, Hangneigung und Profilpunkte des untersuchten Transekts

Die untersuchte Catena ist eine Steilcatena der Sand-Hügel und Hänge mit anhydromorphen Böden. Innerhalb der Catena wurde ein Transekt mit einer Länge von 222 m angelegt (Abb. 1). Nach der Vermessung wurden 15 Profile an unterschiedlichen Hangpositionen sowie 4 Referenzflächen ausgewählt und beprobt.

Die vorherrschenden Bodenarten im untersuchten Transekt sind Sand bis lehmiger Sand. Das Nivellement zeigt den Wechsel von konvexen und konkaven Hangabschnitten. Diese Morphologie spricht für das Vorhandensein von Bearbeitungserosion.

### ERGEBNISSE

#### TIEFENVERTEILUNG DER CÄSIUMAKTIVITÄT

##### Referenzflächen

Die Tiefenverteilung im Profil der Referenzfläche (Abb. 2a) spiegelt die Neuverteilung des Cäsiums im Bodenprofil nach dem Eintrag aus der Atmosphäre wider. Zu erkennen ist die Abnahme der Cäsiumkonzentration mit zunehmender Bodentiefe. Dies reflektiert die Adsorption des Cäsiums an die Bodenpartikel. So findet man eine effektive Bindung des <sup>137</sup>Cs nahe der Bodenoberfläche. Die hohe Konzentrationen in 4-10 cm Tiefe sind auf den Reaktorunfall von Tschernobyl 1986 zurückzuführen. Unterhalb von 10 cm ist ein starker Rückgang der Cs-137-Aktivität zu verzeichnen, ab 15 cm liegen die Werte unterhalb von 5 Bq/kg TM. Der Gesamtcäsiumgehalt liegt bei 463 mBq/cm<sup>2</sup>. Er ist abhängig von der Bodenart (Feinanteil) und dem Humusgehalt und kann so zwischen den Referenzflächen variieren.

\*ZALF Müncheberg, Institut für Bodenlandschaftsforschung  
15374 Müncheberg, Eberswalder Str. 84

\*\*Bundesamt für Strahlenschutz, Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt

10318 Berlin, Köpenicker Allee 120-130

**Ackerflächen**

Die Tiefenverteilung des <sup>137</sup>Cs ist auf den geeigneten Ackerflächen ähnlich. Im Bearbeitungshorizont weisen alle Profile ihren Maximalumfang und eine hohe Homogenität auf. Die vorgefundene Homogenität spiegelt den Mischungs- und Homogenisierungseffekt der Bodenbearbeitung wider. Unterhalb der Bearbeitungsschicht nimmt die Cäsiumaktivität schnell ab. Cäsium wird bis in Tiefen von 30 bis maximal 60 cm gefunden. Zwischen den Profilen bestehen Unterschiede in der Höhe der Cäsiumaktivität in der Pflugschicht (Variationskoeffizient 23 %), abhängig von der Lage im Transekt. Im Abtragsbereich (Abb. 2b) findet man eine geringere durchschnittliche Konzentration im Bearbeitungshorizont (Ø 7,5 Bq/kg TM). Cäsium wurde nur bis 30 cm gemessen. Der Gesamt-cäsiumgehalt liegt bei 285 mBq/cm<sup>2</sup>. Mit dem Boden wurde Cäsium entfernt und es kommt zunehmend zur Einarbeitung von Unterboden in den Bearbeitungshorizont.

Im Auftragsbereich ist der Gesamt-cäsiumgehalt im Beispielsprofil (Abb. 2c) doppelt so hoch wie der des Abtragsbereiches. Die durchschnittliche Konzentration in der homogenen Schicht beträgt Ø 11 Bq/kg TM. Unterhalb des Bearbeitungshorizontes wurde Cäsium bis in eine Tiefe von 60 cm analysiert. Das Cäsium unterhalb von 30 cm ist ein Hinweis auf eine kontinuierliche Sedimentation und eine frühere Pflugschicht.

**MUSTER DER BODENNEUVERTEILUNG**

Der Vergleich der gemessenen Cäsium-Werte mit den regionalen Referenzwerten liefert qualitative Informationen über die räumliche Verteilung infolge der Gesamterosion und -deposition und bildet das Muster der Bodenneuverteilung.

Dazu werden die Gesamt-cäsiumgehalte für jedes Hangprofil zum mittleren Gesamt-cäsiumgehalt der Referenzflächen (393 mBq/cm<sup>2</sup>) in Beziehung gesetzt. Man erhält als Ergebnis entweder einen <sup>137</sup>Cs-Verlust (negativer Rückstand durch Abwärtstransport) oder eine <sup>137</sup>Cs-Anreicherung (positiver Rückstand infolge Akkumulation) Das Konfidenzintervall der Referenzflächen (±69 mBq/cm<sup>2</sup> bzw. ±17 %) weist die signifikant voneinander zu unterscheidenden Bereiche des Ab- und Auftrages aus (Abb. 3).

In den Zwischenabschnitten erfolgte sowohl Abtrag und gleichzeitig Zwischenakkumulationen aus höher gelegenen Hangabschnitten.

**ZUSAMMENFASSUNG**

Die Auswertung der ersten Untersuchungen zur Bestimmung der Gesamtbodenverlagerung zeigt, dass Cäsium ein geeigneter Tracer für eine Differenzierung der Bodenverlagerung an Hängen ist.

Es gibt eine signifikante Beziehung der Cäsiumverteilung zur Hangmorphologie.

Die in den Profilen der unbearbeiteten Referenzflächen ermittelten Cäsiumgehalte stimmen mit den durchschnittlichen Gehalten bei Unterstellung des inzwischen erfolgten Abbaus überein.

Zwischen Abtrags- und Auftragsbereichen kann signifikant unterschieden werden. Damit besteht die Voraussetzung der Modelle für die Bestimmung der was-

sererosionsbedingten und bearbeitungsbedingten Bodenverlagerung.

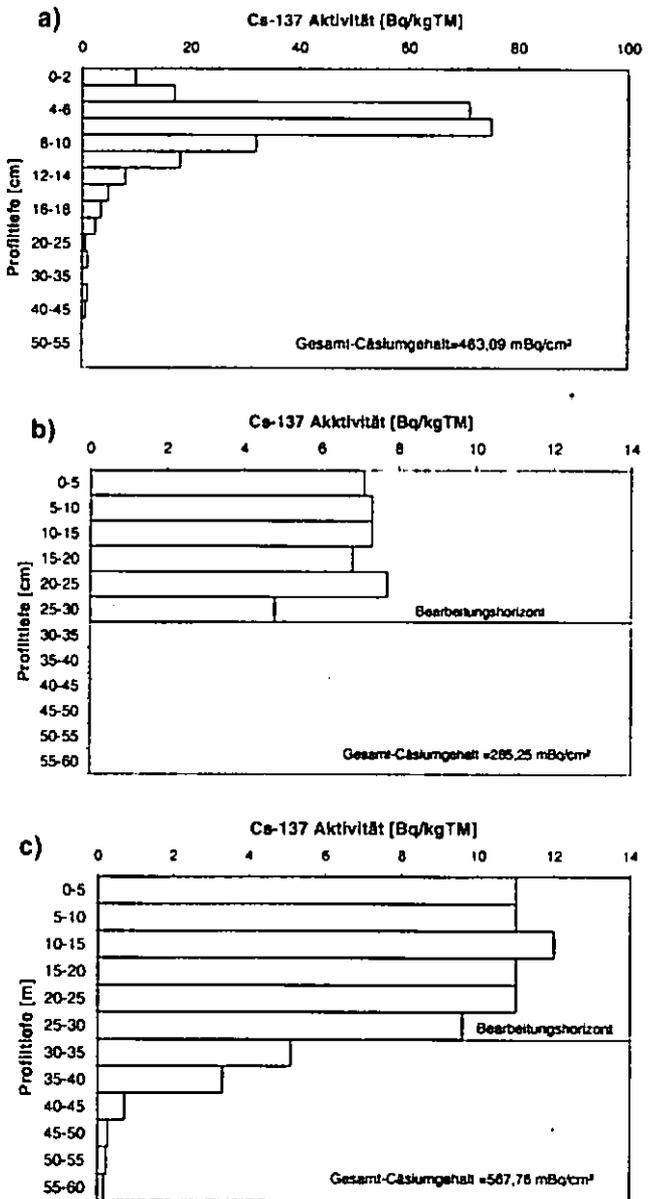


Abb. 2: Tiefenverteilung des Cäsiums in einer ungestörten Graslandfläche (Referenzfläche) (a), an einem Abtragsbereich (Profil 5) (b) und einem Auftragsbereich (Profil 12) (c)

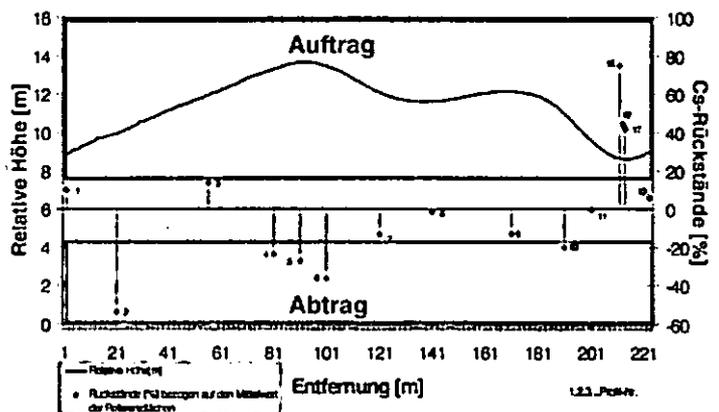


Abb. 3: Ab- und Auftragsbereiche entlang des Transekts

# Einfluss von Managementsystemen auf die Dynamik von biotischen und abiotischen Prozessen an der Bodenoberfläche

Marcus Zeiger<sup>1</sup>, Andreas L. Horn<sup>1</sup>, Nicola Fohrer<sup>1</sup>

## Einleitung

Die Bildung einer Verschlammungskruste an der Bodenoberfläche bedingt ein verringertes Infiltrationsvermögen des Bodens, Erosion kann entstehen. Die Verschlammungsbildung stellt ein gut untersuchtes Phänomen im Rahmen der Erosionsforschung dar. Wenig Augenmerk wurde dagegen auf den Abbau existierender Regenschlagkrusten gelegt, wodurch die positiven ökologischen Funktionen teilweise wiedererlangt werden können.

Ziel der Untersuchung ist es, die zeitliche Dynamik von Prozessen an der Bodenoberfläche für verschiedene Managementsysteme vergleichend zu erfassen.

## Versuchsstandort

Die Untersuchungen wurden an drei Flächen des Versuchsgutes „Lindhof“ der CAU Kiel (östliches Hügelland, ca. 30km NE von Kiel) durchgeführt.

Die Auswahl der Versuchsflächen erfolgte anhand des Managementsystems und den Bodeneigenschaften. Es wurden zwei ökologisch bewirtschaftete Flächen ausgewählt die nach den Richtlinien des Naturlandverbandes ([www.Naturland.de](http://www.Naturland.de)) bestellt werden. Im einzelnen handelt es sich um eine Alt-Naturland Fläche (ANL), die seit 1994 von konventionelle auf ökologische Bewirtschaftungsweise umgestellt wurde und um die Jung-Naturland Fläche (JNL) die seit 2001 ökologisch bewirtschaftet wird. Weiterhin wurde eine konventionell bewirtschaftete Fläche (KB) untersucht (Abb. 1).

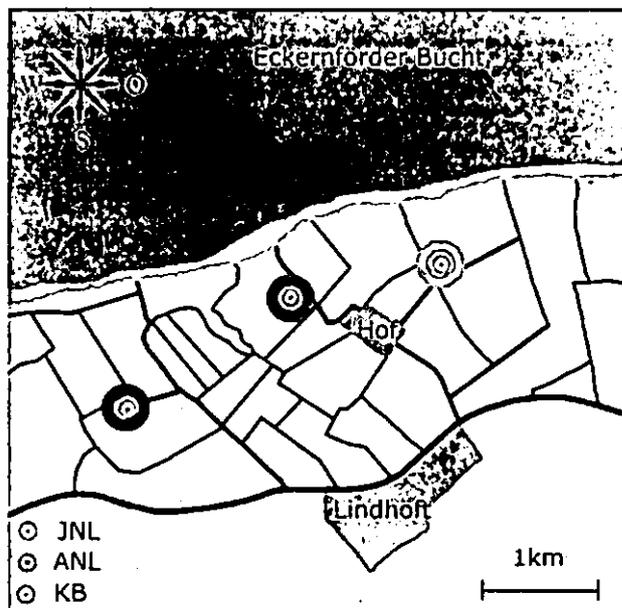


Abb. 1: Lage der Untersuchungsstandorte

Die untersuchten Flächen wiesen den Bodentyp Parabraunerde auf, und waren bezüglich der Bodenart als lehmiger Sand (S13-S14) anzusprechen.

## Methodik

Auf jeder Fläche wurden drei Untersuchungsparzellen unmittelbar nebeneinander angeordnet. Jede Parzelle bestand aus einer Kernzone von 0,5 x 0,5m, die von einem Pufferstreifen umgeben war (Horn et al., 2004).

In Anlehnung an Jöckel et al. (2003) wurde wöchentlich die beschattete Bodenoberfläche der Versuchsplots digital fotografiert. Durch Selektion der Aggregate > 100mm<sup>2</sup> wurde das im Vorfeld georeferenzierte Bild vektorisiert, anschließend wurde der Aggregateanteil an der Gesamtfläche berechnet.

Die Bestimmung der Aktivität des Bodenenzym  $\beta$ -Glukosidase nach Tabatabai (1994) erfolgte in 14-tägigen Abstand an Proben der oberen 0-3cm des Ap-Horizontes der vegetationsbedeckten Pufferzone. An diesen Proben wurde ebenfalls der Wassergehalt zum Probenahmezeitpunkt gravimetrisch ermittelt. Die Analysen unter biotischen- und abiotischen Gesichtspunkten wurden an allen Standorten direkt nach

<sup>1</sup> Ökologie-Zentrum, Christian-Albrechts-Universität Kiel, Fachabteilung Hydrologie und Wasserwirtschaft Olshausenstr. 40 D-24105 Kiel MZeiger@hydrology.uni-kiel.de

der Bodenbearbeitung im Frühjahr 2004 aufgenommen, wobei die Probenahme auf den beiden ökologisch bewirtschafteten Flächen zwischen der Ernte der Sommerfrucht und der Herbstsaat ausgesetzt wurde.

### Erste Ergebnisse

In Abb.2 war unter konventioneller Bewirtschaftung (KB) direkt nach der Einsaat ein gut aggregiertes, krümeliges Saatbett zu erkennen. Der Aggregatanteil an der Gesamtfläche betrug 34,9%. Im Verlauf der Vegetationsperiode kam es bedingt durch eine Niederschlagsmenge von 159,6mm zu einer Aggregatzerstörung an der Bodenoberfläche. An Tag 80 nach der Einsaat war nur noch ein quantitativ bestimmbarer Aggregatanteil von 2,7% vorhanden. Die Fläche konnte qualitativ als verschlämmt angesprochen werden. Auf die bereits verschlämnte Fläche trafen zwischen Tag 80 und 143 erneut 130,3mm Niederschlag. Der Aggregatanteil stieg jedoch leicht auf 3,1% an. Qualitativ konnte an Tag 143 eine rauere Oberfläche als an Tag 80 erfasst werden.

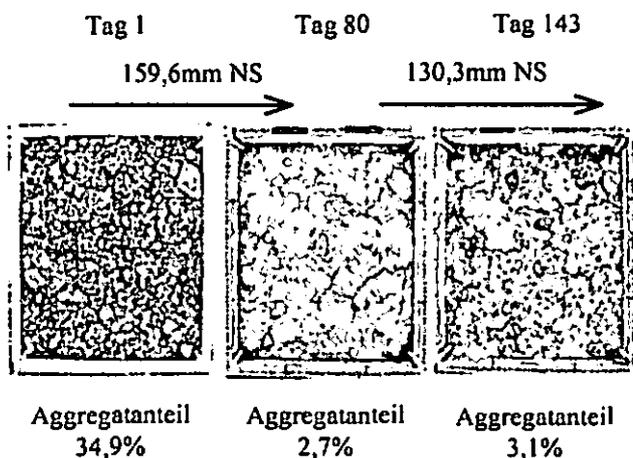


Abb.2: Bildanalyse des zentralen Plots unter konventioneller Bewirtschaftung

Vergleicht man auf biotischer Seite die Aktivität des Enzyms  $\beta$ -Glucosidase unter den verschiedenen Managementsystemen, so ist in Abb.3 qualitativ eine deutlich erhöhte Aktivität unter ökologischer Bewirtschaftungsweise (ANL, JNL) im Vergleich zu einer konventionellen Bewirtschaftungsweise (KB) erkennbar.

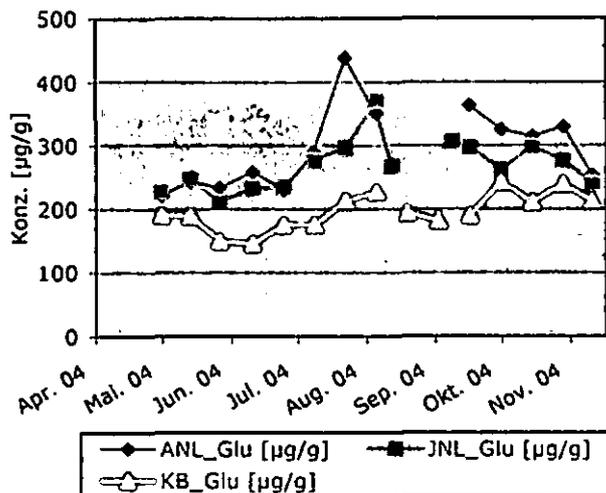


Abb.3: Einfluss unterschiedlicher Managementsysteme auf die Enzymaktivität der  $\beta$ -Glucosidase

### Fazit

Anhand der Bildanalyse der zentralen Fläche konnte qualitativ eine dynamische Veränderung der verschlämten Bodenschicht festgestellt werden. Bei der Analyse der Bodenrauigkeit muss jedoch die Analytik verfeinert werden, da mit der derzeitigen Auswertungsmethode die neugebildeten Aggregate  $<100\text{mm}^2$  und die biogenen Poren quantitativ nur unzureichend erfasst werden können. Der Vergleich der drei untersuchten Managementsysteme zeigte im Untersuchungsjahr 2004 qualitativ ein Unterschied in der Enzymaktivität der  $\beta$ -Glucosidase. Die qualitativ ermittelten Ergebnisse werden in kürze einer statistischen Analyse unterzogen.

### Literatur

- Horn, A.L., M. Zeiger, H. Schwarz and N. Fohrer (2004): Investigation of the relationship between soil enzyme activity and soil surface conditions in dependence of agricultural management. EUROSOIL 2004, Freiburg, 4-12. Sept. Germany. 8p
- Jöckel, C., Fohrer, N. und Frede, H.-G. (2003): Short Communication Computer-assisted mapping of the seed bed structure. J. Plant Nutr. Soil Sci. 166, 124-125.
- Tabatabai, M.A. (1994). "Soil enzymes," in Soil Sci. Soc. Am J.; Book series no. 5 SSSA, Hg., *Methods of soil analysis, Part 2, Microbial and biochemical properties*, 775-833.

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

REFERATE / POSTER

**Gemeinsame Sitzung der Kommissionen II, III und IV**

Band 107

Heft 2

2005



# Sorptions- und Transportverhalten mit Gülle applizierter Sulfonamid-Antibiotika in Böden

von

Marc-Oliver Aust, Sören Thiele-Bruhn und  
Peter Leinweber

## 1 Einleitung

Weltweit werden Antibiotika zur Bekämpfung von Infektionskrankheiten eingesetzt. Im Bereich der Veterinärantibiotika stellen Sulfonamide die am zweithäufigsten verwendete Gruppe dieser Pharmazeutika dar [1]. Die verabreichten Antibiotika sind chemisch so modifiziert, dass eine Anreicherung im Organismus der Nutztiere vermieden wird und die Pharmazeutika über Harn und Kot ausgeschieden werden. Dieses führt in Gülle zu nachweisbaren Sulfonamid-Konzentrationen bis zu  $500 \text{ mg l}^{-1}$  [2], die jedoch infolge einer mehrwöchigen Gülle-Lagerung um etwa 50% abnehmen [3]. Da die Gülle im landwirtschaftlichen Betrieb als Düngemittel eingesetzt wird, gelangen auch darin enthaltene Pharmazeutika auf Böden. Somit dienen Böden als Senke für Antibiotika.

Da in Grundwässern unterhalb solcher landwirtschaftlich genutzten Flächen Sulfonamid-Konzentrationen von  $0,08$  bis  $7,6 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$  nachgewiesen wurden [4, 5], ist zu vermuten, dass die Filter- und Pufferkapazität der Böden nicht ausreicht, um Kontaminationen anderer Umweltkompartimente zu vermeiden. Zur Einschätzung solcher Gefahren werden Risk-Assessment Studien durchgeführt, wobei Verteilungskoeffizienten in Böden mittels Batchversuchen bestimmt werden. Die Erhebung dieser Koeffizienten erfolgt jedoch unter Vernachlässigung des realen Eintragspfades mit kontaminierten Exkrementen, da die getesteten Substanzen in wässriger Lösung auf die Bodenproben aufgebracht werden [6]. Durch Güllezugabe werden die physiko-chemischen Eigenschaften von Böden verändert. In Batchversuchen wurde nachgewiesen, dass diese Veränderung das Sorptionsverhalten von Sulfonamiden in Abhängigkeit von deren Substanzeigenschaften beeinflusst [7, 8]. Ziel dieser Studie ist es, den Einfluss der Gülle auf vertikale Sorptions- und Transportprozesse in Böden zu quantifizieren, zu beschreiben und Einflussfaktoren zu identifizieren.

## 2 Material und Methoden

Es wurden Säulenversuche in Anlehnung an die Vorgaben der Biologischen Bundesanstalt [9] bzw.

der OECD [10] durchgeführt. Dazu wurde homogenisiertes Feinmaterial ( $<2 \text{ mm}$ ) von drei langjährig ungedüngten Oberböden unterschiedlichen Stoffbestandes verwendet. Diese waren eine Sandbraunerde ( $1,1 \% C_{\text{org}}$ ,  $\text{pH } 6,6$ ,  $S/U/T \ 85/11,9/3$ ,  $\text{KAK}_{\text{pot}} \ 5,33 \text{ cmolc}_c \text{ kg}^{-1}$ ), ein Parabraunerde-Tschernosem ( $1,0 \% C_{\text{org}}$ ,  $\text{pH } 7,1$ ,  $S/U/T \ 72,5/17,9/9,6$ ,  $\text{KAK}_{\text{pot}} \ 11,0 \text{ cmolc}_c \text{ kg}^{-1}$ ) und ein Löß-Tschernosem ( $1,7 \% C_{\text{org}}$ ,  $\text{pH } 7,0$ ,  $S/U/T \ 6,7/70,2/23,1$ ,  $\text{KAK}_{\text{pot}} \ 23,38 \text{ cmolc}_c \text{ kg}^{-1}$ ). Die Bodenproben wurden in Teflonröhren eingefüllt (Abb. 1) und auf ca.  $1,2 \text{ g cm}^{-3}$  verdichtet. Anschließend erfolgte die Kontamination des Bodens mit  $10,3 \text{ ml}$  Schweinegülle (4% Trockensubstanz,  $C_{\text{org}}$  Frischmasse  $1,75 \%$ ,  $\text{pH } 4,8$ ) bzw. Wasser [10], worin die fünf Sulfonamide Sulfanilamid (SAA), Sulfadiazin (SDZ), Sulfapyridin (SPY), Sulfadimidin (SDM) und Sulfadimethoxin (SDT) in einer Konzentration von jeweils  $10 \text{ mg l}^{-1}$  enthalten waren. Diese kontaminierten Bodensäulen wurden über  $48 \text{ h}$  mit insgesamt  $200 \text{ mm}$  Modellniederschlag [11] beregnet und die Perkolate aufgefangen. Abschließend wurden die Bodensäulen in jeweils sieben Segmente zu je  $5 \text{ cm}$  zerteilt. Durch Methanolextraktion der Bodenproben wurde der maximal desorbierbare und damit potentiell verlagerbare Anteil der Sulfonamide ermittelt.

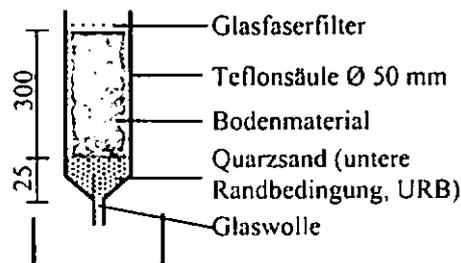


Abb. 1: Aufbau der Säulen für die Sorptions- und Transportversuche

Die Bestimmung der Sulfonamidgehalte in den Perkolaten und Methanolextrakten erfolgte mittels HPLC-MS-MS (Agilent HP1050, Böblingen; Finnigan MAT TSQ 700, Bremen). Zur Trennung der Sulfonamide wurde eine Nucleosil  $125 \times 3,0 \text{ mm}$ ,  $100\text{-}5 \text{ } \mu\text{m}$  reversed-phase Säule (Macherey-Nagel, Düren, Germany) mit  $20 \text{ mM HCOOH}$  und  $1 \text{ mM NH}_4\text{OAc}$  in Wasser (A) und  $20 \text{ mM HCOOH}$  in Methanol (B) zur Gradientenelution verwendet. Im Massenspektrometer erfolgte die Ionisierung der Probenmoleküle mittels Elektrospray ( $5 \text{ kV}$ ; Sheathgas:  $\text{N}_2$  mit  $276 \text{ kPa}$ ). Zur Bestimmung der Sulfonamide wurde der MS-MS-Modus verwendet. Die Kapillartemperatur und die Offsetspannung des Massenspektrometers wurden während der Analyse verändert, um substanzspezifisch optimale Detektionsbedingungen zu erreichen [12].

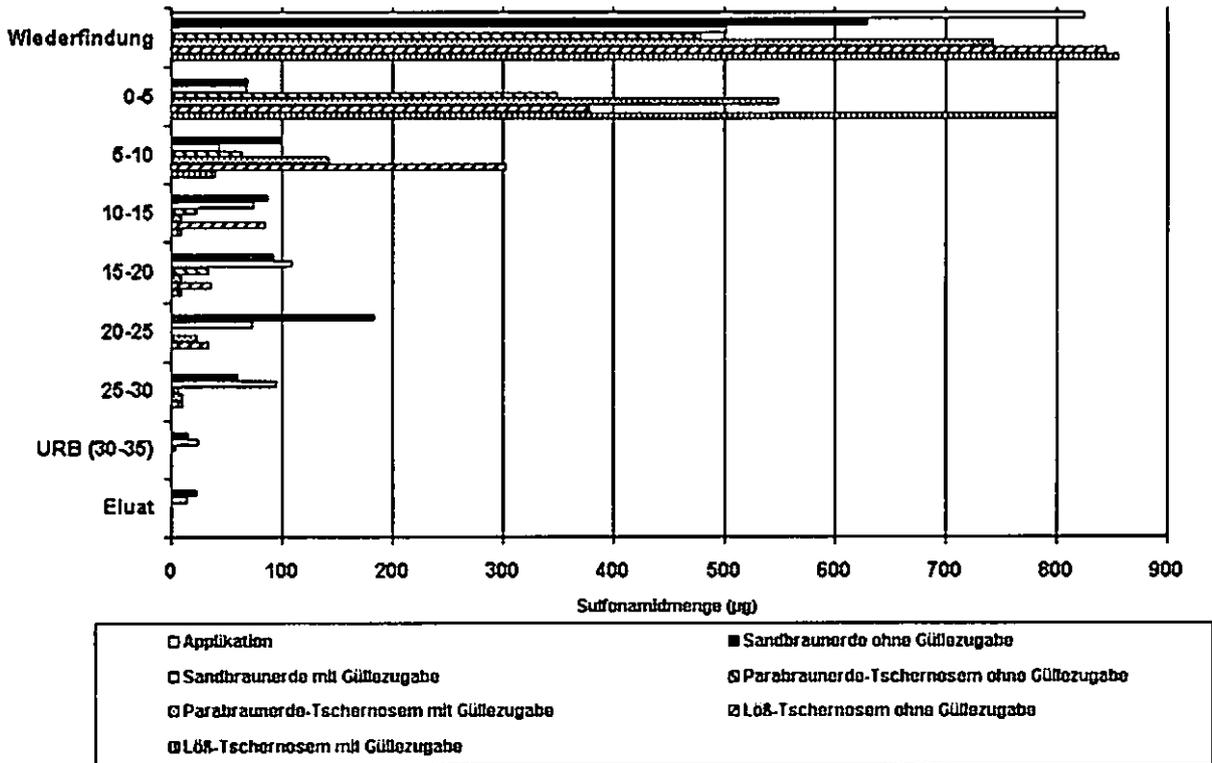


Abb. 2: Tiefenverteilung der Summe der detektierten Mengen von SDZ, SPY, SDM und SDT in 30cm mächtigen Bodensäulen aus Sandbraunerde, Parabraunerde-Tschernosem, Löß-Tschernosem und deren Eluaten nach 48h Beregnung (URB = untere Randbedingung)

### 3 Ergebnisse und Diskussion

Nach Zugabe von 10,3 ml Gülle veränderten sich im Vergleich zu den Varianten ohne Güllezugabe innerhalb der Säulen einige der chemischen Bodeneigenschaften. Dazu zählen eine Anreicherung von organischem Kohlenstoff von 0,1-0,2 % sowie die Verringerung des pH-Wertes um etwa eine Stufe innerhalb der obersten 10 cm der Bodensäulen. Dieses weist eindeutig darauf hin, dass die saure Gülle selbst oder zumindest Fraktionen davon in die Bodentiefe verlagert wurden. Unterschiede in den Tiefenverteilungen wurden sowohl für die fünf Sulfonamide, als auch für die drei Böden festgestellt.

In der Sandbraunerde wurde für SDZ, SPY, SDM und SDT die stärkste Verlagerung beobachtet (Abb. 2), wobei SDZ (ohne Güllezugabe 2,7 %, mit 1,7 % der applizierten Menge) auch im Eluat nachweisbar war. Im Parabraunerde-Tschernosem wurde nur die Verteilung von SDZ, SPY, SDM und SDT im Boden festgestellt, im Eluat war kein Antibiotikum bestimmbar. Dagegen wurden die vier Sulfonamide im Löß-Tschernosem bereits innerhalb der ersten 20 cm so stark festgelegt, dass in den darunter liegenden Bodenschichten und dem Eluat keine der Substanzen mehr nachgewiesen werden konnte. Die stärkste Festlegung wurde dabei für SDT festgestellt, das nur bis zu einer Bodentiefe von 15 cm nachweisbar war. Diese Ergebnisse folgen im Wesentlichen den Sorptions- und Filtereigenschaften der drei verwendeten Böden. So weist die

Sandbraunerde nur eine schwache, der Parabraunerde-Tschernosem eine mittlere und der Löß-Tschernosem eine starke Affinität zur Bindung von Sulfonamiden auf. Gleiches gilt für die Filtereigenschaften der drei Böden.

Die Wirkung der Güllezugabe auf die Sorption der Sulfonamide ist abhängig vom Stoffbestand der Böden. So wird einerseits eine Adsorption der Sulfonamide an partikuläre und kolloid gelöste Bestandteile der Gülle angenommen. Dabei ist eine unterschiedliche Filtrationswirkung der Böden gegenüber Partikeln unterschiedlichen Äquivalentdurchmessers sicher anzunehmen. Andererseits wird eine Konkurrenzadsorption zwischen gelösten Inhaltsstoffen der Gülle und den Sulfonamiden vermutet [7].

### 4 Literatur

- 1 Thiele-Bruhn S. (2003) J. Plant Nutr. Soil Sci. 166, 145-167
- 2 Grote M., Vockel A., Schwarze D., Mehlich A., Freitag M. (2004) Fres. Envir. Bull 13/11B, 1216-1224
- 3 Langhammer J.-P., Büning-Pfaue H., Winkelmann J., Kömer E. (1988) Tierärztl. Umsch. 43, 375-382
- 4 Hirsch R., Temes T., Haberer K., Kratz K.-L. (1999) Sci. Tot. Envir. 225, 109-118
- 5 Campagnolo E.R.; Johnson K.R., Karpati A., Rubin C.S., Kolpin D.W., Meyer M.T., Esteban J.E., Currier R.W., Smith K., Thu K.M., McGeehin M. (2002) Sci. Tot. Envir. 299, 89-95
- 6 OECD (2000) OECD guidelines for testing of chemicals, test guideline 106, 1-26
- 7 Thiele-Bruhn S., Aust M.-O. (2004) Arch. Envir. Contam. Tox. 47/1, 31-40
- 8 Boxall A.B.A., Blackwell P., Cavallo R., Kay P., Tolls J. (2002) Toxicol. Lett. 131, 19-28
- 9 BBA (2000): Versickerungsverhalten von Pflanzenschutzmitteln. Richtlinien für die amtliche Prüfung von Pflanzenschutzmitteln, Teil IV der BBA 4/2
- 10 OECD (2002) OECD guidelines for testing of chemicals, test guideline 312, 1-15
- 11 Scholtis A. (1986) Reports. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Kiel, 13 12
- 12 Aust M.-O., Thiele-Bruhn S., Jandl G., Leinweber P. (2005), zur Publikation eingereicht

# Natürliche Östrogene in Acker- und Grünlandböden nach Ausbringung von Milchviehgülle

Beck, J. \*; Totsche, K. U.; Kögel-Knabner, I.

## 1. Einleitung

Natürliche Östrogene können als endokrine Disruptoren in Wirkmengen von wenigen  $\text{ng}\cdot\text{l}^{-1}$  wirken [1]. Durch Milchviehgülle werden bis zu  $2,4\text{g}$  Gesamtöstrogene  $\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{Jahr}^{-1}$  ausgebracht. Wirksame Östrogene der Milchviehgülle sind v.a.  $17\alpha$ -Östradiol,  $17\beta$ -Östradiol, Östron und Östriol. Bei der Güllelagerung bleiben die Östrogene über mehrere Wochen stabil [2]. Über den Verbleib der Östrogene nach der Gülleausbringung und eine Gefährdung der Grund- und Oberflächengewässer durch Auswaschung ist wenig bekannt. Nachdem Laborexperimente zeigten, dass Steroide trotz starker Bindungsneigung zur organischen Substanz ausgetragen werden können [3], interessierten uns die Östrogengehalte auf intensiv genutzten Acker- und Weideflächen und das damit verbundene Auswaschungspotenzial.

## 2. Material und Methoden

### 2.1. Untersuchungsgebiet

	Ackerflächen: Braunerde-Rendzina		Grünlandflächen: Rendzina	
	Kontrolle	3x Gülle	Kontrolle	Intensiv
Skelett [%]	13	12	11	11
Sand [%]	29	47	14	23
Schluff [%]	40	31	47	41
Ton [%]	31	22	39	36
Lagerungsdichte [ $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ]	1.16	1.29	0.78	1.26
Corg [ $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ]	19.6	19.9	114	67.0
Nges [ $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ]	2.8	2.8	12.9	5.7
$\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$	7.4	7.5	6.9	6.9

Tab. 1: Eigenschaften der beprobten Flächen

Unsere Flächen befinden sich in der Münchner Schotterebene nahe Freising. Beprobte wurden ein intensiv begülltes Ackerland (3 Güllegaben pro

Jahr) und ein intensiv genutztes Weideland (Beweidung über die gesamte Saison April bis Oktober, Beprobungsfeld liegt nahe des Koppelleingangs und der Tränke, vgl. Abb. 3b) bzw. entsprechende Kontrollflächen (min. 10 Jahre keine Güllegabe bzw. Beweidung). In Tab. 1 sind deren Eigenschaften zusammengefasst.

### 2.2. Beprobung

Es wurde eine 5x5 Rasterbeprobung in einem Abstand 5m durchgeführt. An den 25 Probenahmepunkten wurden zum einen von allen Flächen Mischproben, zum anderen auf den intensiv genutzten Flächen Einzelproben entnommen um eventuelle räumliche Variabilitäten bestimmen zu können. Es wurden die oberen 15 cm beprobt.

### 2.3. Östrogenextraktion

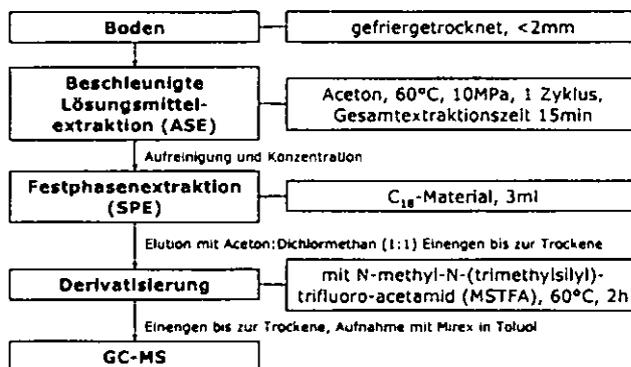


Abb. 1: Schema der Östrogenextraktion [4]

## 3. Ergebnisse und Diskussion

### 3.1. Mischproben

In einer Milchviehgülle konnten insgesamt  $100\mu\text{g}$  Östrogene  $\cdot\text{kg}^{-1}$  Trockensubstanz nachgewiesen werden (Abb. 2). 60% der Östrogene waren  $17\alpha$ -Östradiol. Abschätzungsweise können so mit ca.  $1,8\mu\text{g}$  Gesamtöstrogene  $\cdot\text{kg}^{-1}$  Boden gerechnet werden, falls keinerlei Abbau oder Austrag stattfindet.

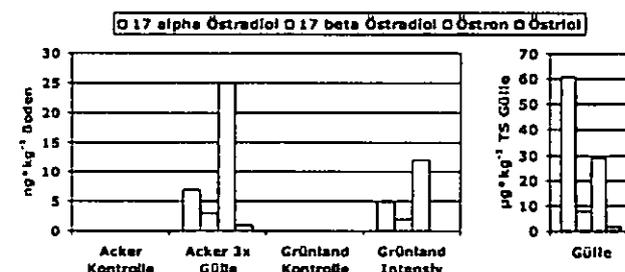


Abb.2: Östrogengehalte in den Mischproben der Acker- bzw. Grünlandfläche und Östrogengehalte einer Milchviehgülle

\* Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, WZW, 85350 Freising-Weihenstephan  
email: beckj@wzw.tum.de

In den Proben der Kontrollflächen konnten keine Östrogene nachgewiesen werden (Abb.2). Im intensiv begüllten Ackerboden konnte ein Gesamtöstrogengehalt von 36 ng\*kg<sup>-1</sup>, im Grünlandboden von 19 ng\*kg<sup>-1</sup> festgestellt werden. In beiden Fällen überwiegte das Östron (Abb. 2).

### 3.2. Einzelproben

Aus den Einzelproben ist ersichtlich, dass im Acker die Östrogene homogen verteilt sind. In allen Proben konnten Östrogene nachgewiesen werden. Punktuell wurden Gesamtöstrogengehalte von 50 ng\*kg<sup>-1</sup> Boden gemessen (Abb. 3a).

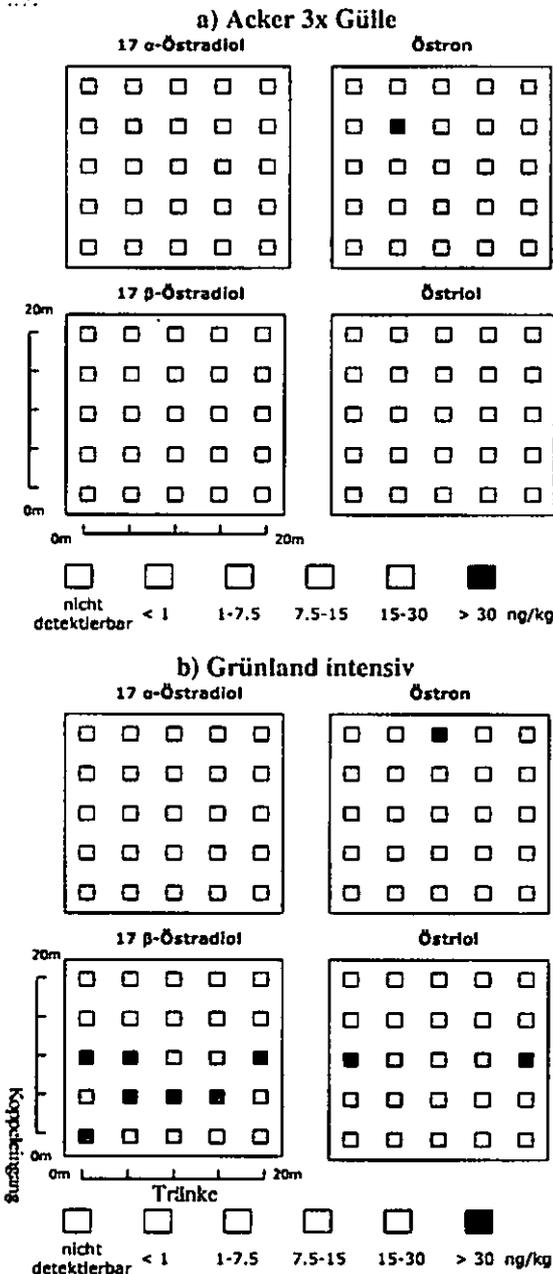


Abb. 3a,b: Östrogengehalte in den Einzelproben der Acker- bzw. intensiv beweideten Grünlandfläche

Im intensiv beweideten Grünland sind die Östrogene heterogen verteilt. Punktuell konnten

Gesamtöstrogengehalte bis zu 120ng\*kg<sup>-1</sup>Boden nachgewiesen werden. Die Östrogengehalte sind im Bereich des Koppelingangs erhöht (Abb. 3b).

### 4. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Durch Milchviehgülle und Beweidung gelangen natürliche Östrogene in umweltrelevanten Mengen in landwirtschaftlich genutzte Böden. Durchschnittlich wurden in Ackerböden höhere Östrogengehalte als in Grünlandböden erfasst. Dabei sind die Östrogene in Ackerböden durch eine flächige Gülleausbringung und intensive Bodenbearbeitung gleichmäßig verteilt. Eine Auswaschung erscheint aufgrund der hohen Sorptionsneigung der Östrogene unwahrscheinlich.

Die durchschnittlich im Vergleich zu Ackerböden geringeren Östrogenkonzentrationen in Grünlandböden sind heterogen verteilt. Höhere Konzentrationen treten v.a. im Bereich des Koppelingangs auf. Die Tiere halten sich hier häufiger auf und bekoten die Fläche entsprechend intensiver. Hier könnte das Östrogenrückhaltevermögen des Bodens schnell überlastet werden und ein Austrag von Östrogenen wird wahrscheinlich.

Unterschiede in der Östrogenzusammensetzung der Gülle im Vergleich zum Boden können auf Abbauvorgänge (z.B. 17 $\alpha$ -Östradiol  $\rightarrow$  Östron) aber v.a. auch auf die vom Zyklus der Tiere abhängige Zusammensetzung der Gülle zurückgeführt werden.

### Dank

Die Arbeit wurde u.a. durch das Hochschul- und Wissenschaftsprogramm (HWP-II): Fachprogramm „Chancengleichheit für Frauen in Forschung und Lehre“ unterstützt.

### Literatur

- [1] Jobling, S. et al. (1998): Widespread Sexual Disruption in Wild Fish. Environmental Science and Technology, 32, S. 2498-2506
- [2] Schlenker, G.; Birkelbach, C.; Glatzel, P.S. (1999): Verlaufsuntersuchungen zum Temperatureinfluß auf die Stabilität von Sexualsteroiden im Kot von Kühen. Berl. Münch. Tierärztl. Wschr., 112, S. 459-464
- [3] Schiffer, B.; Totsche, K.U.; Jann, S.; Kögel-Knabner, I.; Meyer, K.; Meyer, H. H. D. (2004): Mobility of the growth promoters trenbolone and melengestrol acetate in agricultural soil: column studies. Science of the Total Environment, 326 (1-3), S. 225-237
- [4] Beck, J.; Totsche, K. U.; Kögel-Knabner, I. (submitted): A new, rapid and efficient determination of natural estrogens in soils by pressurized liquid extraction and gas chromatography-mass spectrometry. Journal of Chromatography A

## Statistische Betrachtung der Sorption von Nonylphenol im Boden

Rolf-Alexander Düring<sup>1</sup>, S. Krahe, J.A. Huisman, Stefan Gäth

### Hintergrund

Die Sorption von technischem Nonylphenol (NP), das aus einer unbekanntem Anzahl von Isomeren besteht, lässt sich kaum durch quantitative Struktur-Eigenschaftsbeziehungen (QSPR) bestimmen. Ferner erschwert die Analytik von NP die Betrachtung eines größeren Probenkollektivs. So wurde zur Beschreibung des Sorptionsverhaltens von NP im Boden ein experimenteller Ansatz mit einem radioaktiv markierten technischen Gemisch von NP in Batch-Sorptionsexperimenten gewählt.

In einer vorausgehenden Studie wurde sein  $\log K_{OC}$  von 3,9 für NP bestimmt. Die quantitativen Beziehungen der Verteilungskoeffizienten ( $K_D$ ) zu den Gehalten an organischem Kohlenstoff ( $C_{org}$ ) zeigten jedoch zwischen den 51 Bodenproben deutliche Unterschiede. Anhand dieser Versuche wurde ein recht deutlicher Effekt des pH-Wertes auf die Sorption von NP beobachtet. Um die sorptionsrelevanten Parameter von Böden in ihrer Bedeutung quantitativ zu bewerten, wurde der zu untersuchende Bodenprobensatz auf nahezu 200 Proben erweitert, was eine regressionsanalytische Untersuchung bezüglich der Parameter  $C_{org}$ -Gehalt, pH-Wert, Tongehalt und gelöste organische Substanz (DOC) erlaubte. Mit Hilfe der erstellten Pedotransferregeln sollte es möglich sein, Verteilungskoeffizienten von NP in Böden aufgrund derer Eigenschaften vorherzusagen.

### Herangehensweise

- Synthese von ringmarkiertem technischem Nonylphenol
- Sorptionsversuche nach der Batch-Methode
- Bestimmung der Distributionskoeffizienten  $K_D$  unter Annahme linearer Sorptionsisothermen:

$$S = K_D \cdot C$$

- Charakterisierung der eingesetzten Böden

- Bestimmung des  $K_{OC}$

$$K_{OC} = \frac{K_D}{f_{OC}}$$

- Bestimmung des Einflusses sorptionsrelevanter Parameter mit regressionsanalytischen Methoden:

$$K_D = \beta_0 + \sum_{i=1}^k \beta_i \cdot P_i$$

- Abschätzung der NP-Sorption aufgrund der Bodeneigenschaften mit einem linearen und einem nicht-linearen Ansatz

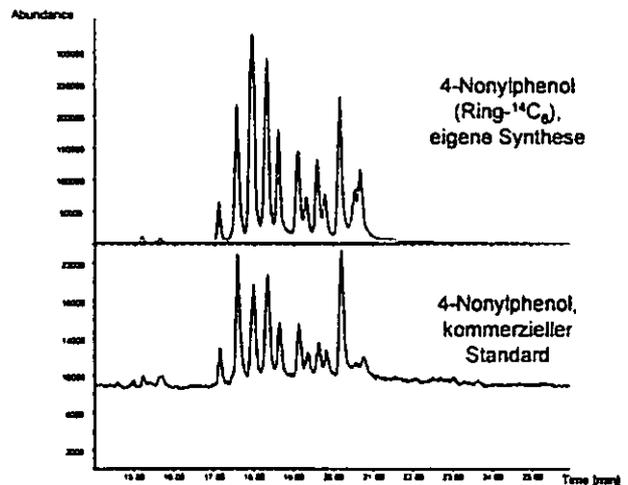


Abbildung 1: Vergleich der GC/MS-Chromatogramme eines kommerziell erhältlichen Isomerengemisches und des <sup>14</sup>C-markierten Syntheseproduktes

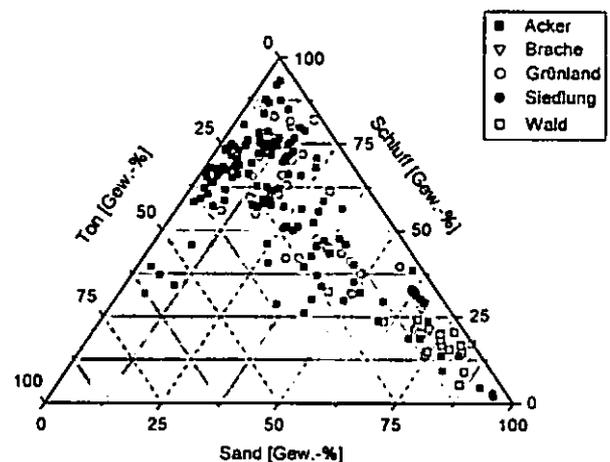


Abbildung 2: Korngrößenverteilungen und Nutzungen der untersuchten Böden

<sup>1</sup>Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement  
Justus-Liebig Universität Gießen  
Heinrich-Buff-Ring 26c  
D-35392 Gießen  
mail: rolf-alexander.duering@agr.uni-giessen.de

**Ergebnisse und Diskussion**

Tabelle 1 macht die Unsicherheit der auf der Grundlage von nahezu 200 Böden ermittelten Verteilungskoeffizienten deutlich.

Tabelle 1: Sorptions- und Desorptionskoeffizienten

Statistisches Maß	$K_D$ [mL g <sup>-1</sup> ]	log $K_{OC}$ [mL g <sup>-1</sup> ]
Mittelwert	96,27	3,9
Median	91,41	3,8
Minimum	8,77	3,1
Maximum	327,67	4,7

Abbildung 3 zeigt die Beziehung von  $K_D$  zu  $C_{org}$  und den Einfluss des pH-Wertes der Böden.

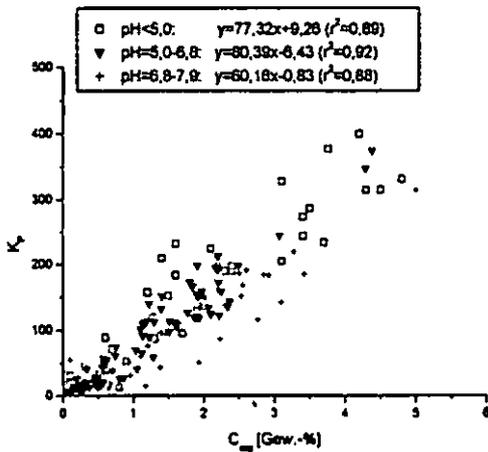


Abbildung 3: Verteilungskoeffizienten für NP in Abhängigkeit des Gehaltes an organischem Kohlenstoff, gruppiert nach pH-Wert Bereichen

Im Allgemeinen steigt die Sorptionsneigung von NP mit abnehmendem pH-Wert der Böden. Die Dissoziation von NP (pKs-Wert >10) kann hier nur von untergeordneter Bedeutung sein, wichtiger ist wahrscheinlich die Qualität der organischen Substanz.

Im Bereich niedriger Corg-Gehalte (<0,3 Gew.%) ist keine direkte Abhängigkeit des  $K_D$  von der organischen Substanz des Bodens zu erkennen. Hier werden andere reaktive Oberflächen bedeutsam.

Abbildung 4 verdeutlicht – beim Vergleich der gemessenen mit den abgeschätzten  $K_D$ -Werten – die gute Vorhersagbarkeit beider Ansätze bei Corg-Gehalten >0,3 Gew.%. Gleichfalls ist hier die Überlegenheit des nichtlinearen Ansatzes des künstlichen neuronalen Netzmodells im Bereich sehr kleiner  $K_D$ -Werte zu erkennen.

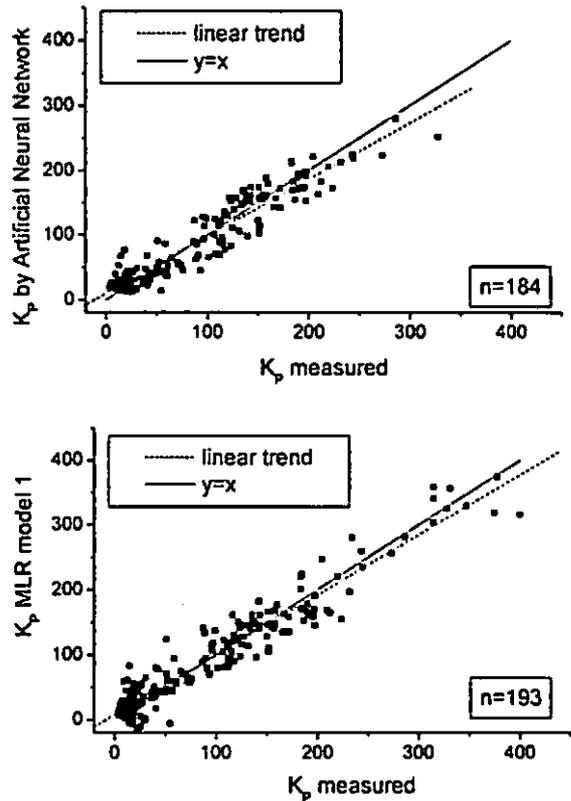


Abbildung 4: Vergleich der abgeschätzten mit den berechneten Verteilungskoeffizienten für das künstliche neuronale Netz (Oben) und das multiple lineare Regressionsmodell (unten)

**Fazit**

- Verteilungskoeffizienten von Nonylphenol lassen sich unter Berücksichtigung des Humusanteils und des pH-Wertes des Bodens abschätzen.
- Mit zunehmender Bodenacidität wird die Sorption von Nonylphenol an Böden verstärkt.
- Lineare Ansätze sind für Corg-Gehalte unter 0,3 Gew. % nicht geeignet.
- Der nichtlineare Ansatz eines künstlichen Neuronalen Netzes erbringt auch für niedrige Humusgehalte gute Ergebnisse.
- Ist die Qualität der organischen Substanz ein weiterer, quantifizierbarer Einflussfaktor?

**Literatur**

Düring, R.-A., S. Krahe und S. Gäth (2002): Sorption behavior of nonylphenol in terrestrial soils. Environ. Sci. Technol., 36, 4052-4057.  
 Krahe, S., Düring, R.-A., Huisman, J.A., Horn, A.L. und S. Gäth (2005): Statistical modeling of the partitioning of nonylphenol in soil. Water, Air, and Soil Pollution, eingereicht.

# Einfluss partikulären organischen Materials auf Stabilität und funktionelle Zusammensetzung unterschiedlich löslicher Fraktionen organischer Bodensubstanz

Jens Habermann<sup>1</sup>, Ruth H. Ellerbrock<sup>1</sup>, Michael Kaiser<sup>1</sup>

## Einleitung

Kohlenstoff-Umsatzmodelle arbeiten mit C-Pools unterschiedlicher Stabilität und Umsatzraten. Allerdings gibt es bisher kaum Methoden zur experimentellen Erfassung dieser unterschiedlich stabilen C-Anteile. Eine sequentielle Extraktion (SE) bietet die Möglichkeit, lösliche Fraktionen der organischen Bodensubstanz (OBS) zu erfassen, die sich in ihrer Stabilität unterscheiden (Kaiser & Ellerbrock, 2005). Der Extraktionsrückstand der SE enthält jedoch nach Kaiser (2004) junges partikuläres organisches Material (POM). Wir nehmen an, dass das POM sowohl unlösliche als auch lösliche Bestandteile enthält. Letztere können während der verschiedenen Extraktionsschritte der SE gelöst und dadurch gemeinsam mit den löslichen OBS-Fractionen erfasst werden. Dies kann die Auswertung verfälschen. Um das zu vermeiden, wurde die SE weiterentwickelt (POM-Abtrennung): gleichzeitige Erfassung unterschiedlich löslicher und partikulärer OBS-Anteile. Weiterhin sollte geklärt werden, wie sich die POM-Abtrennung auf die funktionelle Zusammensetzung (FTIR) sowie die Stabilität (<sup>14</sup>C, <sup>δ</sup><sup>13</sup>C) der erfassten löslichen OBS-Fractionen auswirkt.

## Material/Methoden

Für die Untersuchungen wurden zunächst Bodenproben aus dem Ap-Horizont des Langzeitfeld-experimentes Rothalmünster ausgewählt. Der Oberboden dieser pseudovergleyten Parabraunerde weist einen Tongehalt von 17% auf. Auf der Fläche wurde bis 1978 Weizen (C3-Frucht) und seitdem Mais (C4) angebaut. Der mittlere Jahresniederschlag beträgt für diesen Standort 890 mm und die mittlere Jahrestemperatur 8,2 °C.

Die Proben wurden mit einem Krümenbohrer (8 Einstiche) aus 0-30 cm Tiefe als Mischproben entnommen. Die luftgetrockneten Proben wurden auf 2 mm gesiebt. Die sequentielle Extraktion mit POM-Abtrennung (PESE) erfolgte in sieben aufeinanderfolgenden Schritten in der Reihenfolge: 1: Wasserextraktion (1. WE), 2: Ultraschallbehandlung (60 J/ml) + Wasserextraktion (US(60)), 3: Ultraschallbehandlung (440 J/ml) + Wasserextraktion

(US(440)), 4: Wasserextraktion (2. WE), 5: Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub>-Extraktion (1. Na-py), 6: HCl-Extraktion (HCl) und 7: Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub>-Extraktion (2. Na-py). Zur Erfassung der Huminsäuren im pyrophosphatlöslichen Extrakt wurden diese mit 1 M HCl ausgefällt (1. Na-py NS bzw. 2. Na-py NS). Das während der Schritte 1-3 aufschwimmende POM wurde gesondert abgetrennt und gefriergetrocknet. Die Extraktion ohne POM-Abtrennung (ESE) wurde wie die PESE durchgeführt - allerdings ohne die POM abzutrennen. Die löslichen OBS-Fractionen wurden bei beiden Verfahren dialysiert und gefriergetrocknet.

Die funktionelle Zusammensetzung der isolierten OBS-Fractionen wurde mit Fourier Transform Infrarotspektroskopie (FTIR; Biorad FTS 135, Transmission, 0,5 mg Probe + 80 mg KBr) analysiert. Zur besseren Vergleichbarkeit wurden alle Spektren auf die C-O-C-Bande normiert. Es wurden die Peakhöhen der Wellenzahlbereiche 1000-1100 cm<sup>-1</sup> (C-O-C), 1605-1650 cm<sup>-1</sup> (C=O), 1700-1750 cm<sup>-1</sup> (C=O) sowie 2800-3020 cm<sup>-1</sup> (C-H) ausgewertet. Um Informationen über die löslichen POM-Anteile zu erhalten, wurde eine Spektrensubtraktion der löslichen OBS-Fractionen durchgeführt (verwendete Software: Digilab Win-IR Pro™, Version 3.4.2.025): FTIR-Spektren (ESE) - FTIR-Spektren (PESE). Die <sup>14</sup>C-Analysen erfolgten durch AG Grootes (Uni Kiel), die <sup>δ</sup><sup>13</sup>C-Bestimmungen durch AG Flessa (Uni Göttingen).

## Ergebnisse und Diskussion

Die FTIR-Spektren der mit ESE erhaltenen löslichen OBS-Fractionen unterschieden sich von denen der mit PESE erhaltenen (Abb. 1). Dies kann auf den Einfluss löslicher POM-Anteile zurückgeführt werden, die während der ESE freigesetzt und in den löslichen OBS-Fractionen miterfasst wurden.

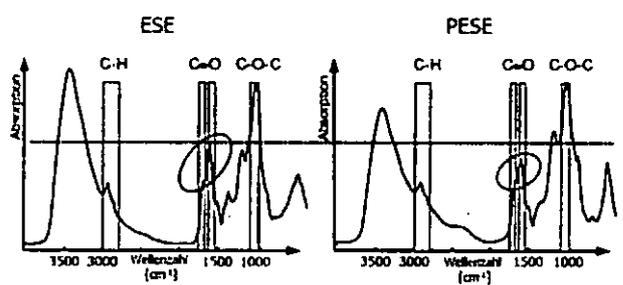


Abb. 1: FTIR-Spektren der pyrophosphat- und säurelöslichen mit ESE bzw. PESE isolierten OBS.

Um die Auswirkungen der „miterfassten“ löslichen POM Anteile auf die Zusammensetzung der mit ESE isolierten löslichen OBS Fractionen zu untersuchen, wurde eine Spektrensubtraktion für alle nach PESE bzw. ESE erhaltenen OBS-Fractionen durchgeführt. In Abb. 2 sind die Differenzen der relativen Absorptionsintensitäten dargestellt. Diese zeigen, dass die Auswirkung der löslichen POM-Komponenten auf die pyrophosphatlösliche und HCl-lösliche OBS-Fraktion am größten ist.

<sup>1</sup> Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung ZALF e.V., Institut für Bodenlandschaftsforschung, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg  
email: Jens.Habermann@zalf.de

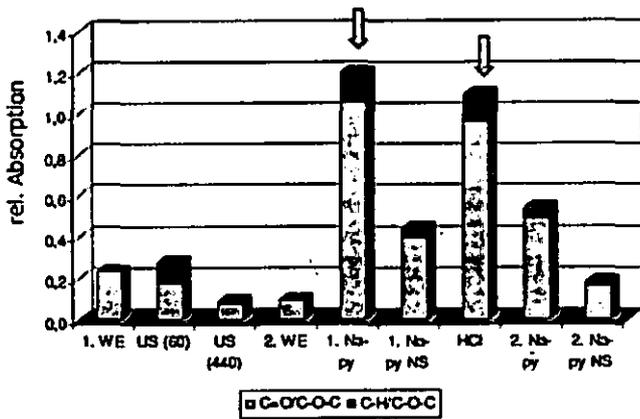
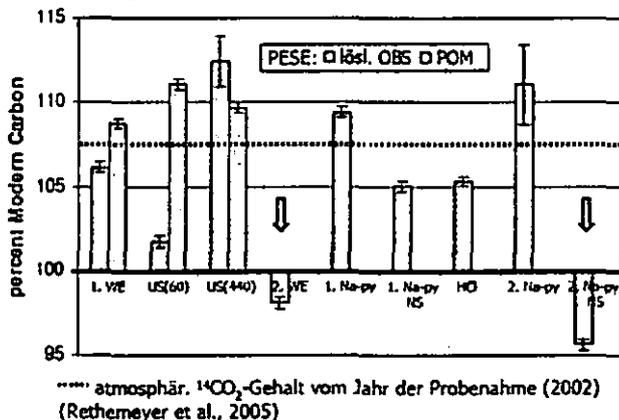


Abb. 2: Relative Absorptionsintensitäten der C-H und C=O-Absorptionsbanden der löslichen OBS-Fractionen aus den Differenzspektren.

Die erfasste partikuläre und lösliche OBS-Fraktion des 1. Schrittes weisen nach <sup>14</sup>C-Analysen pMC-Werte um 107 auf (108,7 ± 0,3 pMC bzw. 106,2 ± 0,3 pMC; Abb. 3), dies entspricht im Wesentlichen dem atmosphärischen <sup>14</sup>CO<sub>2</sub>-Gehalt zum Zeitpunkt der Probenahme (107,2 ± 0,2 pMC; Rethemeyer et al., 2005). Deshalb kann angenommen werden, dass diese Fraktionen rezenten Ursprungs sind. pMC Werte > 100 deuten daraufhin, das diese Fraktionen organisches Material enthalten, welches nach 1950 entstanden ist. Die lösliche OBS-Fraktion des 4. und die säureunlösliche des 7. Schrittes weisen dagegen Werte < 100 pMC auf (98,1 ± 0,4 pMC bzw. 95,6 ± 0,3 pMC). Diese Fraktionen enthalten damit organisch gebundenen Kohlenstoff, der im Mittel vor 1950 gebildet wurde. Vermutlich werden durch Aggregatdispersion (Ultraschallbehandlung) größere Anteile an älteren löslichen OBS-Fractionen freigesetzt und isolierbar. Die Wirkung der HCl-Behandlung scheint gleichfalls „alte“ OBS-Fractionen freizusetzen - diese sind jedoch nicht HCl-löslich, sondern erst mit dem säurefällbaren Anteil der nachfolgenden Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub>-Extraktion erfassbar.

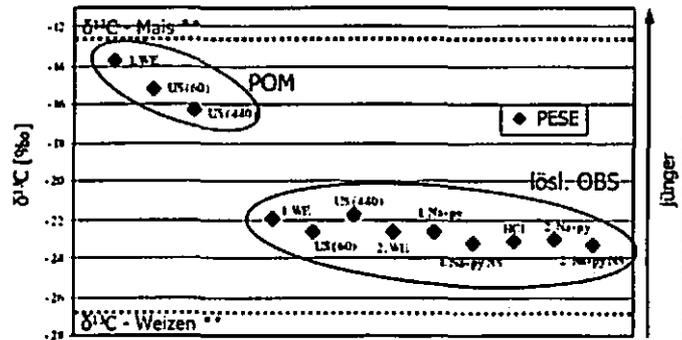


\*\*\*\* atmosphär. <sup>14</sup>CO<sub>2</sub>-Gehalt vom Jahr der Probenahme (2002) (Rethemeyer et al., 2005)

Abb 3: <sup>14</sup>C-Gehalte der mit PESE erfassten OBS-Fractionen.

Die <sup>δ</sup><sup>13</sup>C-Verhältnissen der mit PESE erfassten POM (Abb. 4) entsprechen annähernd denen, die nach John et al. (2005) für die Streureste des angebauten Mais ermittelt wurden. Dies weist darauf hin, das die POM rezent ist (< 30 Jahre). Die negativeren Werte der

löslichen OBS-Fractionen weisen dagegen auf höhere weizenbürtige Anteile und damit älteren Ursprung hin. Dies entspricht im Wesentlichen den Ergebnissen, die von Kaiser & Ellerbrock (2005) für die mit SE isolierten OBS-Fractionen beschrieben wurden.



\*\* John et al. (2005)

Abb. 3: <sup>δ</sup><sup>13</sup>C-Verhältnisse der mit PESE erfassten OBS-Fractionen.

### Zusammenfassung/Schlussfolgerung

Im Vergleich zur Extraktion ohne POM-Abtrennung führt die schrittweise Isolierung löslicher und partikulärer OBS zu einer differenzierteren Erfassung von OBS-Fractionen, die sich in ihrer funktionellen Zusammensetzung (FTIR) und Stabilität (<sup>δ</sup><sup>13</sup>C, <sup>14</sup>C) unterscheiden. Wird das POM während der Extraktion nicht abgetrennt, werden lösliche POM- und lösliche OBS-Anteile gemeinsam erfasst. Dies kann zur „Fehlinterpretation“ der Daten löslicher OBS-Fractionen führen.

### Danksagung

Die Untersuchungen wurden von der Deutschen Forschungsgemeinschaft DFG (EL 191/5-3) finanziert. Für die <sup>14</sup>C-Untersuchungen danken wir AG Grootes (Uni Kiel), für die <sup>δ</sup><sup>13</sup>C-Untersuchungen AG Flessa (Uni Göttingen) und für die Aufnahme der FTIR-Spektren Hr. Rath.

### Literatur

John, B.; Yamashita, T.; Ludwig, B.; Flessa, H. 2005. Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use. *Geoderma* 128: 63-79.

Kaiser, M. & Ellerbrock, R.H. 2005. Functional characterization of soil organic matter fractions different in solubility originating from a long-term field experiment. *Geoderma* 127: 196-206.

Kaiser, M. (2004): Einfluss von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Menge und Zusammensetzung unterschiedlich stabiler Fraktionen der organischen Bodensubstanz. Dissertation. Universität Potsdam, Potsdam.

Rethemeyer, J.; Kramer, C.; Gleixner, G.; John, B.; Yamashita, T.; Flessa, H.; Andersen, N.; Nadeau, M.-J.; Grootes, P.M. (2005): Transformation of organic matter in agricultural soils: radiocarbon concentration versus soil depth. *Geoderma* 128: 94-105.

Sollins, P.; Homann, P.; Caldwell, B.A. (1996): Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma* 74: 65-105.

## Rascher Ligninumsatz in Feldversuchen mit natürlicher <sup>13</sup>C Markierung

Alexander Heim & Michael W.I. Schmidt

### Einleitung

Die Veränderung des <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C-Verhältnisses der organischen Bodensubstanz nach dem Eintrag isotopisch markierter Biomasse wurde bereits in mehreren Arbeiten dazu verwendet, mittlere Umsatzzeiten des organischen Kohlenstoffs im Boden (SOC) abzuschätzen. Die Umsatzzeiten einzelner Substanzen variieren jedoch in einem weiten Spektrum. Insbesondere ist noch unklar, welche C-Verbindungen den stabilen SOC-Pool ausmachen, der für die Quantifizierung der C-Festlegung in Böden in Modellrechnungen eine große Bedeutung besitzt. Lignin ist nach den Polysacchariden das häufigste Biopolymer in Landpflanzen und ist vor allem für die Stabilität der Zellwände verantwortlich. Aufgrund seiner aromatischen Struktur nimmt man an, dass es nur schwer mikrobiell abgebaut werden kann. Während Streuabbaubersuche auf eine relative Ligninanreicherung zu Beginn des Abbauprozesses hinweisen, ist noch sehr wenig über die langfristige Stabilität im Boden bekannt. Das Ziel der vorliegenden Arbeit war, mit Hilfe stabiler Isotope die Frage zu beantworten, welchen Beitrag Lignin zum stabilen SOC-Pool leistet, und Lignin-Umsatzraten in verschiedenen Böden zu ermitteln.

### Methoden

Wir untersuchten Bodenproben und Korngrößenfraktionen von Versuchsflächen unter Acker oder Grünland (Tab.1). Auf allen drei Standorten gelangte ab einem definierten Zeitpunkt auf der markierten Fläche Biomasse mit einer C-Isotopie in den Boden, die sich von der Kontrollfläche unterschied. Die

komponentenspezifische Isotopenanalyse erlaubte es, diese Markierung im Lignin wieder zu finden. Aus dem Vergleich der Isotopenwerte von markierter Fläche und Kontrollfläche lässt sich der Anteil neuen Lignins berechnen. Dies erfolgte analog zur Berechnung des Anteils von neuem Kohlenstoff nach Balesdent und Mariotti (1996).

Tabelle 1: Versuchsflächen

	Acker 1: Boigneville	Acker 2: Rotthalmünster	Grünland: Eschikon <sup>1</sup>
Erzeugung der <sup>13</sup> C Markierung	Wechsel von Weizen- zu Mais-Anbau	Wechsel von Grünland zu Maisanbau	Begasung von Teilflächen mit <sup>13</sup> C abgereichertem CO <sub>2</sub> (600 ppm)
Kontrollfläche	durchgehender Weizenanbau	Wechsel von Grünland zu Weizenanbau	unbegast
Beprobungszeitpunkt	nach 23 Jahren Maisanbau	nach 23 Jahren Maisanbau	nach 10 Jahren Begasung

<sup>1</sup> Beprobung von zwei Teilflächen unter Weidelgras (*Lolium perenne*) und Weißklee (*Trifolium repens*)

Die Ligninanalysen erfolgten, nachdem Lignin in den Proben in der Mikrowelle mit CuO unter alkalischen Bedingungen in seine monomeren Bausteine aufgespalten worden war (nach Goñi und Montgomery, 2000). Die Identifizierung und Quantifizierung der Monomere erfolgte mit GC-MS; die Bestimmung der komponentenspezifischen <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C-Verhältnisse mit GC-C-IRMS (Goñi und Eglinton, 1996).

### Resultate

Der Umsatz der Ligninbestandteile war auf allen drei Standorten schneller als der Umsatz des gesamten SOC (Abb.1). Dies steht im Widerspruch zu der Annahme, dass Lignin innerhalb der organischen Bodensubstanz selektiv erhalten wird. Es konnte außerdem beobachtet werden, dass die einzelnen Monomere, aus denen das Lignin aufgebaut ist, keine einheitliche Umsatzzeit aufweisen, sondern dass tendenziell Vanillyl-Einheiten (V) langsamer umgesetzt werden als Syringyl- (S) oder Cinnamyl-Einheiten (C). Dies kann als unabhängige Bestätigung der Beobachtung gesehen werden, dass mit zunehmendem Abbaugrad des Lignins das (S/V)-Verhältnis abnimmt (Kögel, 1986).

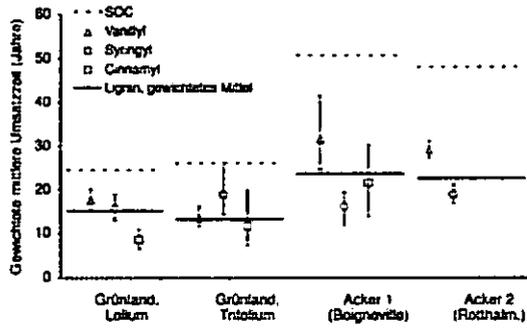


Abb. 1: Berechnete Umsatzzeiten für den gesamten organischen Bodenkohlenstoff (SOC), sowie für Lignin und seine Untereinheiten

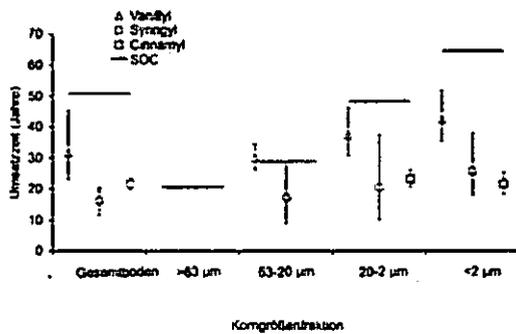


Abb. 2: Berechnete Umsatzzeiten für den gesamten organischen Bodenkohlenstoff (SOC), sowie für die Ligninuntereinheiten in den Korngrößenfraktionen des Ackers in Boigneville

Bei der Analyse einzelner Korngrößenfraktionen fällt auf, dass die berechneten Umsatzzeiten für die Ligninmonomere von der Sand- zur Tonfraktion weniger stark zunehmen als die Umsatzzeiten des gesamten Kohlenstoffs (Abb.2). Es kann daraus geschlossen werden, dass Stabilisierungsprozesse durch Interaktionen mit der Mineralphase (wie sie für SOC in der Tonfraktion beobachtet werden), für Lignin keine bedeutende Rolle spielen. Ein weiteres Indiz dafür ist der Anteil von Lignin-Monomeren am organischen C in den einzelnen Korngrößenfraktionen. Dieser nimmt von der Sand- zur Tonfraktion in allen untersuchten Böden ab. Eine solche Abnahme des Lignins in den feinen Fraktionen wurde

auch bereits mehrfach in der Literatur beschrieben (z.B. Guggenberger et al. 1994, Amelung et al. 1999). Die Stabilisierung von SOC in der Tonfraktion kann daher nicht auf eine Anreicherung von Lignin zurückzuführen sein. Stattdessen kann daraus geschlossen werden, dass Lignin schneller abgebaut wird als die in der Tonfraktion stabilisierten organischen Verbindungen.

**Schlussfolgerungen**

Die ermittelten Umsatzraten für Ligninmonomere zwischen etwa 10 und 40 Jahren liegen in einem Bereich, der in Drei-Pool-Modellen der organischen Bodensubstanz als typisch für den intermediären Pool angesehen wird. Eine langfristige Stabilisierung des Lignins in einem stabilen Pool mit Umsatzzeiten von mehr als hundert Jahren, kann in den untersuchten Böden nicht bestätigt werden.

**Literatur**

Amelung, W., Flach, K.-W. & Zech, W. 1999. Lignin in particle-size fractions of native grassland soils as influenced by climate. *Soil Science Society of America Journal*, 63, 1222-1228.

Balesdent, J. & Mariotti, A. 1996. Measurement of soil organic matter turnover using <sup>13</sup>C natural abundance. In: *Mass Spectrometry of Soils* (eds. Boutton, T.W. & Yamasaki, S.I.), pp. 83-111. Marcel Dekker, New York.

Goñi, M.A. & Eglinton, T.I. 1996. Stable carbon isotopic analyses of lignin-derived CuO oxidation products by isotope ratio monitoring gas chromatography mass spectrometry (irm-GC-MS). *Organic Geochemistry*, 24, 601-615.

Goñi, M.A. & Montgomery, S. 2000. Alkaline CuO oxidation with a microwave digestion system: Lignin analyses of geochemical samples. *Analytical Chemistry*, 72, 3116-3121.

Guggenberger, G., Christensen, B.T. & Zech, W. 1994. Land use effects on the composition of organic matter in soil particle size separates: I. Lignin and carbohydrate signature. *European Journal of Soil Science*, 45, 449-458.

Kögel, I. 1986. Estimation and decomposition pattern of the lignin component in forest humus layers. *Soil Biology and Biochemistry*, 18, 589-594.

# Bewertung chemischer Fraktionierungsverfahren zur Gewinnung stabiler Pools der organischen Bodensubstanz

Mirjam Helfrich<sup>1,2</sup>, Bernard Ludwig<sup>2</sup>, Heiner Flessa<sup>1</sup>

## Einleitung

Quantitative Kenntnisse über die Einbauraten von Streukohlenstoff in unterschiedlich stabile Fraktionen der organischen Bodensubstanz (SOM) sind eine wichtige Voraussetzung für das Verständnis der Regulation der Stabilisierung des organischen Kohlenstoffs (OC) im Boden. Ein analytisch messbarer stabiler SOM Pool wäre hilfreich bei der Abschätzung bodenbürtiger C-Stabilisierungspotenziale und könnte die Akzeptanz von Modellen, die z.T. aufgrund nicht messbarer Pools kritisiert werden, stärken.

Ziel dieser Arbeit ist die Bewertung chemischer Fraktionierungsverfahren zur Erfassung stabiler SOM Pools anhand (i) der C-Gehalte des gewonnenen Rückstandes, (ii) der Analyse der Stabilität des Rückstandes im Maisfeld mittels <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C Messungen, sowie (iii) des Vergleichs der C-Gehalte nach chemischer Fraktionierung mit dem Gehalt an inertem C, welcher mittels dem Rothamsted Carbon Modell und Isotopendaten für die Versuchsfäche Rothalmünster kalkuliert wurde.

## Material und Methoden

Untersucht wurden ein schluffiger Lehm (Parabraunerde-Pseudogley) aus Rothalmünster und ein sandiger Lehm (degradierte Schwarzerde) aus Halle. In Rothalmünster wurden (i) der Ap- (0-30 cm) und Al-Sw-Horizont (30-45 cm) einer Weizenkultur seit 1969, und (ii) einer Maiskultur seit 1979, (iii) der Ah Horizont (0-10 cm) eines Dauergrünlandes seit 1961 und (iv) der Ah Horizont eines Fichtenforstes seit 1920 in je 4 Wiederholungen beprobt, sowie in Halle der Ap (i) einer Roggenkultur seit 1878, und (ii) einer Maiskultur seit 1961.

Der Gesamtboden wurde einer Dichtefraktionierung mit Natriumpolywolframat (SPT, Sometu) der Dichte 1,8 g cm<sup>-3</sup> unterzogen, um junges partikuläres organisches Material abzutrennen (John et al., 2005).

Für die Oxidation mit H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> wurde dem Boden 10% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> im Verhältnis 1/10 zugegeben. Die Oxidation fand für 7d unter ständigem Rühren bei 50°C auf einem beheizbaren Magnetrührer statt (Plante et al., 2004). Für die Oxidation mit Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> lag das Verhältnis von Probe zu Oxidans bei 1/40. Die Oxidation lief für 2d bei 80°C, ebenfalls auf einem beheizbaren Magnetrührer (Menegatti et al., 1999). Für die schrittweise Hydrolyse wurden die Humin- und Fulvosäuren mit 1M NaOH extrahiert. Anschließend wurden die Proben einer schrittweisen Hydrolyse bei 100°C unter Rückfluss mit TFA und HCl in ansteigenden Konzentrationen (2-6N) und Reaktionszeiten (2-24h) unterzogen (Poirier et al., 2003). Nach allen Versuchen wurde das Residuum gewaschen und gefriergetrocknet.

<sup>1</sup>Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Universität Göttingen

<sup>2</sup>Fachgebiet Umweltchemie, FB Ökologische Agrarwissenschaften, Universität Kassel

An allen Proben wurden mit einem automatischen C/N-Analyser (Heraeus Vario EL) der OC-Gehalt und mit einem GC-IRMS (Finnigan MAT, Delta plus) die <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C-Isotopenverhältnisse bestimmt.

Anhand dieser lassen sich für die Maisfelder die Anteile an maisbürtigem C (John et al., 2005) sowie C-Umsatzzeiten errechnen.

## Ergebnisse und Diskussion

Die C-Gehalte der Böden nach Dichtefraktionierung schwankten zwischen 5,2 g kg<sup>-1</sup> im Unterboden des Maisfeldes in Rothalmünster bis hin zu 24,5 g kg<sup>-1</sup> im Fichtenforst (Tab. 1). Der C-Gehalt im Maisboden in Halle lag bei 6,5 g kg<sup>-1</sup> Boden.

Tab.1: C-Gehalte [g kg<sup>-1</sup> Boden] der Böden in Rothalmünster (Ro) und Halle (H) nach Dichtefraktionierung (Mineral<sub>1,8</sub>), Oxidation mit H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> und Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> sowie schrittweiser Hydrolyse (Mittelwerte und Standardfehler, n= 4)

	Mineral <sub>1,8</sub>	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>8</sub>	Hydrolyse
<b>Ro-Mais</b>	10,6	1,0	1,2	1,7
<b>0-30 cm</b>	(1,2)	(0,1)	(0,2)	(0,1)
<b>Ro-Mais</b>	5,2	0,9	1,3	1,1
<b>30-45 cm</b>	(0,7)	(0,0)	(0,2)	(0,1)
<b>Ro-Gras</b>	24,5	1,2	1,4	2,4
<b>0-10 cm</b>	(4,8)	(0,2)	(0,2)	(0,7)
<b>Ro-Forst</b>	17,8	1,6	1,4	2,7
<b>0-7 cm</b>	(3,8)	(0,3)	(0,1)	(1,0)
<b>H-Mais</b>	6,5	1,4	1,5	1,9
<b>0-20 cm</b>	(0,5)	(0,6)	(0,3)	(0,3)

Nach den chemischen Fraktionierungsverfahren sank der C-Gehalt um 70-95 % (Tab.1). Ein stabiler C-Pool sollte von der aktuellen Landnutzung weitgehend unbeeinflusst sein. Für die C-Rückstände nach den chemischen Fraktionierungsverfahren heißt das, dass die C-Rückstände vom Ausgangs-C-Gehalt unabhängig sein sollten. Für Oxidation mit Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> traf dies zu. Hier gab es keine signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Landnutzungsvarianten. Nach Oxidation mit H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> wies der Rückstand des Waldbodens einen signifikant höheren C-Gehalt auf als der des Acker- oder Grünlandes. Ansonsten gab es auch hier keine signifikanten Unterschiede. Nach der schrittweisen Hydrolyse lagen die C-Gehalte deutlich über denen der Oxidationsverfahren. Außerdem unterschieden sie sich signifikant zwischen Ap- und Al-Sw-Horizont des Maisfeldes in Rothalmünster sowie zwischen den einzelnen Landnutzungen.

Der Anteil an Mais-C lag nach Dichtefraktionierung im Ap des Maisfeldes in Rothalmünster bei 33 % (3,5 g C kg<sup>-1</sup>), im Al-Sw bei 14 % (0,7 g kg<sup>-1</sup>) und im Ap des Maisfeldes in Halle bei 16 % (1,1 g kg<sup>-1</sup>). Nach allen chemischen Fraktionierungen sank der Anteil an Mais-C deutlich. Nach Oxidation mit H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> waren noch 1,7 % des Restkohlenstoffes im Ap (Ro-Mais 0-30 cm, Abb.1) maisbürtig (0,02 g kg<sup>-1</sup>). Das entspricht einem Verlust von 99,5 % Mais-C gegenüber einem Verlust von 86 % C3-bürtigem C. Bei Oxidation mit Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> wurde der Mais-C komplett oxidiert. Im Al-Sw (Ro-Mais 30-45 cm, Abb.1) verblieben 2,6 (0,02 g kg<sup>-1</sup>) bzw. 2,8 % (0,04 g kg<sup>-1</sup>) Mais-C nach Oxidation mit H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> bzw. Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> im Residuum.

Im Ap des Maisfeldes in Halle (H-Mais 0-20 cm, Abb.1) wurde in beiden Fällen der Mais-C komplett oxidiert. Nach schrittweiser Hydrolyse wies der C-Rückstand einen deutlich höheren prozentualen Mais-C-Anteil auf: Im Ap in Rotthalmünster waren es knapp 20 % (0,34 g kg<sup>-1</sup>) und im Al-Sw immerhin noch 7 % (0,08 g kg<sup>-1</sup>). Im Ap in Halle verblieben nach Hydrolyse 6 % (0,12 g kg<sup>-1</sup>) Mais-C. In allen 3 Fällen entspricht dies Verlusten an Mais-C von rund 90 %. Der Verlust an C3-bürtigem C lag hier bei 70-80 %. D.h., dass sowohl bei den chemischen Oxidationsverfahren als auch bei schrittweiser Hydrolyse bevorzugt maisbürtiger C angegriffen wurde.

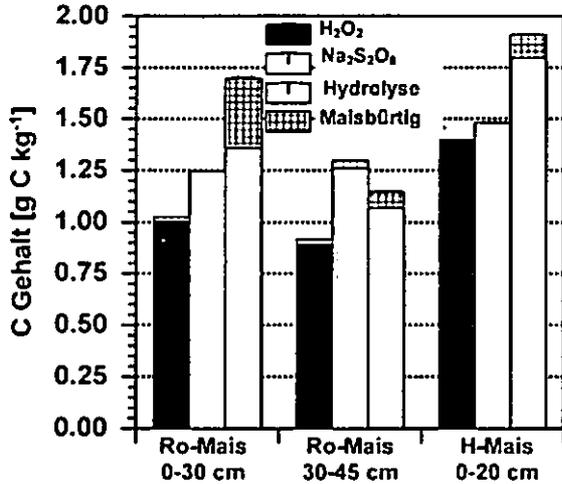


Abb.1: Anteil von maisbürtigem C am Gesamt-C nach chemischer Fraktionierung im Ap1- und Ap2-Horizont des Maisfeldes in Rotthalmünster (Ro-Mais 0-30 und 30-45 cm) sowie im Ap-Horizont des Maisfeldes in Halle (H-Mais 0-20 cm) (Mittelwerte und Standardabweichung)

Anhand der Abnahme von C3-bürtigem Bodenkohlenstoff ergeben sich für den Boden nach Dichtefraktionierung C-Umsatzzeiten von 58 bzw. 151 Jahren im Ap und Al-Sw des Maisfeldes in Rotthalmünster (Ro-Mais 0-30 und 30-45 cm) sowie von 220 Jahren im Ap des Maisfeldes in Halle (H-Mais 0-20 cm, Tab.2).

Tab.2: Umsatzzeiten [Jahre] der Maisböden in Rotthalmünster (Ro) und Halle (H) nach Dichtefraktionierung (Mineral 1.8), Oxidation mit H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> und Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> sowie schrittweiser Hydrolyse (Mittelwerte & Standardabweichung)

	Mineral <sub>1,8</sub>	Hydrolyse	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>8</sub>
Ro-Mais	58	104	>>500*	>>500*
0-30 cm	(+11/-8)	(+16/-13)		
Ro-Mais	151	324	>>500*	>>500*
30-45 cm	(+23/-18)	(+152/-80)		
H-Mais	220	635	>>850*	>>850*
0-20 cm	(+24/-20)	(+228/-134)		

\* entsprechend eines Maisanteils << 4,0 %

Mittels schrittweiser Hydrolyse erhält man einen deutlich stabileren C-Rückstand. Für den Ap- und Al-Sw-Horizont in Rotthalmünster ist dieser in etwa doppelt so stabil wie nach Dichtefraktionierung. Für den Boden in Halle lag die Stabilität 3x so hoch wie nach Dichtefraktionierung. Aufgrund der Schwankungen der δ<sup>13</sup>C Werte zwischen den einzelnen Wiederholungen können für Mais-C-Anteile <4 % keine verlässlichen Umsatzzeiten mehr errechnet werden. Für die beiden Oxidationsverfahren bedeutet das,

dass man an die Grenzen der <sup>13</sup>C-Methode gestoßen ist. Sicher ist, dass die Umsatzzeiten hier deutlich über 500 Jahren für den Maisboden in Rotthalmünster und deutlich über 850 Jahren für den Maisboden in Halle liegen (entsprechend einem Mais-Anteil von <<4,0 %, Tab. 2). Für genauere Aussagen wird eine <sup>14</sup>C Altersbestimmung benötigt.

Für die Fläche in Rotthalmünster wurde mittels dem Rothamsted Carbon Modell und Isotopendaten ein Gehalt an inertem C von 0,6 g kg<sup>-1</sup> Boden errechnet (IOM kalkuliert, Abb.2).

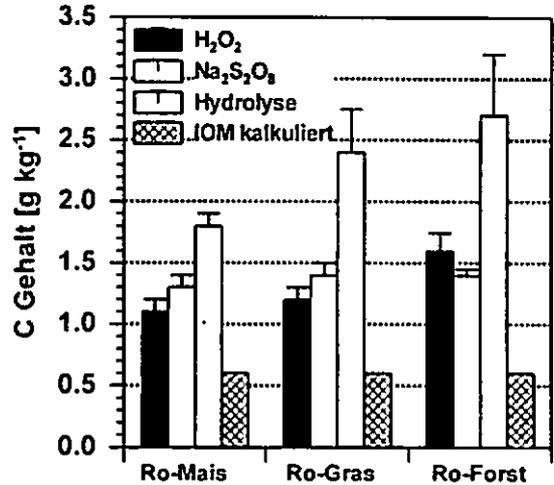


Abb. 2: Vergleich der C-Gehalte nach chemischer Fraktionierung mit dem Gehalt an inertem OC (IOM), der mittels dem Rothamsted Carbon Modell und Isotopendaten für die Untersuchungsfläche Rotthalmünster kalkuliert wurde (Mittelwerte und Standardfehler, n=4)

Ein Vergleich mit den C-Rückständen nach chemischer Fraktionierung zeigt, dass im Fall der beiden Oxidationsverfahren der C-Gehalt im Rückstand rund doppelt so hoch liegt wie der kalkulierte Gehalt an inertem C. Im Fall der schrittweisen Hydrolyse erhält man einen bis zu 4x höheren C-Gehalt. Im Vergleich zum C-Gehalt des Gesamtbodens bieten die Oxidationsverfahren jedoch eine annäherungsweise Übereinstimmung mit dem kalkulierten IOM Gehalt.

**Fazit**

Die untersuchten Oxidationsverfahren eignen sich zum Erhalt eines stabilen C-Pools, da (i) die C-Gehalte nach Oxidation von der aktuellen Landnutzung unabhängig sind, (ii) Mais-C bevorzugt oxidiert wird und (iii) eine annäherungsweise Übereinstimmung mit dem mittels Rothamsted Carbon Modell und Isotopendaten kalkulierten Gehalt an inertem C erreicht wird.

**Danksagung**

Die Arbeiten wurden von der DFG im Rahmen des SPP 1090 gefördert.

**Literatur**

John, B., Yamashita, T., Ludwig, B. und Flessa, H. (2005); Geoderma 128, 63-79  
 Plante, A.F., Chenu, C., Balabane, M., Mariotti, A. und Righi, D. (2004); EJSS 55, 471-478  
 Menegatti, A.P., Früh-Green, G.L. und Stille, P. (1999); Clay Minerals 34, 247-257  
 Poirier, N., Derenne, S., Balesdent, J., Mariotti, A., Massiot, D. und Largeau, C. (2003); EJSS 54, 243-255

## Kinetik der Sorption und Elimination von Tetracyclinen und Sulfonamiden in Böden

Heinrich Höper<sup>1</sup> und Gerd Hamscher<sup>2</sup>

### Einleitung

Bundesweit werden jährlich bis zu 2000 t Tierarzneimittelwirkstoffe eingesetzt. Die mengenmäßig bedeutendsten, vor allem in der Schweine- und Geflügelmasse eingesetzten, therapeutischen Wirkstoffe sind die Tetracycline und Sulfonamide. Diese Stoffe werden im Tier nur unwesentlich metabolisiert und auch während der Lagerung der Wirtschaftsdünger nur unvollständig abgebaut und gelangen letztendlich in die Böden. Bei unzureichendem Abbau im Boden und weiteren Einträgen können sie hier akkumulieren. In Abhängigkeit der Mobilität und Bioverfügbarkeit ist eine Aufnahme durch Pflanze oder durch Bodenorganismen sowie eine Verlagerung mit dem Sickerwasser ins Grundwasser möglich. In den Jahren 2003 und 2004 wurden 2 Feldlysimeterversuche zur Verlagerung von Tetracyclinen und Sulfonamiden mit dem Sickerwasser durchgeführt. Nach Ausbringung dotierter Gülle jeweils im Frühjahr wurde der Lydimeterabfluss in 1 bzw. 2 m Tiefe in regelmäßigen Abständen auf die mit der Gülle zugeführten Wirkstoffe untersucht. Dabei wurde keines der beiden Tetracycline (Tetracyclin, TC und Chlortetracyclin, CTC) und kein Sulfadiazin (SDZ) nachgewiesen, dagegen ergaben sich mehrere positive Befunde (>0,01 µg/l) für Sulfamethazin (SMZ, synonym: Sulfadimidin). Es stellt sich die Frage nach der unterschiedlichen Mobilität der Stoffe, die abhängig von deren Eliminierung bzw. Sorption im Boden ist. Da hierzu aufgrund der räumlichen Distanz keine Untersuchungen im Gelände im erforderlichen Zeitabstand möglich waren, wurde ein Laborversuch zur Wirkstoffeliminierung und Sorption durchgeführt. Wenig ist bekannt über Extraktionsverfahren, die definierte mobile Fraktionen dieser Wirkstoffe charakterisieren könnten. Deshalb wurde hier das von Hamscher et al. (2002) beschriebene Verfahren verwendet, mit dem ein reproduzierbarer Anteil frisch zugesetzter Wirkstoffe extrahiert werden kann. Bei den Sulfonamiden beträgt die Wiederfindungsrate ca 40 %, bei Tetracyclin ca. 35 % und bei Chlortetracyclin 28-70 %. Beim nicht mehr extrahierbaren Anteil wird davon ausgegangen, dass dieser mit Sicherheit nicht mehr mobilisiert bzw. desorbiert werden kann. Es wird somit der Rückgang des mit dem beschriebenen Verfahren extrahierbaren Anteils über die Zeit verfolgt und als Ursache starke Adsorptionsprozesse sowie chemische oder biologische Eliminierungsvorgänge angenommen. Neben dotierter Gülle wurde hier auch Feldgülle, d. h. nach Passage durch das Tier mit Tierarzneimitteln angereicherte Gülle, eingesetzt, um der Frage nachzugehen, inwieweit das Wirkstoffverhalten in dotierter dem aus Feldgülle gleichzusetzen ist.

### Methoden

Die Untersuchungen fanden an einer sandigen Braunerde (Hohenzethen), 84 % Sand, 5 % Ton, 1 % Corg, pH<sub>(CaCl2)</sub> 5,7, und an einer tonigen Braunerde-Rendzina (Jühnde), 4 % Sand, 41 % Ton, 2,6 % Corg, pH<sub>(CaCl2)</sub> 7,4, 33 % Skelett (>2mm) in 0-20 cm, statt.

Charakteristika der Güllen sind in Tab. 1 aufgeführt. Die Zufuhrmenge an Feldgülle wurde im Vergleich zur dotierten Gülle verdoppelt, um bei den niedrigen Gehalten an Chlortetracyclin und an den Sulfonamiden die Nachweisbarkeit dieser Stoffe im Boden zu verbessern.

Tab. 1: Trockenmasse, Zufuhrmenge und Wirkstoffgehalte der verwendeten Güllen

		dotierte Gülle	Feldgülle
Trockenmasse	Gew-%	11,2	9,8
Zufuhrmenge	ml/kg <sup>1</sup>	3,6	7,2
Tetracyclin (TC)	mg/kg	4,2	13,8
Chlortetracyclin (CTC)	Frischgülle	6,7	0,4
Sulfadiazin (SDZ)		6,1	0,7
Sulfamethazin (SMZ)		10,5	1

<sup>1</sup> kg trockener Boden

Je Boden und Gülleart wurden 18 PE Flaschen bei 15°C inkubiert. Die Temperatur spiegelt die durchschnittliche Bodentemperatur in den Monaten April (Gülleausbringung) bis Juli (Ende der Sickerwasserperiode) wider. Die Probenahme erfolgte 4 und 20 Stunden, 3, 7, 20 und 70 Tage nach Versuchsbeginn und bestand darin, dass je 3 PE-Flaschen einer Variante eingefroren wurden. Extraktion und Analytik erfolgten wie bei Hamscher et al. (2002, 2005) beschrieben: Flüssig-Flüssig-Extraktion mit Citratpuffer (pH 4,7) und Essigsäureethylester; Bestimmung nach HPLC-Trennung (RP C-18) und Gradientenelution mittels Elektrospray-Tandemmassenspektrometrie. Die Ergebnisse wurden um bodenspezifische Wiederfindungsraten korrigiert (TC 38 / 28 %, CTC 70 / 28%, SDZ 42 / 44%, SMZ 36 / 47 % jeweils im Sand- / Tonboden).

### Ergebnisse und Diskussion

#### Einfluss des Bodens (dotierte Gülle)

Die Sulfonamide werden in beiden Böden in etwa gleich gut eliminiert. Allerdings findet man im Tonboden (Jühnde) bereits direkt nach der Zufuhr deutlich geringere Gehalte an SDZ und SMZ als im Sandboden (Abb 1 und 2). CTC wird in beiden Böden eliminiert und verschwindet schneller als TC. TC wird im Tonboden nicht eliminiert. Trotz häufig guten Abbaus sind alle Stoffe nach 70 Tagen noch nachweisbar. Es gibt Hinweise auf eine nicht weiter eliminierbare Restkonzentration zu Versuchsende (z.B. ca 4-8 µg/kg CTC, Abb. 2)

#### Einfluss der Art der Wirkstoffapplikation

Aufgrund der geringeren Wirkstoffkonzentrationen von CTC, SDZ und SMZ in der Feldgülle liegen die Gehalte an diesen Stoffen im Boden generell niedriger nach Zufuhr über Feldgülle im Vergleich zur dotierten Gülle (Beispielhaft für SMZ in Abb. 3). Gleichzeitig sind die Abbaukonstanten niedriger.

<sup>1</sup> Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, BTI Bremen, Friedrich-Missler-Straße 46/50, 28211 Bremen, E-mail: [heinrich.hoepfer@nlfb.de](mailto:heinrich.hoepfer@nlfb.de)

<sup>2</sup> Institut f. Lebensmitteltoxikologie u. Chemische Analytik, Lebensmitteltoxikologie, Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover, Bischofsholer Damm 15, 30173 Hannover; E-mail: [gerd.hamscher@tiho-hannover.de](mailto:gerd.hamscher@tiho-hannover.de)

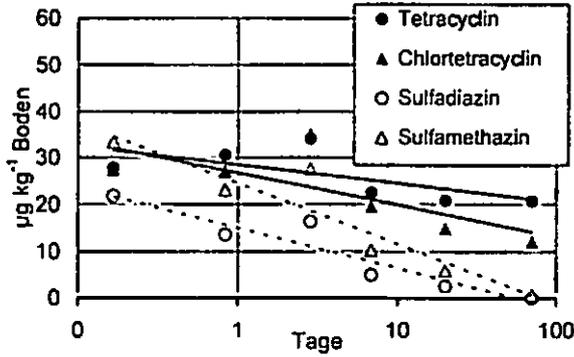


Abb. 1: Extrahierbare Wirkstoffgehalte im Sandboden „Hohenzethen“ nach Zufuhr dotierter Gülle. Die Bestimmtheitsmaße der halblogarithmischen Regressionen betragen 0.55\* (TC), 0.46\* (CTC), 0.89\*\*\* (SDZ), 0.88\*\*\* (SMZ) und sind signifikant (n.s.,  $p > 5\%$ ; \*,  $p < 5\%$ ; \*\*,  $p < 1\%$ ; \*\*\*,  $p < 0.1\%$ )

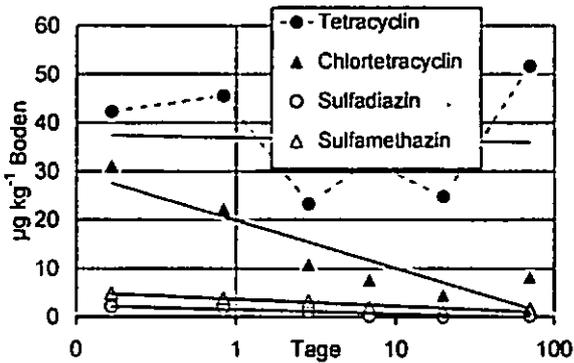


Abb. 2: Extrahierbare Wirkstoffgehalte im Tonboden „Jühnde“ nach Zufuhr dotierter Gülle. Die Bestimmtheitsmaße der halblogarithmischen Regressionen betragen 0.00 n.s. (TC), 0.81\*\* (CTC), 0.85\*\*\* (SDZ), 0.87\*\*\* (SMZ) (Signifikanz vgl. Abb. 1).

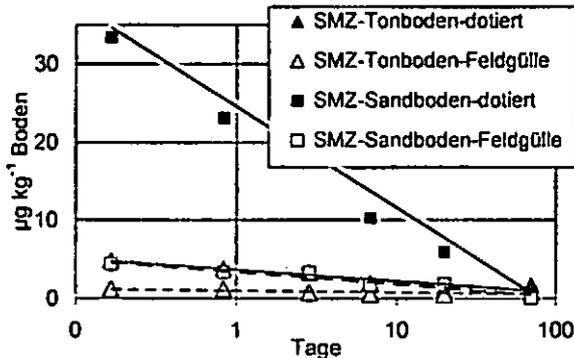


Abb. 3: Eliminierungs- und Adsorptionskinetik für Sulfamethazin im Ton- und Sandboden nach Zufuhr über dotierte bzw. Feldgülle.

Die Abbaukonstanten nehmen für beide Sulfonamide, unabhängig von der Gülleart und vom Bodentyp, linear mit der Initialkonzentration ab (Abb. 4). Dieses widerspricht der Annahme eines Abbaus 1. Ordnung, wonach die Abbaukonstante konzentrationsunabhängig ist. Die Abbauprozesse müssen folglich als Prozesse 2. Ordnung (zeit- und konzentrationsabhängig) angesehen werden.

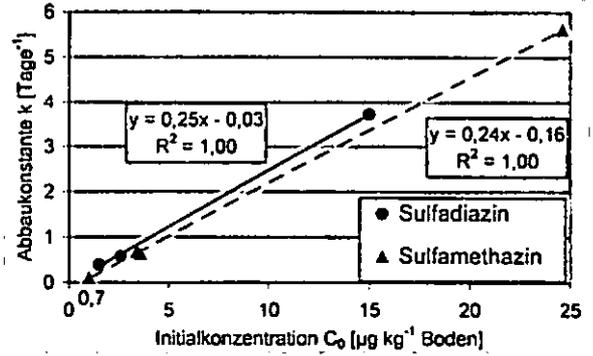


Abb. 4: „Abbaukonstante“ für die Sulfonamide in beiden Böden und nach Zufuhr über beide Güllearten in Abhängigkeit der Initialkonzentration.

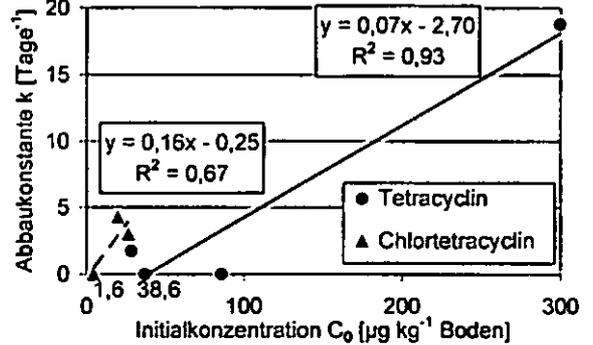


Abb. 5: „Abbaukonstante“ für die Tetracycline in beiden Böden und nach Zufuhr über beide Güllearten in Abhängigkeit der Initialkonzentration.

Für die Tetracycline werden im Prinzip ähnliche, wengleich auch weniger deutliche Beziehungen festgestellt (Abb. 5). Bei genauer Betrachtung fällt auf, dass alle Regressionsgeraden die Abszisse schneiden, dass also unterhalb einer Konzentration kein Abbau mehr stattfindet. Dieser Schnittpunkt liegt bei 0.1 µg/kg SDZ, 0.7 µg/kg SMZ, 1.6 µg/kg CTC und 38.6 µg/kg TC. Dieses sind Größenordnungen, die wiederholt in Böden nachgewiesen wurden, lediglich für TC liegt dieser Wert etwas hoch: In einer Screeninguntersuchung an regelmäßig begühten Böden wurden im Median Werte um 10 µg/kg gemessen (Höper et al., 2003).

#### Literatur

- Hamscher G., Sczesny S., Höper H. und Nau H. (2002). Determination of persistent tetracycline residues in soil fertilised with animal slurry by high-performance liquid chromatography with electrospray ionization tandem mass spectrometry. *Anal Chem* 74, 1509-1518.
- Hamscher G., Pawelzick H., Höper H. und Nau H. (2005). Different behavior of tetracyclines and sulfonamides in sandy soils after repeated fertilization with liquid manure. *Environm Tox and Chem* 24, 861-868.
- Höper H., Hamscher G., Pawelzick H., Schäfer W. und Nau H. (2003). Occurrence and fate of tetracyclines and sulfonamides in soils fertilized with animal manure. Vortragsmanuskript, Tagungsband Diffuser Eintrag von Chemikalien in Boden und Grundwasser, Mitteilung Institut Grundwasserwirtschaft TU Dresden, Band 3 (ISSN 1430-0311), Dresden, 117-124.

## Abbau und Verteilung von $^{13}\text{C}/^{15}\text{N}$ markierter Senfstreu (*Sinapis alba*) in Bodenfraktionen ackerbaulich genutzter Hoch- und Niederertragsflächen

A. Kölbl\*, I. Kögel-Knabner\*

Die Verwendung von isotonenangereicherter ( $^{13}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}$ ) Pflanzenstreu in Kombination mit der physikalischen Fraktionierung des Bodenmaterials ermöglicht es, den Abbauweg von Pflanzenstreu in den mineral- sowie nicht-mineralgebunden Fraktionen zu verfolgen und CN-Pools mit unterschiedlicher Verweildauer im Boden zu identifizieren.

### Standort und Methoden

Im Rahmen des Forschungsverbundes für Agrarökosysteme in München (FAM) wurden daher im Jahr 1999 im Tertiärhügelland nördlich von München innerhalb einer Ackerfläche Versuchsplots angelegt, auf dem  $^{13}\text{C}$  und  $^{15}\text{N}$  markiertes Senfmaterial auf den Boden ausgebracht und oberflächlich eingearbeitet wurde. Die Plots wurden dabei sowohl auf einem Hohertrags-, als auch auf einem Niederertragsbereich der Ackerfläche eingerichtet, um somit Wechselwirkungen zwischen kleinräumig variablen Standorteigenschaften und CN-Umsatzraten aufzeigen zu können. Die Hauptunterschiede zwischen den beiden Ertragsbereichen liegen in der Textur und im Humusgehalt: Der Hohertragsboden hat einen ca. 5% geringeren Tongehalt, allerdings einen höheren  $\text{C}_{\text{org}}$ -Gehalt ( $17 \text{ mg g}^{-1}$ ) als der Niederertragsboden ( $14 \text{ mg g}^{-1}$ ). In den 2 Jahren nach der Streuabbringung wurden im Abstand von 4-6 Monaten Bodenproben aus dem Ap-Horizont entnommen, physikalisch fraktioniert und auf ihre Isotopenanreicherung hin untersucht.

### Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der  $^{15}\text{N}$ -Markierung weisen auf schnellere und intensivere Umsetzungsprozesse innerhalb des 1. Jahres auf der Hohertragsfläche hin (Abb. 1). Dies zeigt sich vor allem im noch sehr streuähnlichen, partikulären organischen Material (POM). Nach dem zweiten Jahr haben sich die Isotopen-Konzentrationen in den POM-Fractionen beider Ertragsbereiche jedoch weitestgehend angeglichen. Demgegenüber steht eine relativ hohe

Wiederfindung des streubürtigen  $^{15}\text{N}$  in den Tonfraktionen bereits 160 Tage nach der Streuabbringung. Im Hohertragsboden nimmt die mineralassozierte  $^{15}\text{N}$ -Menge im Zeitverlauf gleichmäßig ab, wohingegen im Niederertragsbereich annähernd konstante  $^{15}\text{N}$ -Mengen in den Tonfraktionen im Zeitverlauf zu finden sind. Dies kann auf die langsamere Nachlieferung aus der POM-Fraktion des Niederertragsbodens zurückgeführt werden.

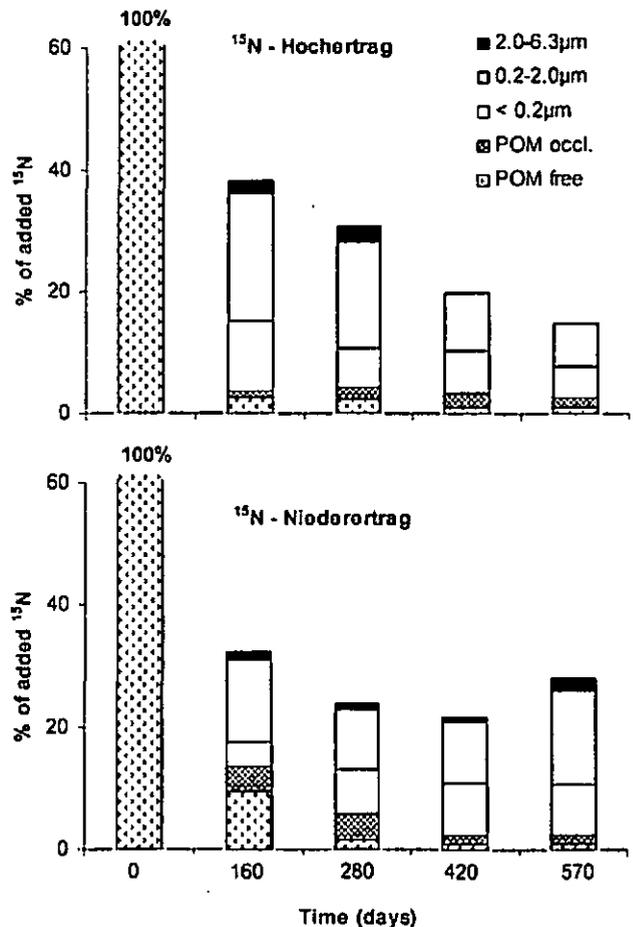


Abb. 1:  $^{15}\text{N}$ -Anteile der Fraktionen im Zeitverlauf

Deutlich anders verhalten sich die streubürtigen  $^{13}\text{C}$ -Mengen im Zeitverlauf (Abb. 2). Zwar läßt sich auch hier die geringere Streuabbaurate des Niederertragsbereichs anhand der nach 160 Tagen größeren  $^{13}\text{C}$ -Restmengen in der freien POM-Fraktion dieser Fläche zeigen, doch kann im Gegensatz zu  $^{15}\text{N}$  kaum streubürtiges  $^{13}\text{C}$  in den feinen mineralassozierten Fraktionen nachgewiesen werden. Lediglich in der Feintonfraktion konnten schwach erhöhte  $^{13}\text{C}$ -Mengen gefunden werden. Insgesamt werden nur knapp 20% der ursprünglich zugeführten  $^{13}\text{C}$ -Menge in den untersuchten Fraktionen wiedergefunden, wohingegen beim  $^{15}\text{N}$  bis zu 40% der Anfangsmenge nachweisbar sind.

\* Lehrstuhl für Bodenkunde, Wissenschaftszentrum Weihenstephan, TU München, 85350 Freising

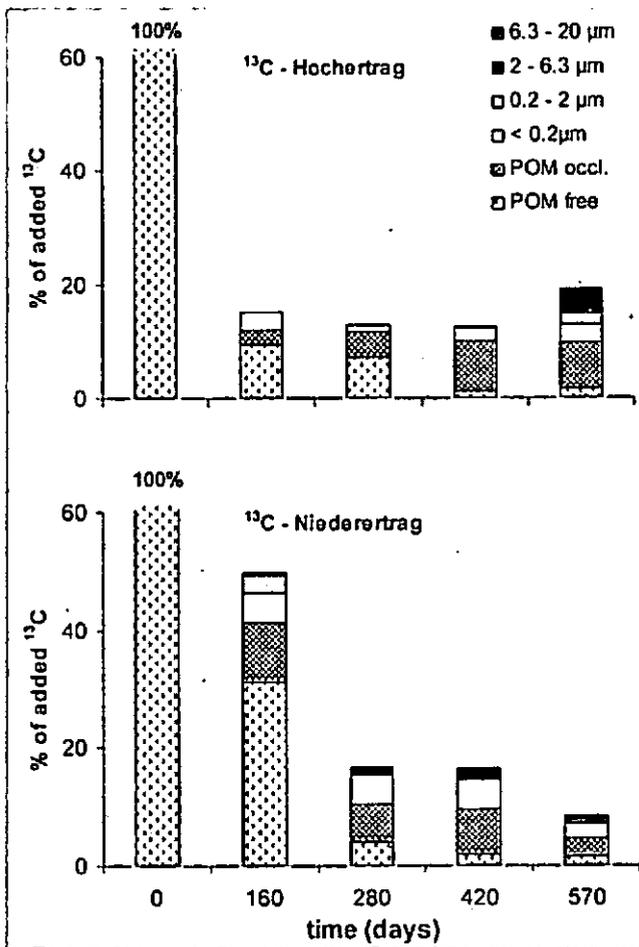


Abb. 2:  $^{13}\text{C}$ -Anteile der Fraktionen im Zeitverlauf

### Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Auf der Hohertragsfläche konnten im Verlauf des 1. Jahres schnellere Umsetzungsprozesse der Streu nachgewiesen werden. Im Vergleich dazu ist der Streuabbau auf der Niederertragsfläche eher verzögert. Im Verlauf des 2. Jahres nach der Streuabbringung konnten allerdings weitestgehend ausgeglichene Isotopenkonzentrationen auf beiden Flächen gefunden werden.

Bezüglich der schluff- und tonassoziierten Fraktionen läßt sich insbesondere für  $^{15}\text{N}$  festhalten, daß es auf der Hohertragsfläche zu einer raschen Abnahme der Isotopenmenge mit der Zeit kommt, wohingegen auf der Niederertragsfläche eine längerfristige Speicherung des streubürtigen  $^{15}\text{N}$  aufzutreten scheint. Ursache für die beobachteten Unterschiede ist in den unterschiedlichen Standortbedingungen zu sehen: Während auf der Hohertragsfläche günstigere Bedingungen für mikrobielle Umsetzungsprozesse vorherrschen, muß auf der Niederertragsfläche mit einer zeitweiligen Austrocknung des Bodens gerechnet werden (Wessels, 2003). Hierdurch kommt es zu einer langsameren Freisetzung der streubürtigen Isotope, was aber den Vorteil eines geringeren

Verlustpotentials mit sich bringt – insbesondere im Hinblick auf den Boden-Stickstoffhaushalt. Weiterhin spielt die etwas unterschiedliche Textur der beiden Teilflächen eine Rolle: Das 5% tonärmere Material der Hohertragsfläche bietet weniger Bindungskapazitäten an feine Mineralpartikel und auch weniger Aggregierungspotential zur Speicherung von okkludierter POM.

Die unterschiedlichen Abbauraten, die aufgrund der kleinräumig variablen Standortunterschiede gefunden wurden, können also bezüglich des CN-Haushaltes von Böden zu unterschiedlichen CN-Freisetzungen, aber auch CN-Verlusten führen. Hieraus lassen sich im Hinblick auf N auch unterschiedliche N-Verfügbarkeiten für die Kulturpflanzen ableiten. Allgemein ist die geringere Wiederfindung von  $^{13}\text{C}$  im Vergleich zu  $^{15}\text{N}$  hervorzuheben, was auf die nachhaltigere Speicherung von N im System hindeutet. Diese nachhaltigere Speicherung kann vorwiegend auf die Bindung an feine Mineralfraktionen zurückgeführt werden. Das Verhalten des streubürtigen  $^{13}\text{C}$  ist demgegenüber fast ausschließlich an die POM-Dynamik gekoppelt.

Die unterschiedlichen Streuumsatzraten, so wie sie sich aus den POM-Fractionen herleiten lassen, sind allerdings nur während der 1. Abbauphase der Streu, also innerhalb des 1. Jahres erkennbar. Die Degradation der schwerer abbaubaren Streurückstände, die im Verlaufe des 2. Jahres zum tragen kommt, ist offensichtlich weniger von kleinräumigen Standortunterschieden beeinflusst.

### Literatur

Wessels, L., 2003. Microbial immobilisation and turnover of  $^{13}\text{C}$  and  $^{15}\text{N}$  labelled substrates and microbial diversity in two arable soils under field and laboratory conditions. Dissertation. Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt. Technische Universität München.

### Dank

Unser Dank geht an Dr. Cornelia Rumpel für die Organisation der  $^{13}\text{C}$ -Messungen, und an Solvejg Roller und Elfriede Schörk für technische Unterstützung. Die Forschungsaktivitäten des FAM wurden mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF 0339370) gefördert.

# Natürliche $^{13}\text{C}$ -Markierung von Phospholipidfettsäuren als Indikator mikrobieller Kohlenstoffquellen

Christiane Kramer und Gerd Gleixner

## Einleitung

Der Abbau von Pflanzenresten sowie die Umwandlung von organischem Material im Boden werden im Wesentlichen durch die mikrobielle Aktivität gesteuert. Um diese Prozesse im Detail zu untersuchen eignen sich Phospholipidfettsäuren (PLFA) besonders gut, da sie charakteristische Biomarker lebender Organismen darstellen. Durch ihre strukturelle Variabilität, z.B. das Auftreten verschieden lokalisierter Doppelbindungen im Molekül, können sie unterschiedlichen Gruppen von Mikroorganismen zugeordnet werden.

In dieser Studie wurden mikrobielle Phospholipide aus drei verschiedenen Bodentiefen (0-20cm, 20-40cm, 40-60cm) einer Parabraunerde der landwirtschaftlichen Dauerversuchsfläche in Rothalmünster extrahiert und die  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der entsprechenden Phospholipidfettsäuren (PLFA) bestimmt. An diesem Standort wurde ein Vegetationswechsel von C3-Pflanzen mit  $\delta^{13}\text{C} \approx -26\text{‰}$  zu C4-Pflanzen mit  $\delta^{13}\text{C} \approx -12\text{‰}$  durchgeführt. Dadurch wurde eine natürliche  $^{13}\text{C}$ -Isotopenmarkierung der organischen Bodensubstanz (OBS) der ehemaligen C3-Fläche durch die neue C4-Vegetation erreicht. Dies wird genutzt, um mikrobielle Umsetzungsprozesse von Pflanzenresten sowie organischer Bodensubstanz (OBS) und speziell die Kohlenstoffquellen verschiedener Gruppen von Mikroorganismen zu identifizieren.

## Ergebnisse

Die identifizierten PLFA aus den drei verschiedenen Bodentiefen konnten verschiedenen Gruppen von Mikroorganismen wie Gram-positiven Bakterien, Gram-negativen Bakterien, Actinomyceten, Pilzen und Grünalgen zugeordnet werden. Die Analyse der  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der PLFA aus den C3- und C4-markierten Böden ermöglicht den Einblick in verschiedene

mikrobiell genutzte Kohlenstoffquellen. So konnte anhand der  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte charakteristischer PLFA festgestellt werden, dass Gram-negative Bakterien vorwiegend Kohlenstoff aus dem in den Boden eingetragenen Pflanzenmaterial zum Aufbau ihrer Biomasse nutzen. Dagegen konnte bei Gram-positiven Bakterien vorzugsweise OBS als mikrobielle Kohlenstoffquelle nachgewiesen werden. Charakteristische PLFA für Actinomyceten zeigten, dass von diesen Gram-positiven Bakterien sowohl pflanzliche Biomasse als auch SOM genutzt werden. Für Grünalgen und Pilze konnten keine eindeutigen Kohlenstoffquellen identifiziert werden. Bei diesen Mikroorganismen sind wahrscheinlich Methan sowie  $\text{CO}_2$  aus dem Boden oder der Atmosphäre als Kohlenstoffquelle von Bedeutung.

Weiterhin konnten in allen drei Bodentiefen für die einzelnen Gruppen von Mikroorganismen die gleichen Kohlenstoffquellen nachgewiesen werden, d.h. Mikroorganismen die im Oberboden (0-20cm) eher Pflanzenmaterial nutzen, bevorzugen diese Kohlenstoffquelle auch in tieferen Bodenschichten (20-40cm, 40-60cm) (Abbildung 1).

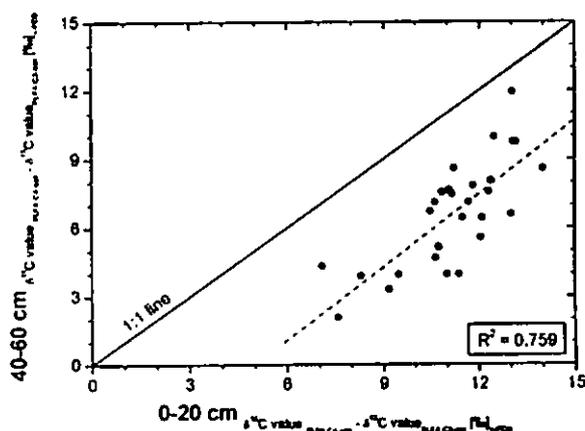


Abbildung 1: Differenzen der  $\delta^{13}\text{C}$  Werte der einzelnen PLFA von der C3- und der C4 kultivierten Fläche.

Damit sind mikrobielle Kohlenstoffquellen nahezu unabhängig von der Bodentiefe. Jedoch zeigte sich, dass mit zunehmender Bodentiefe mehr Kohlenstoff aus OBS als aus Pflanzenmaterial genutzt wird (Abbildung 1).

Die Nutzung stabiler Kohlenstoffisotope nach natürlichen Markierungsexperimenten (Wechsel von C3 zu C4) ist nach unseren Arbeiten eine geeignete Methode, um mikrobielle Kohlenstoffquellen in Böden zu analysieren.

# Natürliche <sup>13</sup>C-Markierung von Phospholipidfettsäuren als Indikator mikrobieller Kohlenstoffquellen

Christiane Kramer und Gerd Gleixner

## Einleitung

Der Abbau von Pflanzenresten sowie die Umwandlung von organischem Material im Boden werden im Wesentlichen durch die mikrobielle Aktivität gesteuert. Um diese Prozesse im Detail zu untersuchen eignen sich Phospholipidfettsäuren (PLFA) besonders gut, da sie charakteristische Biomarker lebender Organismen darstellen. Durch ihre strukturelle Variabilität, z.B. das Auftreten verschieden lokalisierter Doppelbindungen im Molekül, können sie unterschiedlichen Gruppen von Mikroorganismen zugeordnet werden.

In dieser Studie wurden mikrobielle Phospholipide aus drei verschiedenen Bodentiefen (0-20cm, 20-40cm, 40-60cm) einer Parabraunerde der landwirtschaftlichen Dauerversuchsfläche in Rothalmünster extrahiert und die <sup>13</sup>C-Werte der entsprechenden Phospholipidfettsäuren (PLFA) bestimmt. An diesem Standort wurde ein Vegetationswechsel von C3-Pflanzen mit  $\delta^{13}\text{C} \approx -26\text{‰}$  zu C4-Pflanzen mit  $\delta^{13}\text{C} \approx -12\text{‰}$  durchgeführt. Dadurch wurde eine natürliche <sup>13</sup>C-Isotopenmarkierung der organischen Bodensubstanz (OBS) der ehemaligen C3-Fläche durch die neue C4-Vegetation erreicht. Dies wird genutzt, um mikrobielle Umsetzungsprozesse von Pflanzenresten sowie organischer Bodensubstanz (OBS) und speziell die Kohlenstoffquellen verschiedener Gruppen von Mikroorganismen zu identifizieren.

## Ergebnisse

Die identifizierten PLFA aus den drei verschiedenen Bodentiefen konnten verschiedenen Gruppen von Mikroorganismen wie Gram-positiven Bakterien, Gram-negativen Bakterien, Actinomyceten, Pilzen und Grünalgen zugeordnet werden. Die Analyse der <sup>13</sup>C-Werte der PLFA aus den C3- und C4- markierten Böden ermöglicht den Einblick in verschiedene

mikrobiell genutzte Kohlenstoffquellen. So konnte anhand der <sup>13</sup>C-Werte charakteristischer PLFA festgestellt werden, dass Gram-negative Bakterien vorwiegend Kohlenstoff aus dem in den Boden eingetragenen Pflanzenmaterial zum Aufbau ihrer Biomasse nutzen. Dagegen konnte bei Gram-positiven Bakterien vorzugsweise OBS als mikrobielle Kohlenstoffquelle nachgewiesen werden. Charakteristische PLFA für Actinomyceten zeigten, dass von diesen Gram-positiven Bakterien sowohl pflanzliche Biomasse als auch SOM genutzt werden. Für Grünalgen und Pilze konnten keine eindeutigen Kohlenstoffquellen identifiziert werden. Bei diesen Mikroorganismen sind wahrscheinlich Methan sowie CO<sub>2</sub> aus dem Boden oder der Atmosphäre als Kohlenstoffquelle von Bedeutung.

Weiterhin konnten in allen drei Bodentiefen für die einzelnen Gruppen von Mikroorganismen die gleichen Kohlenstoffquellen nachgewiesen werden, d.h. Mikroorganismen die im Oberboden (0-20cm) eher Pflanzenmaterial nutzten, bevorzugten diese Kohlenstoffquelle auch in tieferen Bodenschichten (20-40cm, 40-60cm) (Abbildung 1).

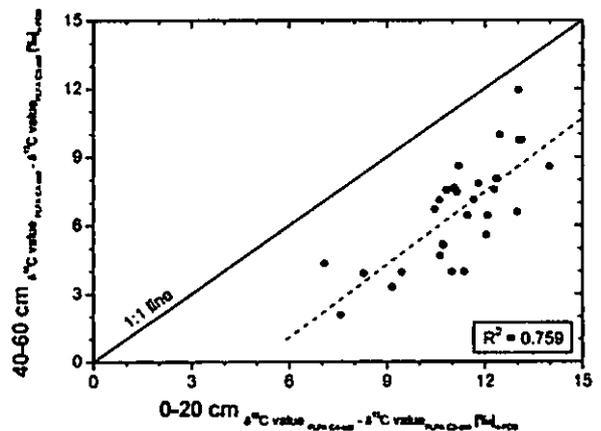


Abbildung 1: Differenzen der <sup>13</sup>C Werte der einzelnen PLFA von der C3- und der C4 kultivierten Fläche.

Damit sind mikrobielle Kohlenstoffquellen nahezu unabhängig von der Bodentiefe. Jedoch zeigte sich, dass mit zunehmender Bodentiefe mehr Kohlenstoff aus OBS als aus Pflanzenmaterial genutzt wird (Abbildung 1).

Die Nutzung stabiler Kohlenstoffisotope nach natürlichen Markierungsexperimenten (Wechsel von C3 zu C4) ist nach unseren Arbeiten eine geeignete Methode, um mikrobielle Kohlenstoffquellen in Böden zu analysieren.

# Reaktivität von organischen N-Pools im Boden unter leguminosenhaltigem Grünland: Neue Erkenntnisse durch die Analyse von Nitrat-Isotopomeren?

Yvonne Oelmann<sup>1</sup>, Wolfgang Wilcke<sup>1</sup> und Roland Bol<sup>2</sup>

## 1. Einleitung

Leguminosen werden in landwirtschaftlichen Fruchtfolge-systemen zur Bodenverbesserung als Zwischenfrüchte angebaut (Ledgard und Steele, 1992; Ranells und Wagger, 1997; Ledgard, 2001). Durch den Anbau von Leguminosen wird zum einen N durch die Fixierung atmosphärischen Stickstoffs in den Boden eingebracht. Zum anderen wird die Mineralisierung aufgrund des hohen N-Gehaltes der Leguminosen gesteigert. Durch den zusätzlichen Stickstoffeintrag von Leguminosen besteht die Gefahr einer erhöhten Stickstoffauswaschung, hauptsächlich in Form von Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ). Zur Optimierung der Nährstoffversorgung bei gleichzeitiger Minimierung des Stickstoffauswaschungsrisikos müssen  $\text{NO}_3^-$ -Austräge quantifiziert und der Beitrag des leguminosenbürtigen Stickstoffs ermittelt werden. Die  $\delta^{15}\text{N}$ - und  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte ( $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ - und  $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ -Verhältnisse relativ zu einem Standard) in  $\text{NO}_3^-$  wurden bereits für die Quellenermittlung in Einzugsgebieten herangezogen, um zwischen  $\text{NO}_3^-$ -Einträgen aus dem Niederschlag und der Düngung zu differenzieren (Aravena et al., 1993; Panno et al., 2001; Spoelstra et al., 2001). Unter Leguminosen-Monokulturen entstammt  $\text{NO}_3^-$  in der Bodenlösung hauptsächlich drei Quellen: (1) Niederschlag, (2) Mineralisation von Leguminosenwurzeln/-streu und (3) Mineralisation der organischen Bodensubstanz. Wählt man eine Fläche, auf der vormals keine Leguminosen wuchsen, kann aufgrund der N- und O-Isotopensignatur auf die drei oben genannten Quellen rückgeschlossen werden.

Die Ziele dieser Untersuchung waren (1) die Quantifizierung des  $\text{NO}_3^-$ -Eintrages und -Austrages von Leguminosenmonokulturen im Vergleich zu vegetationslosen Kontrollflächen, sowie (2) Berechnung des Beitrags der Leguminosen zu der  $\text{NO}_3^-$ -Konzentration in der Bodenlösung mit Hilfe der  $\delta^{15}\text{N}$  und  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte in  $\text{NO}_3^-$ .

## 2. Standort und Methoden

Die Untersuchungen wurden auf der Fläche des „Jena-Experiments“ in der Saaleaue bei Jena ( $50^\circ 55' \text{ N}$ ,  $11^\circ 35' \text{ E}$ ; 130 m ü NN) durchgeführt.

Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt  $9,3^\circ\text{C}$ , die jährliche Niederschlagssumme beläuft sich auf 587 mm (Kluge und Müller-Westermeier, 2000).

Untersucht wurden jeweils drei Wiederholungen von vegetationslosen Flächen und Leguminosen-Monokulturen (*Medicago x varia* Martyn, *Onobrychis viciifolia* Scop., *Lathyrus pratensis* L.).

Der Niederschlag wurde in zweiwöchentlichem Abstand mit PE-Sammlern (1 m Höhe) im Zeitraum von März 2003 bis Mai 2004 beprobt.

Mit Hilfe von Saugplatten wurde in der Zeit von März 2003 bis Mai 2004 Bodenlösung aus 30 cm Tiefe gewonnen (Beprobung jede zweite Woche, außer bei extremer Trockenheit, Überflutung oder Frost; Saugplatten der Firma Umweltmesssysteme: Glassinter, Porendurchmesser ca.  $1\mu\text{m}$ ), an die fortlaufend und automatisiert ein an der Saugspannung des Bodens ausgerichteter Unterdruck angelegt wurde.

Wasserflüsse wurden über Änderungen des Matrixpotentials zwischen den Terminen sowie der potentiellen (nach Penman) und der aktuellen Evapotranspiration (Infrarot-Messungen) berechnet.

Zur Bestimmung der Raten der Leguminosen-Mineralisation und der Mineralisation nichtleguminosenbürtiger organischer Bodensubstanz wurde ein Inkubationsversuch durchgeführt (Oelmann et al., in Druck). Dazu wurde Boden der *Medicago x varia* Monokultur 70 Tage bei  $20^\circ\text{C}$  inkubiert und wöchentlich mit 0.1 L N-freier Nährlösung gespült (Unterdruck von 30 kPa).

Die  $\text{NO}_3^-$ -Konzentrationen in der Bodenlösung wurden am Continuous Flow Analyzer (CFA) der Firma Skalar bestimmt.

Nach Aufkonzentration des Nitrats zu  $\text{AgNO}_3$  (Silva et al., 2000) erfolgte die Isotopenanalyse in  $\text{NO}_3^-$  des Niederschlags, der Bodenlösung sowie der Inkubationslösung an einer EA-IRMS Kopplung (Carlo Erba CE 1100 ( $\delta^{15}\text{N}$ ), Europa ANCA-GSL ( $\delta^{18}\text{O}$ ) gekoppelt mit Europa 20/20).

In die Berechnung der Quellenanteile gingen die Isotopensignaturen der jeweiligen Quelle als Endglieder in ein Drei-Komponenten-Mischungsmodell ein.

## 3. Ergebnisse und Diskussion

Nitrat-Einträge über nasse Deposition waren vernachlässigbar gering (Abb. 1). Die  $\text{NO}_3^-$ -Austräge konzentrierten sich auf die Wintermonate (Abb. 1, November 2003 bis Februar 2004). In diesem Zeitraum fanden 71-87% des kumulativen Exports statt. Leguminosen-Monokulturen zeigten geringere Nitratausträge als die vegetationslosen Kontrollflächen. Der kumulative jährliche  $\text{NO}_3^-$ -Austrag betrug unter Leguminosen-Monokulturen im Durchschnitt  $26 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , unter vegetationslosen Plots  $95 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Im Rahmen von Untersuchungen zum  $\text{NO}_3^-$ -Austrag von Leguminosen-Zwischensaaten wurden ähnliche Austräge festgestellt ( $10$  bis  $250 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , Djurhuus und Olsen, 1997; Randall et al., 1997; Toth und Fox, 1998). Allerdings nahmen in unserer Untersuchung

<sup>1</sup> Professur für Bodengeographie/Bodenkunde, Geographisches Institut, Johannes Gutenberg-Universität, 55099 Mainz, e-mail: yvonne.oelmann@uni-mainz.de

<sup>2</sup> Institute of Grassland and Environmental Research (IGER), North Wyke, Devon, EX20 2SB, UK

die Nitratausträge unter der *Medicago x varia*-Monokultur ähnliche Größenordnungen an wie diejenige der vegetationslosen Kontrollflächen.

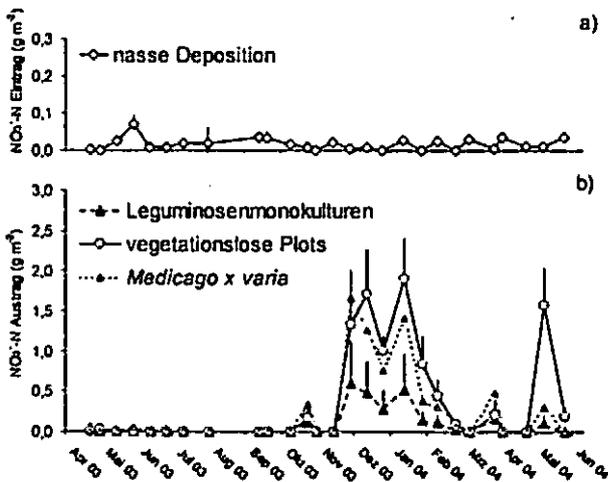


Abbildung 1: (a) Nitrateintrag ( $\text{g m}^{-2}$ ) über nasse Deposition und (b) berechneter  $\text{NO}_3^-$ -Austrag ( $\text{g m}^{-2}$ ).

Die  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte des Niederschlags liegen uns noch nicht vor. Wir haben daher auf der Basis von Literaturwerten eine grobe Einschätzung vorgenommen. Als maximalen  $\delta^{18}\text{O}$ -Wert in  $\text{NO}_3^-$  aus dem Niederschlagswasser haben wir den in der Übersichtsarbeit von Kendall (1998) publizierte Wert von 70‰ angenommen. Unterhalb eines theoretischen  $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes von 44‰ in  $\text{NO}_3^-$  aus dem Niederschlagswasser würde die Leguminosenmineralisierung nicht mehr zu der  $\text{NO}_3^-$ -Konzentration der Bodenlösung beitragen. Wir haben daher diesen Wert als Mindestwert für das Mischungsmodell verwendet, sodass eine Spanne der Beiträge aller drei betrachteten  $\text{NO}_3^-$ -Quellen resultierte. Diese Spanne betrug für den Beitrag des Niederschlags 12-17%, für die Mineralisation von Leguminosenwurzeln/-streu 0-17% sowie für die Minerali-

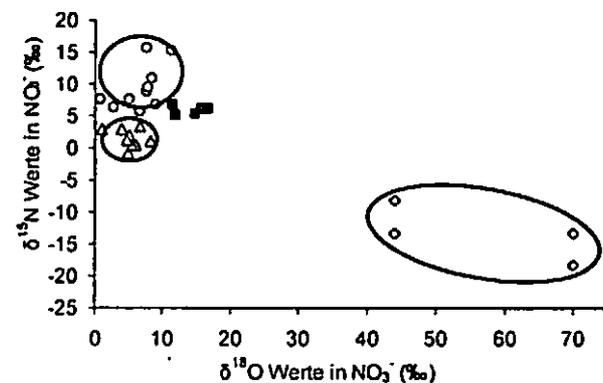


Abb. 2:  $\delta^{15}\text{N}$ - und  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte im Nitrat aus dem Niederschlag\* (Rauten), aus der Mineralisierung von Leguminosen (Dreiecke), aus der Mineralisierung nicht-leguminosenbürtiger SOM (Kreise), sowie aus der Bodenlösung unter *Medicago x varia* (Quadrate).

\*  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte des Niederschlags liegen noch nicht vor. Gezeigt sind die angenommenen Minimal- und Maximalwerten für  $\delta^{18}\text{O}$  in  $\text{NO}_3^-$  des Niederschlags (siehe Text).

sation von nichtleguminosenbürtiger organischer Bodensubstanz ein Anteil von 71-81% am  $\text{NO}_3^-$  in der Bodenlösung unter *Medicago x varia* (Abb. 2).

Eine Quellenidentifikation anhand der  $\delta^{15}\text{N}$ - und  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte in  $\text{NO}_3^-$  der Bodenlösung wurde in nur wenigen Fällen vorgenommen (Mengis et al., 2001; Kellmann, 2005). Allerdings scheiterten Berechnungen zum Beitrag verschiedener Quellen an der Variation der Werte einzelner Quellen. In unserem Experiment unterschieden sich die  $\delta^{15}\text{N}$ - und  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte in  $\text{NO}_3^-$  zwischen den einzelnen Quellen signifikant (Abb. 2). Unsere Ergebnisse zeigen, dass der Anteil des leguminosenbürtigen Nitrats in der Bodenlösung ca. 1/5 betrug.

#### 4. Schlussfolgerungen

Die Ansaat von Leguminosen führt im Durchschnitt zu einer Reduzierung des  $\text{NO}_3^-$ -Austrags im Vergleich zu vegetationsfreien Flächen. Bei bestimmten Arten (z.B. *Medicago x varia*) können die  $\text{NO}_3^-$ -Austräge allerdings vergleichbare Ausmaße annehmen wie unter vegetationslosen Plots.

Der Beitrag des leguminosenbürtigen Nitrats beträgt weniger als 20%. Somit kann der Nitrataustrag durch optimiertes Management maximal um ein Fünftel reduziert werden.

#### 5. Dank

Wir danken dem Deutschen Akademischen Austauschdienst (DAAD), der Yvonne Oelmann einen Aufenthalt am IGER North Wyke, Devon, UK, ermöglichte. Diese Untersuchungen wurden durch die DFG finanziert (FOR 456/1-1 und Wi 1601/3-1, -2). Weiterer Dank gebührt den Initiatoren Prof. E.-D. Schulze, Prof. W. Weisser und den Koordinatoren des Jena-Experimentes Dr. C. Roscher und Dr. J. Schumacher.

#### 6. Literatur

Aravena, R., Evans, M.L., Cherry, J.A. (1993): *Ground Water* 31, 180-186.  
 Djurhuus, J., Olsen, P. (1997): *Soil Use and Management* 13, 61-67.  
 Kellman, L.M. (2005): *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 71, 131-137.  
 Kluge, G., Müller-Westermeier, G. (2000): *Berichte des deutschen Wetterdienstes* 213.  
 Kendall, C. (1998)  
 Ledgard, S.F., (2001): *Plant and Soil* 228, 43-59.  
 Ledgard, S.F., Steele, K.W. (1992): *Plant and Soil* 141, 137-153.  
 Mengis, M., Walther, U., Bernasconi, S.M., Wehrli, B. (2001): *Environmental Science & Technology* 35, 1840-1844.  
 Oelmann, Y., Wilcke, W., Bol, R. (2005): *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 19: in Druck.  
 Panno, S.V., Hackley, K.C., Hwang, H.H., Kelly, W.R. (2001): *Chemical Geology* 179, 113-128.  
 Randall, G.V., Huggins, D.R., Ruselle, M.P., Fuchs, D.J., Nelseon, W.W., Anderson, J.L. (1997): *Journal of Environmental Quality* 26, 1240-1247.  
 Ranells, N.N., Wagger, M.G. (1997): *Agronomy Journal* 89, 659-665.  
 Silva, S.R., Kendall, C., Wilkison, D.H., Ziegler, A.C., Chang, C.C.Y., Avanzino, R.J. (2000): *Journal of Hydrology* 228, 22-36.  
 Spoelstra, J., Schiff, S.L., Elgood, R.J., Semkin, R.G., Jeffries, D.S. (2001): *Ecosystems* 4, 536-544.  
 Toth, J.D., Fox, R.H. (1998): *Journal of Environmental Quality* 27, 1027-1033

# Einfluss der Aggregation auf die C-Speicherung in tropischen Böden in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften und Landnutzung

Sonja Paul, Heiner Flessa, Edzo Veldkamp

## Einleitung

Landnutzungsänderungen in den Tropen beeinflussen den globalen C-Haushalt durch die Veränderung oberirdischer und unterirdischer C-Vorräte. Für die Prognose und Bewertung der Veränderung der C-Speicherung in tropischen Böden nach Landnutzungsänderungen ist ein standortdifferenziertes, quantitatives Verständnis der Stabilisierungs- und Abbauprozesse organischer Bodensubstanz erforderlich. Ziel dieser Studie ist es, die Bedeutung der Bodenaggregation für die C-Stabilisierung in tropischen Böden mit unterschiedlicher Mineralausstattung zu quantifizieren.

## Material und Methoden

Die Untersuchungsflächen lagen in den humiden Tropen im nordwestlichen Ecuador innerhalb der Koordinaten 79°05'W, 1°04'N und 78°37'W, 0°01'N. Insgesamt wurden 8 Flächen ausgewählt. Vulkanische Aschen bildeten das Ausgangsmaterial von vier Flächen, dabei wurde ein Verwitterungsgradient erfasst, der sich in einer Spannweite von pyrophosphatlöslichem Aluminium (5-12 mg g<sup>-1</sup>) widerspiegelte. Diese Gruppe wird im folgenden als Vulkanascheböden bezeichnet. Tertiäre Sedimente stellten das Ausgangsmaterial der anderen vier Flächen dar. Der Tongehalt variierte zwischen 28 und 64 %. Diese Böden werden als Sedimentböden bezeichnet. Auf jeder Fläche wurden 3 Landnutzungstypen (Primärwald, Grasland und Sekundärwald) beprobt. Jeder Landnutzungswechsel war mit einem Vegetationswechsel von C<sub>3</sub>- zu C<sub>4</sub>-Pflanzen (Primärwald - Grasland) bzw. von C<sub>3</sub>- über C<sub>4</sub>- zu C<sub>3</sub>-Pflanzen (Primärwald - Grasland - Sekundärwald) verbunden.

Es wurden wasserstabile Aggregate der Größen 8000-2000 µm, 2000-250 µm, 250-53 µm sowie <53 µm durch manuelle Siebung hergestellt. Dazu wurde Bodenmaterial aus 0-10 cm Tiefe verwendet. Die Proben wurden auf 75 % ihrer maximalen Wasserhaltekapazität eingestellt, da Lufttrocknung in den Vulkanascheböden zu einer irreversiblen Aggregation führt.

C- und N-Gehalt der Aggregatklassen wurden analysiert. Die Bestimmung der Umsatzraten der C-

Institut für Bodenkunde und Waldernährung,  
Universität Göttingen,  
Büsgenweg 2, 37077 Göttingen,  
[www.gwdg.de/~ibw](http://www.gwdg.de/~ibw)  
E-Mail: [spaul1@gwdg.de](mailto:spaul1@gwdg.de)

Fraktionen erfolgte anhand der Kohlenstoffisotopie (<sup>12</sup>C, <sup>13</sup>C).

## Ergebnisse und Diskussion

Über alle Bodentypen hinweg war der Sandgehalt negativ mit dem Mean Weight Diameter (MWD) korreliert (Abb. 1).

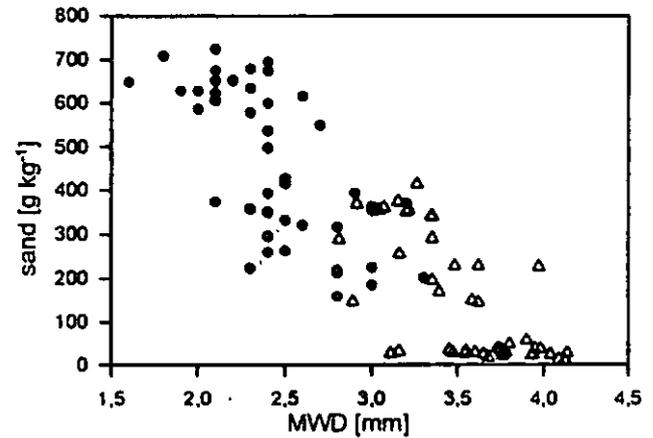


Abb. 1: Zusammenhang zwischen Mean Weight Diameter (MWD) und Sandgehalt aller Proben. Schwarze Punkte symbolisieren Vulkanascheböden, weiße Dreiecke Sedimentböden.

In beiden Bodengruppen dominierten die Makroaggregate. Während in den Sedimentböden die Makroaggregate (8000-250µm) mit sinkendem C-Gehalt abnahmen, bestand dieser Zusammenhang bei den Vulkanascheböden nicht (Abb.2).

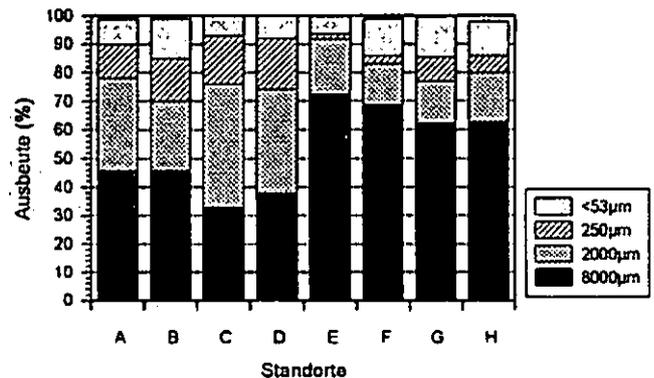


Abb. 2: Verteilung der Ausbeute(Trockenmasse)der einzelnen Aggregatklassen, zusammengefasst sind die Landnutzungsarten der einzelnen Standorte, Vulkanascheböden: A (11,8), B (9,2) C (6,1)-D (5,6), Sedimentböden: E (4,7) F (3,3), G (2,6) H(2,4); in Klammern Kohlenstoffkonzentration in %.

In allen Landnutzungstypen der Sedimentböden nahmen die C-Gehalte mit abnehmender Aggregatgröße zu und fielen in der Fraktion <53 µm wieder ab. Dabei waren die Unterschiede im Grasland am deutlichsten ausgeprägt (Abb. 3a). Die hohen C-Konzentrationen waren mit hohen C/N Werten (Abb. 4) und C-Umsatzzeiten verbunden. Dies deutet auf relativ junges unzersetztes SOC in den Mikroaggregaten hin. Somit unterstützen diese

Daten nicht das klassische Model der Aggregathierarchie (Tisdall & Oades 1982). Danach setzten sich Makroaggregate aus labilem SOC und stabilen, relativ C armen Mikroaggregaten zusammen. Ein Grund könnte in der Proben-vorbereitung liegen. Normalerweise wird die Siebung mit getrocknetem Material durchgeführt. Die Verwendung von feuchtem Boden reduziert den bei der Siebung ausgeübten Stress auf die Aggregate. So können auch instabilere und somit C-ärmere Makroaggregate die Siebung überleben und den Anteil der Makroaggregate erhöhen. Somit verdünnen C ärmere Bruchstücke der Makroaggregate nicht den C-Gehalt der Mikroaggregate.

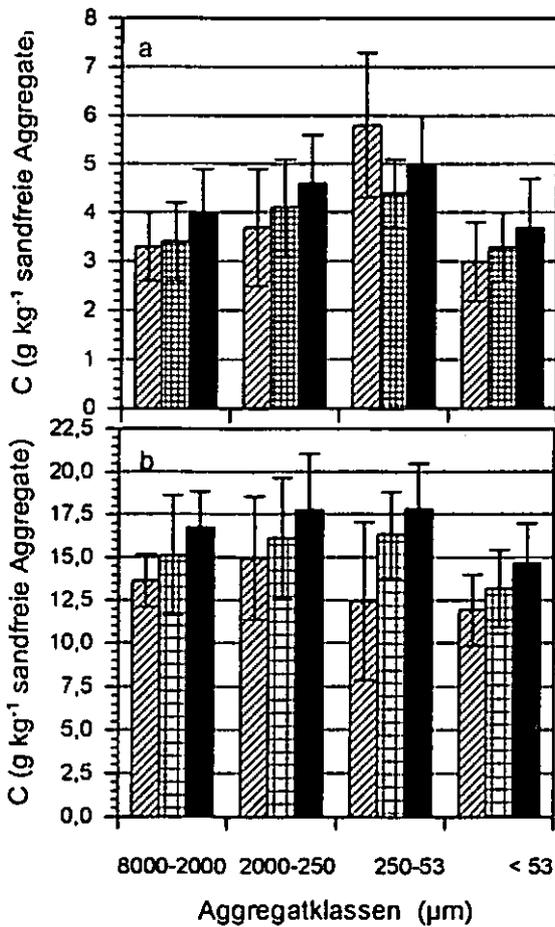


Abb. 3: Kohlenstoffgehalte (Mittelwerte und Standardabweichung) der einzelnen Aggregatklassen und Landnutzung der Sedimentböden (a) und Vulkanascheböden (b). Schwarz= Primärwald, kariert = Sekundärwald, gestreift = Weide.

Die Verwendung von feuchtem Bodenmaterial dürfte somit das Initialstadium der Mikroaggregatbildung abbilden.

Die Makro und Mikroaggregate der Vulkanascheböden unterschieden sich nicht in ihrem C-Gehalt und C/N Wert, nur die Fraktion < 53 μm wies eine geringere C Konzentration, verbunden mit einem engeren C/N Verhältnis auf (Abb. 3, Abb. 4).

Eine Aggregathierarchie wird nur in Böden beobachtet in denen organisches Material Hauptbindungs-material ist. (Oades & Waters 1991). Metal-Humus-Komplexe und elektrostatische Wechselwirkungen zwischen Bodenpartikeln und Al Komponenten sind in Vulkanascheböden wichtige Bindungs-mechanismen.

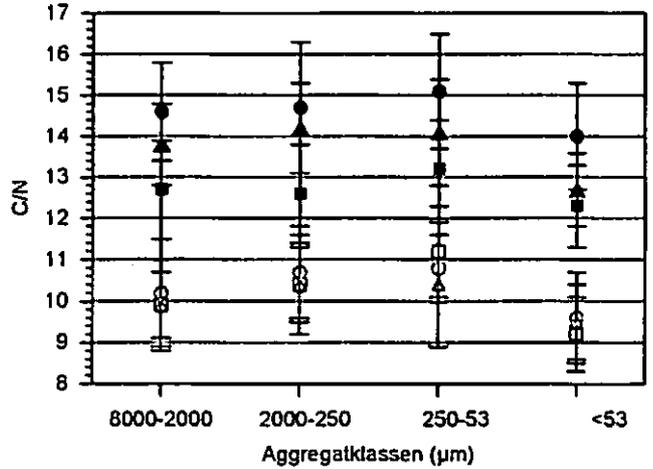


Abb. 4: C/N Werte der Aggregatklassen und Landnutzungen: Kreis=Primärwald, Dreieck= Sekundärwald, Rechteck = Grasland, ausgefüllte Symbole = Vulkanascheböden, leere Symbole = Sedimentböden

In beiden Bodengruppen waren die Aggregate der Weiden gegenüber den Aggregaten der Primärwälder an C abgereichert. Die C-Konzentrationen der Sekundärwälder näherte sich denen des Primärwaldes an, was auf einen reversibel Prozess schließen lässt.

**Fazit**

Die Beziehung zwischen Makroaggregation und dem C-Gehalt des Bodens sowie Unterschiede im C/N Verhältnis der einzelnen Aggregatklassen deuten daraufhin, dass SOC ein wesentlicher Bestandteil der Aggregatdynamik in den Sedimentböden ist. Dagegen spielt SOC in den Vulkanascheböden bei der Aggregatbildung auf der betrachteten Skala eine untergeordnete Rolle, jedoch besitzen diese Böden insgesamt ein höheres C-Sequestrierungs-potenzial.

**Dank**

Diese Studie wurde von der DFG gefördert.

**Literatur**

Tisdall & Oades (1982): Organic Matter and water-stable aggregates in soils. J. Soil Sci. 33, 141-163.  
 Oades & Waters (1991): Aggregat hierarchy in soils. Aust. J. Soil Res., 29 815-828.

## Führt eine steigende Aminosäurekonzentration im Brokkoli zu einer erhöhten Wurzel- ausscheidung stickstoffhaltiger Substanzen im Boden? - Eine <sup>15</sup>N Bilanzstudie

E. Thomas Scheuner, Angelika Krumbein,  
Ilona Schonhof, Monika Schreiner

### Hintergrund

Glucoraphanin und Glucoiberin sind sekundäre Pflanzeninhaltsstoffe im Brokkoli, deren Abbauprodukte eine wichtige Rolle als bioaktive Substanzen bezüglich ihrer antioxidativen, antimikrobiellen sowie antikanzerogenen Eigenschaften im menschlichen Organismus spielen. Aus einem Versuch, welcher zum Ziel hatte die Glucoraphanin- und Glucoiberinkonzentrationen im Brokkolikopf mittels einer <sup>15</sup>N-Aminosäureapplikation (Methionin) zu erhöhen, war bekannt, dass bedeutende Mengen des Isotops zu einer vollständigen Bilanz fehlten. Da es sich bei dieser Untersuchung um einen Gefäßversuch handelte kann das <sup>15</sup>N nur über Wurzel- ausscheidungen in den Boden oder über Stickstoffemissionen aus den Blättern ausge- tragen worden sein. Aus dieser Problematik heraus resultierte die Fragestellung: Führt eine steigende Aminosäurekonzentration im Brokkoli zu einer erhöhten Wurzel- ausscheidung im Boden?

### Material & Methoden

Sorte: *Brassica oleracea* convar. *botrytis* var. *italica* cv. *Marathon*

Pflanzenanzahl: 30 (5 Kontrollpflanzen und 25 behandelte Pflanzen)

Behandlung: Applikation von 5 verschie- denen Mengen Methionin (gelöst in 3 ml H<sub>2</sub>O<sub>dest.</sub>): 10, 30, 60, 90, 150 mg via Blattstielinfusion (Scheuner et al., 2005a) zum Zeitpunkt der Kopfbildung

Kultivierung: Vegetationshalle

Zeit: 21.07. bis 11.10. 2004

Ernte: Kopfdurchmesser 22 cm

Düngung: Stickstoff (1.8 g N Topf<sup>-1</sup> als NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>/ CaCO<sub>3</sub>), Schwefel (0.6 g S Topf<sup>-1</sup> als MgSO<sub>4</sub>)

Analyse: Der N-Gehalt im Pflanzen- und Bodenmaterial wurde mittels der Kjeldaal-Analyse bestimmt. Das Destillat aus dieser Analyse wurde zur <sup>15</sup>N-Bestimmung am <sup>15</sup>/<sup>14</sup>N-Emissionsspektrometer NOI 7 (FAN GmbH) verwendet.

Statistik: ANOVA, Tukey Test, Unterschiede sind signifikant bei p < 0,05.

### Ergebnisse & Schlussfolgerung

Eine steigende Methioninkonzentration im Brokkoli führt zu keiner erhöhten Ausscheidung stickstoff- haltiger Substanzen im Boden. Jedoch erhöhte sich die <sup>15</sup>N-Konzentration im Brokkolikopf, was auf eine verstärkte Methioninanreicherung schließen lässt (Abb. 1). Infolgedessen stiegen die Konzen- trationen an Glucoraphanin und Glucoiberin an, deren Abbauprodukte eine wichtige Rolle als bioaktive Substanzen bezüglich ihrer antioxidativen, antimikrobiellen sowie antikanzerogenen Eigenschaften im menschlichen Organismus spielen.

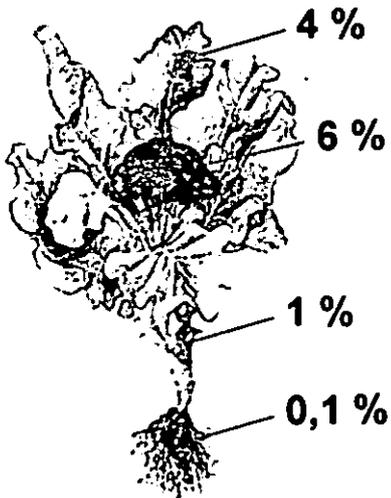
### Literatur:

Scheuner, E.T., Schmidt, S., Krumbein, A., Schonhof, I., Schreiner, M. (2005a). Effect of Methionine Foliar Fertilization on Glucosinolates in Broccoli and Radish. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168, 175-177.

Scheuner, E.T., Krumbein, A., Schonhof, I., Schreiner, M. (2005b). Increasing the Alkylglucosinolates in Broccoli by Leafstalk Infusion of Methionine. *J. Applied Botany and Food Sciences* (accepted).

*Illustration:* Zdenka Krejcová, *Gemüse, Artia Verlag, 1985*

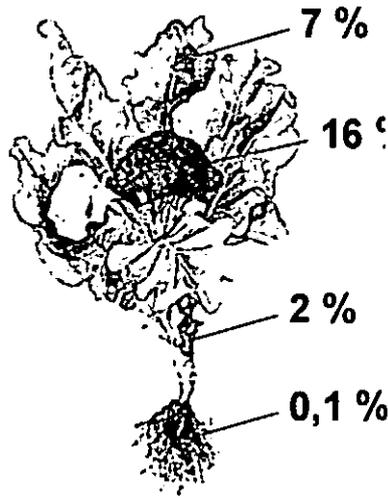
10 mg Methionin



**Boden 13 %**

err. gasförmiger Verlust 74 %

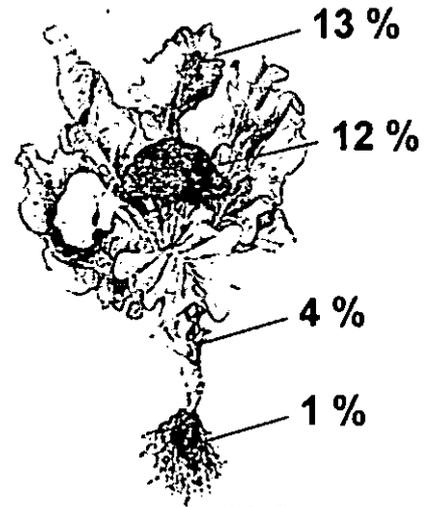
30 mg Methionin



**Boden 17 %**

err. gasförmiger Verlust 76 %

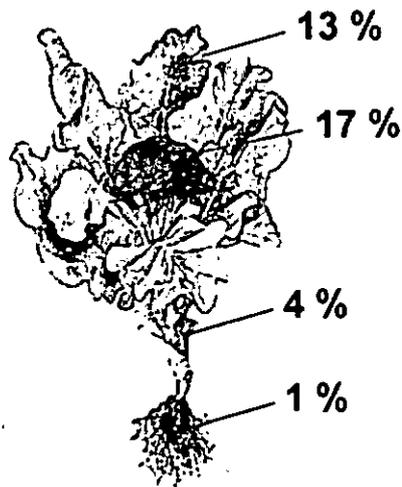
60 mg Methionin



**Boden 18 %**

err. gasförmiger Verlust 52 %

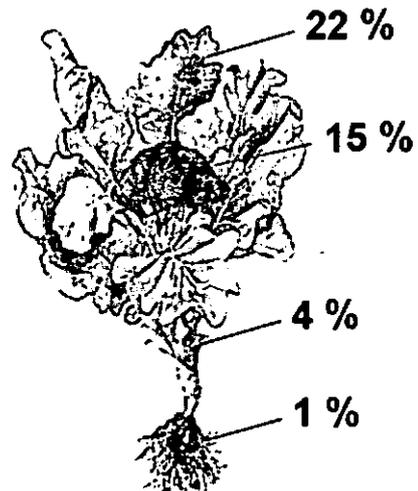
90 mg Methionin



**Boden 12 %**

err. gasförmiger Verlust 53 %

150 mg Methionin



**Boden 16 %**

err. gasförmiger Verlust 42 %

Abb. 1: Durchschnittliche Wiederfindungsraten des Tracers  $^{15}\text{N}$  im Boden und in den einzelnen Pflanzenteilen der 5 Behandlungsvarianten

# WECHSELWIRKUNGEN VON HUMINSTOFFMONOMEREN MIT ANTIBIOTISCHEN PHARMAZEUTISCHEN SUBSTANZEN

Jette Schwarz<sup>1</sup>, Sören Thiele-Bruhn<sup>1</sup>, Gabriele E. Schaumann<sup>2</sup>, Heike Knicker<sup>3</sup>

## 1 Einleitung

Antibiotische Pharmazeutika, wie z.B. die Sulfonamide gelangen über kontaminierte Exkremente in die Umwelt und durch Düngung mit belasteter Gülle oder Klärschlamm auf landwirtschaftliche Böden. Die nachweisbaren Konzentrationen der Sulfonamide nehmen in Böden innerhalb von Stunden sehr stark ab. Unklar ist, auf welchen Prozessen diese Abnahme beruht. Als wesentliche Möglichkeiten sind die reversible Bindung an Bestandteile der organischen Bodensubstanzen und die irreversible Bindung nach Reaktion mit den organischen Bodensubstanzen zu nennen. Daher wurden Untersuchungen über die enzymatische Transformation und Bindung von ausgewählten Sulfonamiden an phenolische Substanzen durchgeführt. Die enzymatischen Umsetzungen zwischen phenolischen Substanzen und Sulfonamiden wurden quantifiziert und mittels chromatographischer, spektroskopischer und kalorimetrischer Methoden charakterisiert.

**Abkürzungen** Bre Brenzcatechin, Gua Guajacol, Pro Protocatechusäure, SAA Sulfanilamid, SDT Sulfadimethoxin, SPY Sulfapyridin, Van Vanillin

## 2 Material

Als pharmazeutische Antibiotika wurden Sulfonamide (Abb. 1) eingesetzt. Diese weisen einen gemeinsamen Grundkörper auf, unterscheiden sich aber in den Substituenten R am Stickstoff-Atom.

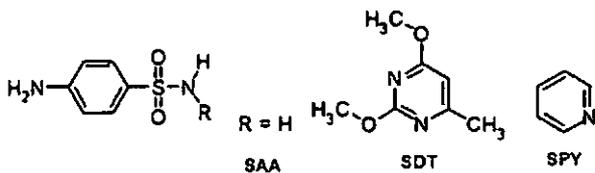


Abb. 1: Struktur der ausgewählten Sulfonamide (links-Grundkörper, rechts-Substituenten)

Boden als heterogene und belebte Matrix weist unkontrollierbar viele Störfaktoren und Transformationsmöglichkeiten auf. Deshalb wurden phenolische Substanzen als Modell für Bestandteile der organischen Bodensubstanzen ausgewählt, um den Beitrag dieser Strukturkomponenten bei der Festlegung von Sulfonamiden zu erfassen. Die Auswahl der Phenole (Abb. 2) erfolgte in Hinsicht auf ihre unterschiedlichen funktionellen Gruppen und den damit verbun-

denen möglichen unterschiedlichen Einfluss auf Transformation und Festlegung.

Für die enzymatischen Umsetzungen wurde eine im Boden häufig vorkommende Phenoloxidase (Laccase aus *Trametes versicolor*) eingesetzt.

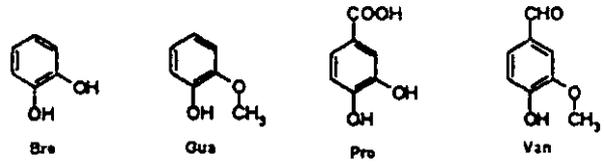


Abb. 2: Chemische Strukturen der phenolischen Modellsubstanzen

## 3 Ergebnisse

### 3.1 Enzymatische Umsetzung der Sulfonamide

Die Sulfonamide wurden in Abwesenheit und Anwesenheit von den erwähnten phenolischen Substanzen enzymatisch mit Laccase umgesetzt (Abb. 3). Es wurden 50 DMP Units ml<sup>-1</sup> Laccase bei einem molaren 1:1-Verhältnis von Sulfonamid zu Phenol eingesetzt. Die Proben wurden für einen Inkubationszeitraum von 48 Stunden bei pH = 4,5 und 21°C im Dunkeln geschüttelt.

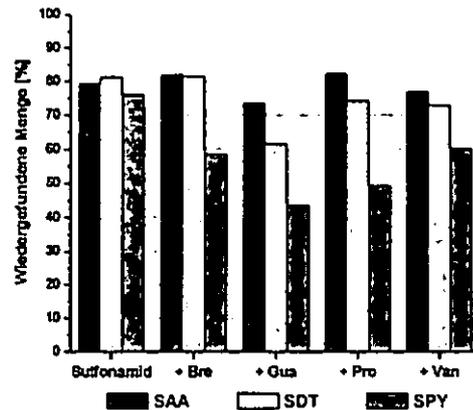


Abb. 3: Enzymatische Umsetzung der Sulfonamide ohne und mit Zusatz einer phenolischen Substanz

Abb. 3 zeigt, dass die Sulfonamidkonzentration auch in Abwesenheit einer phenolischen Komponente abnahm. Jedoch war die Abnahme in Anwesenheit eines Phenols zumeist größer. Dabei nahmen die Konzentrationen in der Reihenfolge SPY > SDT > SAA ab.

### 3.2 Bildung von Assoziaten

Um zu untersuchen, ob eine Konzentrationsabnahme bei den Sulfonamiden auch ohne die Zugabe eines Enzyms erfolgt, wurden die Sulfonamide (0,3 mM) mit einer Bre-Lösung (0 bis 0,03 M) versetzt und chromatographisch die Konzentration der Sulfonamide erfasst.

Die SPY-Konzentration nahm in Abhängigkeit vom Bre-Zusatz ab (Abb. 4). Eine Wiederholung der Messung nach einer Woche zeigte für die höheren Konzentrationen an Bre eine vollständige Konzentrationsabnahme für SPY. Dies deutet auf die Bildung von Assoziaten zwischen Bre und SPY hin. Solche Konzentra-

<sup>1</sup>Institut für Landnutzung, Universität Rostock

<sup>2</sup>FG Umweltchemie, Technische Universität Berlin

<sup>3</sup>Lehrstuhl für Bodenkunde, Technische Universität München

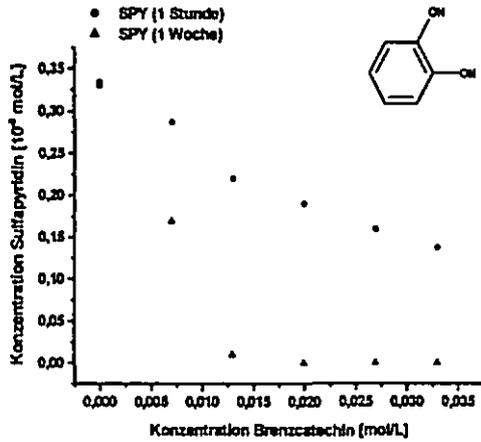


Abb. 4: Veränderung der SPY-Konzentration bei Zusatz von Bre-Lösung

tionsabnahmen waren für SAA und SDT sowie für Bre nicht nachzuweisen (nicht dargestellt).

### 3.3 Sorption von SPY am Van-Oligomer

Für Batch-Sorptionsversuche wurde enzymatisch ein höhermolekulares Van-Oligomer hergestellt. Dieses Van-Oligomer weist eine elementare Zusammensetzung von 60,1% C, 0,2% N und 0,02% S auf. Zu 20 mg dieses Van-Oligomers wurden je 10 ml SPY-Lösung mit Konzentrationen zwischen 0,1 mM bis 1 mM zugesetzt und nach Gleichgewichtseinstellung die Lösungskonzentration ermittelt.

Es wurde ein linearer Zusammenhang ( $r = 0,998$ ) für die Sorption von SPY am enzymatisch hergestelltem Van-Oligomer ermittelt (Ergebnisse nicht gezeigt). Dies spricht dafür, dass die Zugänglichkeit und Art der Sorptionsplätze im Oligomer nicht variiert. Dies wird auf den niedermolekularen Charakter des Oligomers zurückgeführt.

### 3.4 NMR-Charakterisierung des Van-SPY-Oligomers

Durch enzymatische Umsetzung von Van und SPY wurde ein höhermolekulares Van-SPY-Oligomer (VanSPY) mit einer elementaren Zusammensetzung von 60,2% C, 1,9% N und 0,5% S hergestellt. Zur Identifizierung der Reaktionsprodukte zwischen Van und SPY wurde das Oligomer mittels CPMAS-NMR analysiert (Abb. 5).

Die  $^{15}\text{N}$ -NMR Daten zeigen einen deutlichen Unterschied zwischen SPY und VanSPY, wobei auf 2 Signalen das Hauptaugenmerk liegt. Das Signal bei  $-306$  ppm (oberes Spektrum) für die Amino-Gruppe direkt am Benzolkern verschwindet und das Signal  $-260$  ppm für ein aromatisches Amid erscheint im unteren Spektrum. Daraus ist zu schließen, dass ein Reaktionsprodukt über die aromatische Amino-Gruppe gebildet wurde.

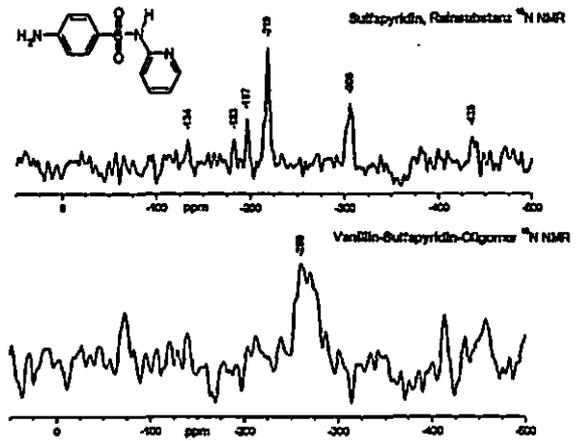


Abb. 5:  $^{15}\text{N}$ -NMR-Spektren für SPY und das VanSPY-Oligomer

### 3.5 Differential Scanning Calorimetry (DSC)

Es wurden DSC-Messungen an verschiedenen Oligomeren durchgeführt, um den Einfluss von Sulfonamiden auf das Oligomer zu erfassen.

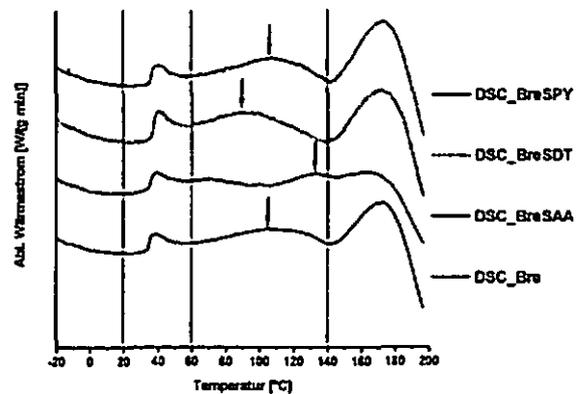


Abb. 6: Wärmestrom-Kurven für verschiedene Bre-Oligomer-Kombinationen (1. Ableitung)

Der erste Bereich von 20 bis  $60^\circ\text{C}$  spiegelt die Strukturveränderung im gemeinsamen Grundkörper der unterschiedlichen Bre-Sulfonamid-Kombinationen wieder. Der zweite gemeinsame Temperaturbereich oberhalb  $140^\circ\text{C}$  umfasst einen endothermen Peak, der die beginnende Zersetzung des Oligomers anzeigt. Der relevante Temperaturbereich liegt zwischen  $60$  und  $140^\circ\text{C}$  in dem Unterschiede zwischen den einzelnen Bre-Sulfonamid-Kombinationen auftreten. Für das reine Bre-Oligomer ergibt sich ein Kurvenmaximum bei  $105^\circ\text{C}$ . Dieses Maximum ist bei der Kombination mit SDT zu einer niedrigeren Temperatur ( $90^\circ\text{C}$ ) und für die Kombinationen mit SAA ( $133^\circ\text{C}$ ) und SPY ( $107^\circ\text{C}$ ) zu höheren Temperaturen verschoben (Abb. 6). D.h. SDT hat einen instabilisierenden Effekt auf das Bre-Oligomer, während SAA und SPY einen stabilisierenden Einfluss haben. Dieser ist bei SPY aber weniger stark ausgeprägt.

Dank Dieses Projekt wird durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft finanziell gefördert (DFG Th 678/4-1).

## Simultane isopenfreie Messung von N-Umsatzraten in landwirtschaftlich genutzten Böden mit Hilfe der Barometrischen Prozessseparation – eine Konzeptdarstellung

Ulrich Schwarz<sup>1</sup>, Wan Yunjing<sup>2</sup>, Joachim Ingwersen<sup>1</sup>, Ju Xiaotang<sup>2</sup> und Thilo Streck<sup>1</sup>

### Einleitung

Eine nachhaltige Ressourcennutzung in intensiven Acker- und Gemüsebausystemen setzt ein umfassendes Verständnis der Stoffflüsse voraus. Hierbei spielen insbesondere N-Umsätze eine wichtige Rolle. Die Standardmethode zur Bestimmung von Bruttomineralisations- und Bruttonitrifikationsraten ist die „<sup>15</sup>N-Pool dilution technique“. Die Barometrische Prozessseparation (BaPS; Ingwersen et al., 1999) ist eine neue, isopenfreie Methode zur simultanen Bestimmung der Bruttonitrifikation, der Respiration und der Bruttonitrifikation in Böden. Die Vor- und Nachteile gegenüber der „<sup>15</sup>N-Pool dilution technique“ bei der Ermittlung der Nitrifikationsraten sind:

### Vorteile

- die Applikation von <sup>15</sup>N entfällt, dadurch treten keine Probleme auf mit der
  - Homogenisierung
  - Isotopendiskriminierung
  - Stimulierung mikrobieller Umsätze
- niedrigere Kosten
- simultane Bestimmung der Denitrifikation, der Respiration und der Nitrifikation
- geringere messtechnische Anforderungen

### Nachteile

- konstante Temperatur notwendig
- Unsicherheiten bei der Schätzung des Respirationsquotienten (RQ), des Verhältnisses N<sub>2</sub>/N<sub>2</sub>O und des Verhältnisses von auto- zu heterotrophen Nitrifikanten
- Nachweisgrenze der Denitrifikation

### Zielsetzung

Die Barometrische Prozessseparation, die bisher nur auf Wald- und auf Wiesenstandorten zur Anwendung kam, soll auf Ackerstandorten etabliert werden und insbesondere sollen Unsicherheiten bei der Anwendung minimiert werden. In dem Poster wurden verschiedene Ansätze diskutiert, um die oben aufgezeigten methodischen Probleme der BaPS zu beheben.

### Material und Methoden

Die BaPS beruht auf der Annahme, dass in einem Boden drei wesentliche Prozesse (Respiration, Nitrifikation und Denitrifikation) ablaufen, die zu einer Änderung des Gashaushaltes führen. Dies lässt sich in folgender Gleichung ausdrücken:

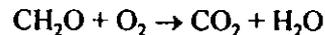
$$\Delta n = \Delta CO_2 + \Delta O_2 + \Delta N_x O_y$$

mit  $N_x O_y$ , N<sub>2</sub> + N<sub>2</sub>O + NO

$n$  veränderliche Stoffmenge im Gasraum [mol]

Legt man nun folgende Reaktionen

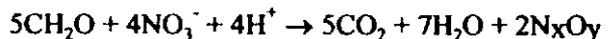
Respiration



Nitrifikation



Denitrifikation



und die Allgemeine Gasgleichung

$$n = p \frac{V}{RT}$$

mit  $p$  Druck(Pa)

$V$  Volumen[m<sup>3</sup>]

$R$  Gaskonstante [J • mol<sup>-1</sup> • K<sup>-1</sup>]

$T$  Temperatur [K]

zugrunde, so lassen sich in einem geschlossenen, isothermen System bei gleichzeitiger Messung von Druck, O<sub>2</sub> und CO<sub>2</sub> die Denitrifikation, die Respiration und die Nitrifikation ermitteln (Ingwersen et al., 1999):

<sup>1</sup> Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310d), Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart

<sup>2</sup> Department of Plant Nutrition, China Agricultural University, P.R. China-100094 Beijing

**Denitrifikation**

$$\Delta N_x O_y = \Delta n - \Delta CO_2 - \Delta O_2$$

$$\Delta CO_{2,Den} = \alpha \Delta N_x O_y$$

mit  $CO_{2,Den}$   $CO_2$  produziert bei der Denitrifikation [mol]  
 $\alpha$  Parameter zwischen 2 und 2,5

**Respiration**

$$\Delta CO_{2,R} = \Delta CO_2 - \Delta CO_{2,Den} + \Delta CO_{2,aq}$$

**Nitrifikation**

$$RQ = \Delta CO_{2,R} / \Delta O_{2,R}$$

$$\Delta O_{2,Nit} = \Delta O_2 - \Delta O_{2,R}$$

$$\Delta O_{2,Nit} = \Delta O_2 - \frac{1}{RQ} \Delta CO_{2,R}$$

mit  $CO_{2,R}$   $CO_2$  produziert bei der Atmung [mol]  
 $CO_{2,aq}$   $CO_2$  gelöst [mol]  
 $O_{2,R}$   $O_2$  verbraucht bei der Atmung [mol]  
 $O_{2,Nit}$   $O_2$  verbraucht bei der Nitrifikation [mol]

**Konzept**

Um die Unsicherheiten der einzelnen Parameter (z.B. des Respirationsquotienten) einzugrenzen, sollen unterschiedliche Techniken mit der Barometrischen Prozessseparation kombiniert werden:

**I. Verwendung von Nitrifikationshemmstoffen**

Unter aeroben Verhältnissen kann nach Unterdrückung der Nitrifikation mittels eines Nitrifikationshemmstoffs der Respirationsquotient direkt über das gebildete  $CO_2$  und das verbrauchte  $O_2$  gemessen werden. Als Hemmstoffe sind Dicyandiamid (DCD) und n-Allylthioharnstoff (ATH) vorgesehen.

**II. Substratinduktion**

Bei der Substratinduktion planen wir, den Bodenmikroorganismen ein Substrat mit bekanntem Respirationsquotienten anzubieten, um hierüber die Nitrifikation zu berechnen.

**III. Einsatz von stabilen Isotopen**

a) Nach Müller et al. (2004) kann die „ $^{15}N$ -Pool dilution technique“ zur Ermittlung des Respirationsquotienten verwendet werden, indem die gemessene Nitrifikationsrate in die „BaPS-Berechnung“ eingesetzt wird.

b) Mittels einer  $^{13}CO_2$  Markierung des  $CO_2$ -Pools (Abb. 1) wird wie bei der „ $^{15}N$ -Pool dilution technique“ verfahren werden. Über die Verdünnung des  $^{13}CO_2$ -Pools sollen die autotrophe Nitrifikation und der Respirationsquotient berechnet werden.

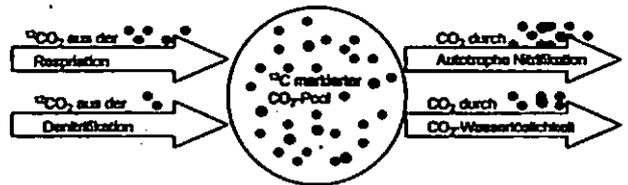


Abb.1 Markierung des  $CO_2$ -Pools

**Literatur**

Ingwersen, J., K. Butterbach-Bahl, R. Gasche, O. Richter und H. Papen. 1999. Barometric process separation: New method for quantifying nitrification, denitrification, and nitrous oxide sources in soils. Soil Science Society of America Journal 63:117-128.  
 Müller, C., M.K. Abbasi, C. Kammann, T.J. Clough, R.R. Sherlock, R.J. Stevens und H.-J. Jäger. 2004. Soil Respiratory Quotient Determined via Barometric Process Separation Combined with Nitrogen-15 Labeling. Soil Science Society of America Journal 68:1610-1615.

# Online-Messung der N<sub>2</sub>O- und N<sub>2</sub>-Freisetzung aus Modellböden unterschiedlicher Textur

Spott O<sup>1</sup>, Stange CF<sup>1,2</sup>, Apelt B<sup>1</sup>

## Einleitung

Eines der zentralen Probleme bei der Aufklärung der am Stickstoffkreislauf zwischen Boden und Atmosphäre beteiligten Prozesse ist die Quantifizierung der N<sub>2</sub>-Emission aus Böden. Messtechnische Schwierigkeiten bei der Erfassung bodenbürtiger N<sub>2</sub>-Emissionen bereiten vor allem die sehr hohen N<sub>2</sub>-Gehalte in der Atmosphäre (78,08 Vol.%). Aktuell stehen drei unterschiedliche Messtechniken zur Verfügung: (a) Acetylen-Inhibierungstechnik (Koops et al., 1997; Khalil et al., 2004), (b) Nutzung stickstofffreier, künstlicher Atmosphären (Scholefield et al., 1997; Butterbach-Bahl et al., 2002; Cardenas et al., 2003), (c) Anwendung der N-Isotopenanalytik (<sup>13</sup>N/<sup>15</sup>N) (Speir et al., 1995; Wolf and Russow, 2000; Bergsma et al., 2001). Die Anwendung von <sup>15</sup>N-Tracern zur Quantifizierung der N<sub>2</sub>-Emissionen erfolgte bisher ausschließlich über den Konzentrationsanstieg in geschlossenen Systemen. Ziel unserer Arbeit ist die Entwicklung eines Online-Messverfahrens zur simultanen Bestimmung der N<sub>2</sub>O und N<sub>2</sub>-Emissionen aus Böden im Labormaßstab. Mit Hilfe des neu entwickelten Messverfahrens soll beispielsweise der funktionale Zusammenhang zwischen dem Emissionsverhältnis N<sub>2</sub>O/N<sub>2</sub> und der Bodentextur untersucht werden. Dieser wurde bereits in Modellen beschrieben (Riley and Matson, 2000), experimentelle Untersuchungen hierzu existieren jedoch bisher nicht.

## Modellböden

Um möglichst den alleinigen Einfluss der Textur auf das Emissionsverhältnis N<sub>2</sub>O/N<sub>2</sub> zu untersuchen wurden drei Modellböden mit stark differenzierter Korngrößenverteilung erzeugt (Tab. 1).

Tab. 1. Korngrößenverteilung der Modellböden (in Gew.%).

Texturtyp	Sand	Schluff	Ton
sandig	90	5	5
schluffig	11	68	21
tonig	10	30	60

Als Ausgangsubstrat wurde Quarzmaterial (Quarzwerke GmbH) der Sand-, Schluff- und Tonfraktion verwendet (Gambach G34 0,09 - 0.5 mm; Sikron SH200 2 - 64 µm; VP 960-943 6 - <0,5 µm). Als Ausgangsmaterial für die biotische N<sub>2</sub>O- und N<sub>2</sub>-Produktion wurden 2 Gew.% Kompost mit homogener <sup>15</sup>N-Anreicherung (9,4 at.%) beigemischt.

## Inkubationsgefäße

Als Inkubationsgefäße wurden Edelstahlzylinder mit 8 cm Durchmesser und 6 cm Höhe (ca. 300 cm<sup>3</sup>) verwendet (Abb. 1). Durch Anpressen der befüllten Zylinder an Edelstahlscheiben mit Gummiringen erfolgt die Verschiebung der Modellböden gegenüber der Laboratmosphäre. Zur Schaffung einer künstlichen Bodenatmosphäre mit möglichst geringer N<sub>2</sub>-Konzentration wird über eine Aussparung im Deckel der Inkubationsgefäße (25 cm<sup>3</sup>) ein permanenter He/O<sub>2</sub>-Gasstrom über die Bodenoberfläche geleitet. Für die Messung der aktuellen O<sub>2</sub>-Gehalte im Boden wurden pro Zylinder jeweils drei O<sub>2</sub>-Sonden (oxy-10-micro; Presens GmbH) in 1, 3 und 5 cm Tiefe integriert. Zur Überwachung des aktuellen Matrixpotentials wurde an der Unterseite jedes Zylinders jeweils ein pF-Meter (GeoPrecision GmbH) eingebaut. Für die kontrollierte Entwässerung der Modellböden sowie die NH<sub>4</sub><sup>+</sup> und NO<sub>3</sub><sup>-</sup> Bestimmung in der Bodenlösung wurden jeweils zwei Saugkerzen (3 und 5,5 cm Tiefe) pro Zylinder angebracht.

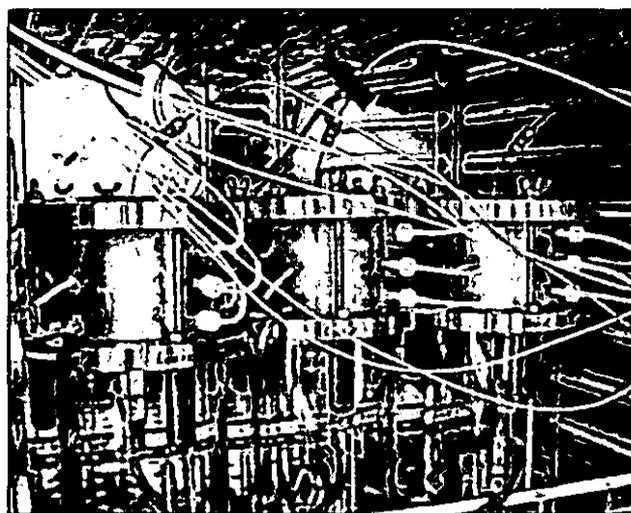


Abb. 1. Inkubierte Modellböden mit integrierten O<sub>2</sub>-Sonden und pF-Meter.

## Online-Messverfahren

Aufbauend auf der von Russow und Sich (1995) entwickelten GAMASIS-Technik (gas chromatographic mass spectrometric aided soil incubation system) zur

<sup>1</sup>UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Department Bodenforschung, Theodor-Lieser-Str. 4, 06120 Halle/Saale email: oliver.spott@ufz.de

<sup>2</sup>Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Weidenplan 14, 06108 Halle/Saale

Messung der N<sub>2</sub>O-Freisetzung aus Böden im Labormaßstab wurde erstmals das Molsieb Köstrolith SX6® (Chemiewerk Bad Köstritz GmbH) auf seine Anwendbarkeit für die gleichzeitige Erfassung der N<sub>2</sub>-Freisetzung getestet.

Ein kontinuierlicher Trägergasstrom (He 79,0 Vol.% / O<sub>2</sub> 21,0 Vol.%) wird mit konstanter Fließgeschwindigkeit (< 20 ml/min) über die Bodenoberfläche der inkubierten Modellböden geleitet. Nach Erreichen des Fließgleichgewichts (steady state) ist die Konzentration bodenbürtigen N<sub>2</sub>O sowie N<sub>2</sub> im Headspace (<sup>15</sup>N-markiert) stets proportional zur aktuellen Freisetzungsrate des Bodens. Durch absammeln (1 bis 5 min) des gesamten im Abgasstrom befindlichen N<sub>2</sub>O- sowie N<sub>2</sub>-Gases in definierten Zeiträumen (Menge/Zeit) kann die aktuelle Freisetzungsrate eines Modellbodens bestimmt werden. Die Akkumulation der zu untersuchenden Gase erfolgt dabei mittels Kryoanreicherung (N<sub>2</sub>O) und Molsiebadsorption (N<sub>2</sub>) innerhalb zweier nacheinander geschalteter Probenschleifen. Durch zwei 6-Port Ventile werden die Probenschleifen in das gekoppelte GC-ConFlow-IRMS System (GC5890 Serie II - delta S, Finnigan MAT) integriert und das akkumulierte N<sub>2</sub>O sowie N<sub>2</sub> nacheinander freigesetzt und gemessen. Die Quantifizierung der N<sub>2</sub>O- und N<sub>2</sub>-Flüsse erfolgt auf Basis der <sup>15</sup>N-Isotopenanalytik (Hauck and Bouldin, 1961; Mulvaney and Boast, 1986; Russow et al., 1996; Clough et al., 2001).

## Ausblick

Das auf der Basis von GAMASIS weiterentwickelte Messverfahren zur simultanen Bestimmung der N<sub>2</sub>O- sowie N<sub>2</sub>-Freisetzung im Labormaßstab stellt eine gute alternative zu den bisherigen Messverfahren dar. Erste Testmessungen an Lößsubstrat (C-Horizont, Schwarzerde Bad Lauchstädt), versetzt mit <sup>15</sup>N-angereichertem Humus, ergaben N<sub>2</sub>-Flüsse zwischen 0,05 to 1,3 nmol h<sup>-1</sup> g<sup>-1</sup> trockenem Boden (2,3 bis 65,6 mmol m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>). Vergleichbare Größenordnungen der N<sub>2</sub>-Freisetzung wurden durch Butterbach-Bahl et al. (2002) für Waldböden beschrieben. Aussagen bezüglich der Bedeutung der Textur für das N<sub>2</sub>O/N<sub>2</sub>-Verhältnis sind jedoch zum aktuellen Zeitpunkt noch nicht möglich.

Aufgrund der großen Flexibilität des neuen Messverfahrens ist eine Anwendung für andere Fragestellungen zu biotischen N<sub>2</sub>-Flüssen leicht realisierbar.

## Literatur

- Bergsma, T.T., Ostrom, N.E., Emmons, M., Robertson, G.P., 2001. Measuring Simultaneous Fluxes from Soil of N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> in the Field Using the <sup>15</sup>N-Gas "Nonequilibrium" Technique. *Environmental Science and Technology* 35, 4307-4312.
- Butterbach-Bahl, K., Willibald, G., Papen, H., 2002. Soil core method for direct simultaneous measurement of N<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from forest soils. *PLANT AND SOIL* 240, 105-116.
- Cardenas, L.M., Hawkins, J.M.B., Chadwick, D., Scholefield, D., 2003. Biogenic gas emissions from soils measured using a new automated laboratory incubation system. *SOIL BIOLOGY & BIOCHEMISTRY* 35, 867-870.
- Clough, T.J., Stevens, R.J., Laughlin, R.J., Sherlock, R.R., Cameron, K.C., 2001. Transformations of inorganic-N in soil leachate under differing storage conditions. *Soil Biology and Biochemistry* 33, 1473-1480.
- Hauck, R.D., Bouldin, D.R., 1961. Distribution of isotopic Nitrogen in Nitrogen gas during denitrification. *Nature* 191, 871-872.
- Khalil, K., Mary, B., Renault, P., 2004. Nitrous oxide production by nitrification and denitrification in soil aggregates as affected by O<sub>2</sub> concentration. *Soil Biology and Biochemistry* 36, 687-699.
- Koops, J.G., Beusichem, M.L., Oenema, O., 1997. Nitrogen loss from grassland on peat soils through nitrous oxide production. *PLANT AND SOIL* 188, 119-130.
- Mulvaney, R.L., Boast, C.W., 1986. Equations for Determination of N-15 Labeled Dinitrogen and Nitrous-Oxide by Mass-Spectrometry. *Soil Science Society of America Journal* 50, 360-363.
- Riley, W.J., Matson, P.A., 2000. NLOSS: A mechanistic model of denitrified N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> evolution from soil. *SOIL SCIENCE* 165, 237-249.
- Russow, R., Sich, I., 1995. A GC-QMS aided incubation system for trace gas studies in soils using stable isotopes. *International Atomic Energy Agency, Vienna*.
- Russow, R., Stevens, R.J., Laughlin, R.J., 1996. Accuracy and precision for measurements of the mass ratio 30/28 in dinitrogen from air samples and its application to the investigation of N losses from soil by denitrification. *Isotopes in Environmental and Health Studies* 32, 289-297.
- Scholefield, D., Hawkins, J.M.B., Jackson, S.M., 1997. Development of a helium atmosphere soil incubation technique for direct measurement of nitrous oxide and dinitrogen fluxes during denitrification. *Soil Biology and Biochemistry* 29, 1345-1352.
- Speir, T.W., Kettles, H.A., More, R.D., 1995. Aerobic Emissions of N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> from Soil Cores - Measurement Procedures Using <sup>15</sup>N Labeled NO<sub>3</sub><sup>-</sup> and NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. *Soil Biology and Biochemistry* 27, 1289-1298.
- Wolf, I., Russow, R., 2000. Different pathways of formation of N<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub> and NO in black earth soil. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 229-239.

## C-Eintrag in den Lebensraum Boden eines Agrarökosystems unter atmosphärischer CO<sub>2</sub>-Anreicherung

Christine Sticht<sup>1</sup>, Stefan Schrader<sup>1</sup>  
Anette Gieseemann<sup>1</sup>, Eva Bantelmann<sup>2</sup>,  
Hans-Joachim Weigel<sup>1</sup>

- Nährstoff- und Pestizidmanagement nach ortsüblicher Praxis
- CO<sub>2</sub>-Varianten:  
FACE: atmosphärische CO<sub>2</sub>-Konzentration: 550 ppm, δ<sup>13</sup>C-Wert = -22‰  
Kontrolle: atmosphärische CO<sub>2</sub>-Konzentration: 370 ppm, δ<sup>13</sup>C-Wert = -9,8‰
- Begasung bei Temperaturen ≥5°C und Windgeschwindigkeiten ≤6,5 ms<sup>-1</sup>

### 1. Einleitung

Im Rahmen eines langfristig angelegten Freiland-CO<sub>2</sub>-Anreicherungs-Projektes (FACE) in der FAL in Braunschweig wird der Anstieg der atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration mittels Begasung durch isotopisch markiertes CO<sub>2</sub> innerhalb eines Agrarökosystems simuliert. Der Einfluss dieser CO<sub>2</sub>-Anreicherung auf verschiedene Parameter des Ökosystems wird untersucht, um die Folgen des zusätzlichen Kohlenstoff(C)-Eintrages abzuschätzen. Dabei dient die stabile C-Isotopensignatur (ausgedrückt als δ<sup>13</sup>C-Wert) dem Nachweis für den C-Transport aus der angereicherten Atmosphäre in das System Pflanze-Boden.

Innerhalb dieses Freilandversuches wurde während vier Vegetationsperioden unter zwei verschiedenen Kulturpflanzen (Zuckerrübe: 2001, 2004; Winterweizen: 2002, 2005) die C-Isotopensignatur sowie der C-Gehalt von oberirdischem Pflanzenmaterial, Wurzeln, Boden und Bodentieren ermittelt, um den Einfluss der CO<sub>2</sub>-Anreicherung auf den C-Eintrag in das System, unter Berücksichtigung des zeitlichen Aspektes, sowie der unterschiedlichen Kulturpflanzen, zu untersuchen. Innerhalb der Bodenfauna wurden Collembolen, Enchytraeiden und Nematoden erfasst, die wichtige Bindeglieder im Boden-Nahrungsnetz und somit auch im C-Umsatz darstellen.

### 2. Material und Methoden

#### Standortbeschreibung FACE:

- 20 ha große Ackerfläche an der FAL
- ortsüblicher Fruchtwechsel: Wintergerste, Zwischenfrucht: Weidelgras, Zuckerrübe, Winterweizen
- Boden: Cambisol, lehmiger Sand; pH: 6,5; organische Bodensubstanz: durchschnl. 1,1 %

#### Probenahme:

**Zuckerrübe:** September 2001/2004; Entwicklungsstadium der Pflanzen: Rosettenwachstum.

**Winterweizen:** Mai 2002/2005; Entwicklungsstadium der Pflanzen: Ähren-, Rispenschieben.

Bei den Beprobungen wurden in den Kontroll- und den FACE-Flächen Pflanzen, sowie mittels Stechzylinder Bodenproben (0-20cm Bodentiefe) entnommen.

#### Probenaufbereitung und Analyse:

Aus einem Teil der Bodenproben wurden die Bodentiere (2001: Enchytraeiden; 2002/2004: Collembolen; 2004/2005: Nematoden) durch Extraktion isoliert.

Die Pflanzen (unterteilt in verschiedene Kompartimente) sowie der Boden wurden bei 110°C getrocknet und im Anschluss daran gemahlen.

Die stabile C-Isotopensignatur sowie der C-Gehalt der Proben wurde mit Hilfe eines Elementaranalysators (Carlo Erba) gekoppelt an ein Massenspektrometer ("Finnigan Delta plus"; Präzisionsgrad: 0,03-0,05 ‰) bestimmt.

Die statistische Auswertung der Daten erfolgte mit SPSS 8.0 für Windows. (Signifikanzniveaus: \* p ≤ 0,05 ; \*\* p ≤ 0,005 ; \*\*\* p ≤ 0,001).

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Während aller vier Vegetationsperioden wiesen sämtliche Proben der FACE-Flächen (mit Ausnahme der Nematoden) signifikant negativere δ<sup>13</sup>C-Werte auf, als die der Kontrolle (Abb.1). Der bei der CO<sub>2</sub>-Anreicherung eingesetzte isotopisch markierte Kohlenstoff konnte somit in den Proben wieder gefunden, und eine Beeinflussung durch den CO<sub>2</sub>-Anstieg nachgewiesen werden.

Der deutlichste CO<sub>2</sub>-Effekt lag hierbei, aufgrund des direkten CO<sub>2</sub>-Austauschs der Pflanzen mit der Atmosphäre, bei dem Blattmaterial vor. Innerhalb der Pflanzen waren die δ<sup>13</sup>C-Werte der oberirdischen Teile leicht positiver.

<sup>1</sup> Institut für Agrarökologie, FAL, Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig, e-mail: [Christine.sticht@fal.de](mailto:Christine.sticht@fal.de)

<sup>2</sup> Labor für Atmosphärenchemie, PSI, Villigen, Schweiz

Die  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der Collembolen und Enchytraeiden aus der Kontrolle entsprachen denen des Bodens. Unter  $\text{CO}_2$ -Anreicherung verschoben sich ihre Signaturen in Richtung der  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der Wurzeln, was einen Hinweis auf eine Beeinflussung der Bodenfauna durch die  $\text{CO}_2$ -Anreicherung über das Nahrungsnetz gibt. Die beiden betrachteten Fruchtfolgeglieder wiesen deutliche Unterschiede im Hinblick auf einen  $\text{CO}_2$ -Effekt auf (Abb.1).

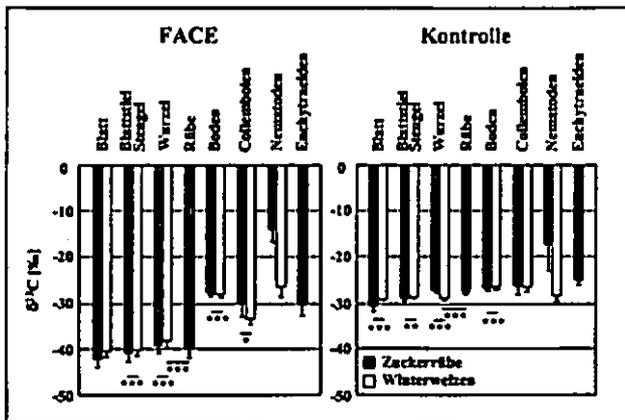


Abb.1: Stabile C-Isotopensignatur der analysierten Kompartimente aus den FACE- und den Kontrollflächen.

Die  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der Zuckerrübe waren unter  $\text{CO}_2$ -Anreicherung negativer als die des Winterweizens. Die Collembolen und Nematoden wiesen dennoch unter Winterweizenanbau signifikant negativere  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte auf als während der Zuckerrübenperiode (Abb.1). Dieses Ergebnis lässt auf qualitative Veränderungen innerhalb des Wurzelraumes und somit der Nahrungsquellen der Tiere schließen. Der  $\text{CO}_2$ -Effekt auf die Bodentiere daher ist sowohl frucht-, als auch art- bzw. ernährungsspezifisch.

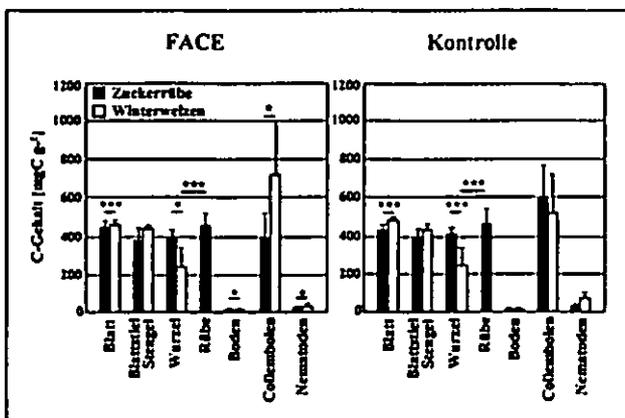


Abb. 2: C-Gehalt der analysierten Kompartimente aus den FACE- und den Kontrollflächen.

Ein signifikanter  $\text{CO}_2$ -Effekt auf den C-Gehalt der Pflanzen und des Bodens konnte nicht nachgewiesen werden (Abb.2).

Die C-Gehalte der Bodentiere zeigten, entsprechend den Isotopensignaturen, eine deutliche Fruchtabhängigkeit des  $\text{CO}_2$ -Effektes auf die Bodenfauna. So war der C-Gehalt der unterirdischen Bereiche der Zuckerrübe höher als der des Winterweizens. Dennoch wiesen Collembolen und Nematoden unter  $\text{CO}_2$ -Anreicherung signifikant höhere C-Gehalte unter Winterweizenanbau auf.

Bei Betrachtung der C-Isotopensignatur des Bodens wird deutlich, dass über die Zeit vermehrt C aus der  $\text{CO}_2$ -Anreicherung in die Bodensubstanz eingebracht wird (Abb.3). Ein Anstieg des Gesamtkohlenstoffgehaltes konnte jedoch nicht festgestellt werden.

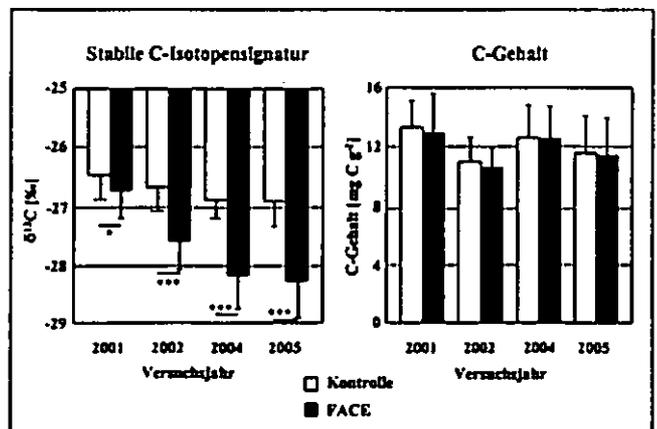


Abb. 3: Stabile C-Isotopensignatur und C-Gehalt des Bodens aus den FACE- und den Kontrollflächen über die Zeit.

#### 4. Schlussfolgerungen

- Zuckerrübe und Winterweizen unterscheiden sich deutlich hinsichtlich des  $\text{CO}_2$ -Effektes.
- Der  $\text{CO}_2$ -Effekt auf die Bodenfauna ist fruchtabhängig und wird durch qualitative Veränderungen im Wurzelraum über das Nahrungsnetz maßgeblich beeinflusst.
- Unterschiedliche Bodentiergruppen reagieren entsprechend ihrer Nahrung spezifisch auf den  $\text{CO}_2$ -Anstieg.
- Der unter  $\text{CO}_2$ -Anreicherung neu eingebrachte Kohlenstoff wird über die Zeit vermehrt im Boden abgelagert.
- Der Boden reagiert aufgrund des großen C-pools verzögert auf den zusätzlichen C-Eintrag.

Danke: M.Heuer u. S. El Sayed für technische Unterstützung, dem BMVEL für die Finanzierung des FACE-Projektes und der Graduiertenförderung des Landes Niedersachsen (Ch.S.).

# $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der OBS in den Mikrosenken der Halbwüste Baskunchak widerspiegeln die Besiedlung der $\text{C}_3$ - und $\text{C}_4$ -Vegetation

Turyabahika F.<sup>1</sup>, Kuzyakov Y.<sup>1</sup>, Lysenko T.<sup>2</sup>,  
Demin D.<sup>1</sup>, Fischer H.<sup>1</sup>

## Einleitung

In semiariden und ariden Regionen, wo Wasser die Primärproduktion deutlich limitiert, sind Pflanzen mit  $\text{C}_4$ -Photosynthese verbreitet, da sie es zwei- bis vierfach effizienter nutzen können. Das Mikorelief ist für die Umverteilung des limitierenden Faktors – Wasser – zuständig und kann somit auch die Vegetationsverbreitung lokal beeinflussen. Eine direkte botanische Aufnahme des Pflanzenbestandes ist schwierig, da mehrere Pflanzen sehr kurze Lebenszyklen (Ephemere; Abb. 1) haben und zu unterschiedlichen Zeitpunkten der Vegetationsperiode gedeihen. Die  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der OBS könnten die Anteile der  $\text{C}_3$ - und  $\text{C}_4$ -Vegetation widerspiegeln. Das Ziel dieser Studie ist also, den Zusammenhang zwischen dem Mikorelief und dem Wechsel von  $\text{C}_3$ - und  $\text{C}_4$ -Vegetation über das Signal des  $\delta^{13}\text{C}$ -Wert zu bestimmen.



Abbildung 1: Halbwüste im Frühjahr

## Material & Methoden

Bodenproben wurden in der Kaspischen Niederung (20 m u. NN) in der Nähe des Salzsees Baskunchak (Abb. 2; 7,7 °C Jahresmitteltemperatur; 250 mm Niederschlag; >1000 mm pot. Evapotranspiration) in einer Mikrokatena im August 2004 entnommen. Die Mikrokatena schließt zwei Karstsenken mit Tiefen bis zu 80 cm ein, die durch Gipsauflösung und Bodensackung entstanden sind. Das Mikorelief der Karstsenke wurde aufgenommen. Die Bodenproben wurden nach der Entfernung von Pflanzenresten und  $\text{CaCO}_3$  auf  $\text{C}_{\text{org}}$  und  $\delta^{13}\text{C}$  analysiert.

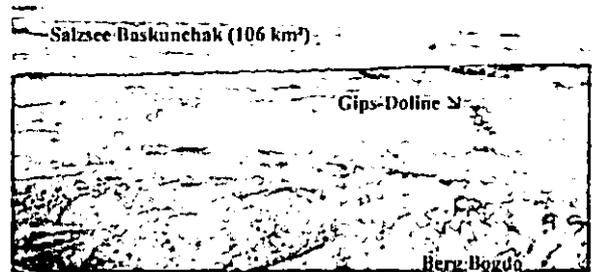


Abbildung 2: Halbwüste am See Basunchak

## Ergebnisse

Die  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der OBS verlaufen sehr ähnlich wie das Mikorelief (Abb. 3), wobei die negativsten Werte immer in den Senken lokalisiert sind. Das zeigt eindeutig, dass in den Senken, wo ca. 100 bis 300 mm Wasser mehr zur Verfügung stehen, die  $\text{C}_3$ -Vegetation dominiert. An den Mikrohängen ist gemischte  $\text{C}_3$ - und  $\text{C}_4$ -Vegetation vorhanden ( $\delta^{13}\text{C} = -15 \dots -20 \text{‰}$ ). An der Kuppe zwischen zwei direkt benachbarten Dolinen waren die  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte bei  $-11 \text{‰}$  (Abb. 3), was auf eindeutige Dominanz der  $\text{C}_4$ -Vegetation hinweist.

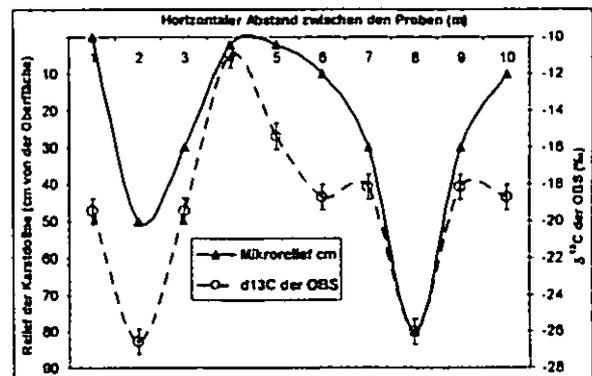


Abbildung 3: Mikorelief und  $\delta^{13}\text{C}$ -Wert. Die Y-Achse ist im Vergleich zur X-Achse 10-fach überhöht

<sup>1</sup> Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Emil-Wolff-Str. 27, 70599 Stuttgart  
<sup>2</sup> Institute of Ecology of the Volga River Basin, Tolgyatti, Russia

Höhere  $C_{org}$ -Gehalte des Bodens in den Mikrosenken der Dolinen deuten auf höhere Biomasseproduktion und demzufolge geringere Wasserlimitierung hin. Es wurde auch eine Korrelation zwischen dem  $\delta^{13}C$ -Wert der OBS und dem  $C_{org}$ -Gehalt des Bodens festgestellt (Abb. 4).

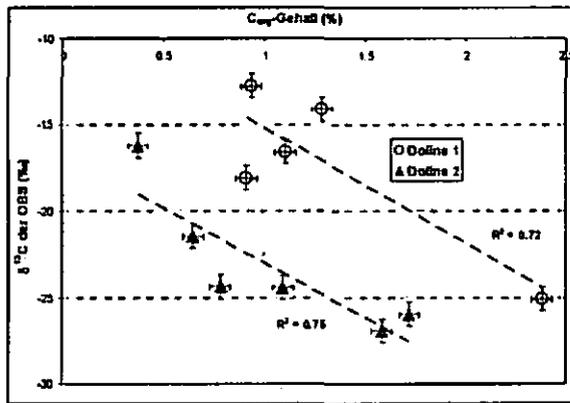


Abbildung 4: Zusammenhang  $C_{org}$ -Gehalt- $\delta^{13}C$ -Wert in zwei Dolinen

### Schlussfolgerungen

- Trotz sehr starken Wasserlimitierung unter den Halbwüstenbedingungen führt die Umverteilung des Wassers zur Ausbildung von Habitaten, die ausreichend Wasser für C3-Pflanzen liefern.
- Aus anderen Studien folgt, dass diese Umverteilung des Wassers vor allem während des Winters als Schnee und bei der Schneeschmelze stattfindet.
- Das Mikorelief (hier am Beispiel der Karst-Mikrosenken) leistet somit einen entscheidenden Beitrag zur Biodiversität und Biomasseproduktion dieses Ökosystems.
- Die Analytik des stabilen  $^{13}C$ -Isotops ermöglicht die Beiträge der C3- und C4-Pflanzen im Laufe der ganzen Vegetationsperiode abzuschätzen, was über geobotanischen Aufnahmen wesentlich arbeitsaufwändiger wäre.

## Umsetzung von Exkrementstickstoff

### im Boden:

### Differenzmethode versus $^{15}\text{N}$ -Markierung

Christine Wachendorf

Bei der Beweidung von intensiv genutztem Grünland werden durch die punktuelle Rückfuhr von Exkrementstickstoff hohe N-Verluste beobachtet (Wachendorf et al., im Druck). Eine Analyse der Verlustpfade während der Umsetzungsprozesse von Stickstoff im Boden ist sowohl aus ökologischen als auch ökonomischen Gründen von hohem Interesse. Der Verbleib des vom Weidetier ausgeschiedenen Stickstoffs in einzelnen Fraktionen des Bodens und in der Pflanze kann über die Markierung mit  $^{15}\text{N}$  der Exkremente dargestellt werden. Allerdings wird der N-Anteil aus der zu quantifizierenden Quelle mittels  $^{15}\text{N}$  Methode durch Priming und Poolsubstitution teilweise über- als auch unterschätzt. Im Folgenden werden die Ergebnisse der  $^{15}\text{N}$  Methode der Differenzmethode gegenübergestellt und Ursachen der Über- bzw. Unterschätzung des exkrementbürtigen N-Anteils in der Bodenlösung und den Pflanzen diskutiert.

### Methoden

Auf dem Versuchsgut Karkendamm (53°55'N, 9°55'E; 14 m ü.NN) wurden frei dränende Lysimeter (Ø 35 cm; 80 cm tief) aufgestellt und eine Versuchfläche mit Kleinparzellen (150 \* 150 cm) in je 4-facher Wiederholung angelegt.

---

Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg  
Allendeplatz 2, 20146 Hamburg,  
C.Wachendorf@ifb.uni-hamburg.de

Die Textur des Bodens ist mSfs, der Oberboden enthält 4% Corg. Die Lysimeter und die Parzellen wurden praxisüblich bewirtschaftet (200 kg N ha<sup>-1</sup>; 5malige Nutzung zur Weidereife). Kot und Urin, waren über die Fütterung einer trockenstehenden Kuh mit  $^{15}\text{N}$  Grassilage markiert (Kot: 2 atom %, Urin: 1,6 atom%) und wurden entsprechend der Ausscheidungsmenge von 1052 kg Kot-N ha<sup>-1</sup> und 1030 kg Urin-N ha<sup>-1</sup> auf einer Fläche von 0,1 m<sup>2</sup> im Oktober 2000 und Oktober 2001 ausgebracht. In einem Zeitraum von 11 Monaten nach der Ausbringung wurde die Bodenlösung wöchentlich gesammelt und photometrisch auf Ammonium, Nitrat und organischen Stickstoff untersucht. Die Bestimmung der  $^{15}\text{N}$ -Anreicherung der Sickerwässer erfolgte mittels Mikrodifusion (Goerges und Dittert, 1999). Die Beprobung der Pflanzen erfolgte im Exkrementfleck (35 cm Durchmesser) und im Randbereich (15 cm) der Bodenparzellen. Wurzeln wurden in (0-15 cm Tiefe) und Stoppeln wurden zu 3 Terminen im Winter, die Aufwüchse wurden während der Vegetationsperiode zur Weidereife beprobt. Die Verbrennung der Proben erfolgte im Elementanalysator gekoppelt an ein Isotopen-Massenspektrometer (Delta Plus, Finnigan).

Exkrementbürtiger N wurde berechnet nach:

1.  $^{15}\text{N}$  Methode:

$$^{15}\text{N aus Exkrement (Urin oder Kot)} = T_b * (A_b/A_e)$$

2. Differenz Methode:

$$\text{exkrementbürtiger N} = T_b - T_k$$

T: N-Menge in Bodenlösungsfraktionen bzw. Pflanzenfraktionen. A:  $^{15}\text{N}$  atom% excess, b: Sickerwasser bzw. Pflanzenfraktion der Behandlung (Kot oder Urin), k: Kontrolle, e: beaufschlagter Urin oder Kot.

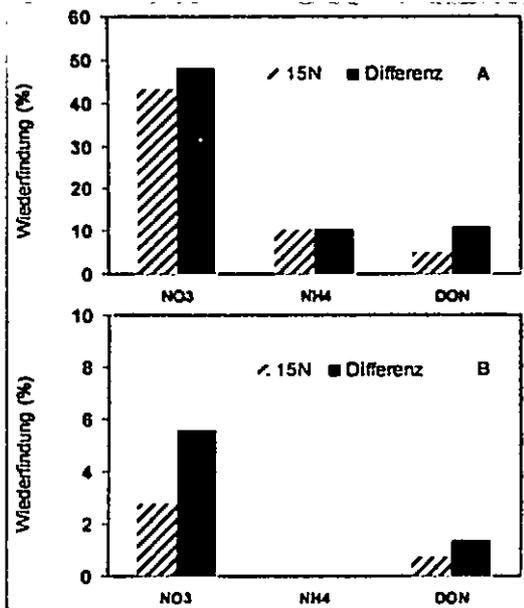


Abb. 1: Wiederfindung der ausgebrachten Urin- und Kot-N Mengen in Fraktionen des Sickerwassers unter Urin (A) und Kotstellen (B) im Mittel zweier Versuchsjahre

**Ergebnisse**

In den Fraktionen der Bodenlösung ist die Wiederfindung mittels <sup>15</sup>N Methode kleiner als mittels der Differenzmethode (Abb. 1). Ursachen sind eine verstärkte Mineralisierung der organischen Substanz aufgrund der C- und Nähr-elementzufuhr und die Lösung der organischen Bodensubstanz (Salzeffekt). Eine Unterschätzung des exkrementbürtigen Stickstoffanteils durch Pool substitution (NH<sub>4</sub>-Austausch an Tonmineralen und Huminstoffen) ist in den ersten 100 Tagen nach Ausbringung von Urin gering; die <sup>15</sup>N Anreicherung im NH<sub>4</sub> beträgt mehr als 95% (Abb. 3).

Große Unterschiede zwischen der <sup>15</sup>N Methode und der Differenzmethode treten in den Aufwüchsen unter Urinflecken und im Randbereich der Kotflecken auf (Abb.2). Allerdings sind Effekte des Primings sind nicht von möglichen Effekten der Pool dilution zu trennen.

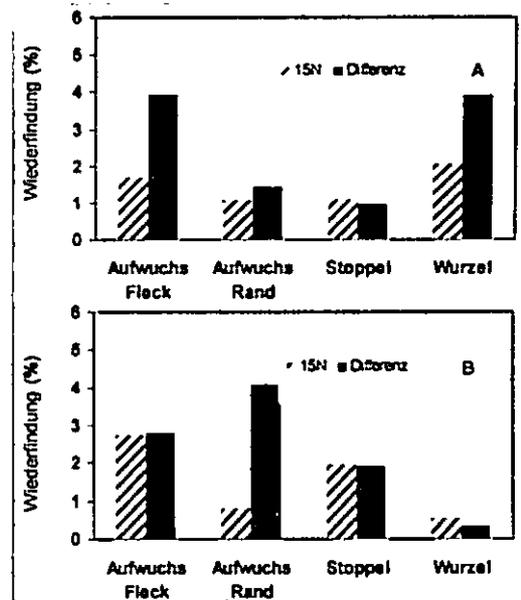


Abb. 2: Wiederfindung der ausgebrachten Urin- und Kot-N Mengen in der erntbaren Biomasse (Σ 5 Aufwüchse), in der Stoppel und in den Wurzeln (Mittelwert 3 Termine) unter Urin- (A) und Kotstellen (B) im Mittel zweier Versuchsjahre

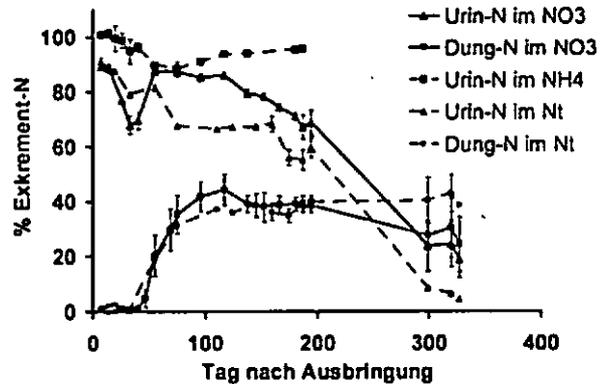


Abb. 3: Anteil Urin-N und Kot-N in N-Fractionen des Sickerwassers unter Urin- und Kotstellen im 2. Versuchsjahr

**Literatur**

Goerges T. und Dittert K. 1998. Improved diffusion technique for <sup>15</sup>N:<sup>14</sup>N analysis of Ammonium and nitrate from aqueous samples by stable isotope spectrometry. Comm. Soil Sci. Plant Anal. 29: 361-368.

Wachendorf C., et al. (im Druck) Nitrogen leaching from <sup>15</sup>N labelled cow urine and dung applied to grassland on a sandy soil. Nutr. Cycl. Agroecosys.

**Das Projekt WA 1483 wurde über die DFG finanziert.**

# Measurement of isotopomer signatures of N<sub>2</sub>O emitted from arable soils – a microcosm study to characterize the source processes and the isotopic fingerprint of soil-derived N<sub>2</sub>O

Reinhard Well<sup>1</sup>, Fawwaz Jaradat<sup>2</sup>, Irina Kurganova<sup>3</sup>,  
Valentin Lopes<sup>3</sup>, Heiner Flessa<sup>1</sup>

## 1 Introduction

Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) is an atmospheric trace gas originating to a large extent from soils and contributing to global warming and destruction of stratospheric ozone. The isotopic signature of N<sub>2</sub>O emitted from soils is affected by isotope fractionation of N and O during N<sub>2</sub>O production by nitrification and denitrification as well as by N<sub>2</sub>O reduction by denitrification (Stein & Yung, 2003). It is expected that the isotopomer fingerprint (intramolecular distribution of <sup>15</sup>N as well as conventional nitrogen and oxygen isotope ratios) of soil-derived N<sub>2</sub>O can be used to constrain the atmospheric N<sub>2</sub>O budget (Röckmann et al., 2003) and to characterize N<sub>2</sub>O turnover processes (Perez et al., 2001). The site-specific <sup>15</sup>N signature might be also indicative for the enzymatic structure of the N<sub>2</sub>O producing microorganisms (Schmidt et al., 2004). The objectives of this study were to measure the isotopomer signatures of soil-derived N<sub>2</sub>O under various process conditions in the laboratory in order to evaluate the use of isotopomer analysis of N<sub>2</sub>O as a tool to identify N<sub>2</sub>O turnover processes and to supply data that help to constrain the isotopic fingerprint of soil-derived N<sub>2</sub>O at a global scale.

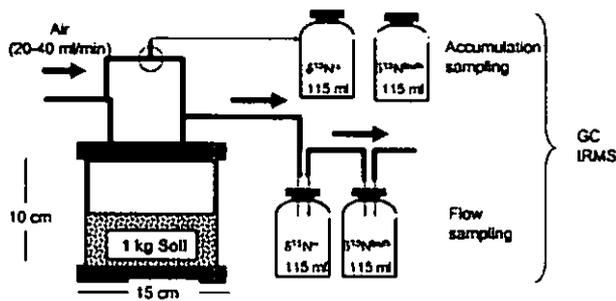


Figure 1: Experimental set-up for studying gas emissions from soil microcosms incubated under controlled conditions.

## 2 Materials and Methods

### 2.1 Isotopomer analysis of N<sub>2</sub>O by isotope ratio mass spectrometry

<sup>δ<sup>18</sup>O</sup> and average <sup>δ<sup>15</sup>N</sup> (<sup>δ<sup>15</sup>N<sup>bulk</sup></sup>) of N<sub>2</sub>O: Cryo-focussing and analysis of 45/44 and 46/44 mass ratios.

<sup>δ<sup>15</sup>N</sup> of the central N-position (<sup>δ<sup>15</sup>N<sup>α</sup></sup>): Analysis of 31/30 mass ratio of NO<sup>+</sup> fragments.

Calculation of <sup>δ<sup>15</sup>N</sup> of the peripheral N-position:

$$\delta^{15}N^{\beta} = 2 \times \delta^{15}N^{bulk} - \delta^{15}N^{\alpha}$$

Calculation of <sup>15</sup>N site preference: SP = <sup>δ<sup>15</sup>N<sup>α</sup></sup> - <sup>δ<sup>15</sup>N<sup>β</sup></sup>

### 2.2 Soil material

Plough layer (0 – 10 cm depth) of an arable loess soil (silty loam, 1.5 % C<sub>org</sub>, C/N = 9.3, pH = 6.1).

### 2.3 Experiments

Microcosms were packed with 1 kg of soil to a bulk density of 1.2 and were incubated at 15°C. Samples were either collected from the headspace after accumulating N<sub>2</sub>O or from the out-flow line when the microcosms were continuously flushed with outside air (Figure 1).

**Experiment 1** (N<sub>2</sub>O production by denitrification): Soil was fertilized with KNO<sub>3</sub> (20 mg N kg<sup>-1</sup>, <sup>δ<sup>15</sup>N</sup> = 3 ‰), incubated anaerobically and N<sub>2</sub>O reduction to N<sub>2</sub> was inhibited quantitatively by adding acetylene to the headspace (10 Vol %).

**Experiment 2** (N<sub>2</sub>O-Reduction): Soil was pre-incubated anaerobically to remove any NO<sub>3</sub><sup>-</sup> and thus to avoid N<sub>2</sub>O production. 50 μL of pure N<sub>2</sub>O were added to the headspace. Samples were collected at 30 min. intervals.

**Experiment 3** (N<sub>2</sub>O emission under variable moisture conditions): Microcosms were incubated at 15°C for 14 days under continuous flushing with fresh air.

*Variation of moisture:* (i) Dry (55 % water-filled pore space, WFPS); (ii) Medium (75 % WFPS), (iii) Wet (85 % WFPS)

*Fertilizer variants:* (a) non-labeled NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> (determination of isotopomer signatures); (b) <sup>15</sup>NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-labeled NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> (identification of N<sub>2</sub>O from nitrification and denitrification)

## 3 Results

**Experiment 1:** <sup>δ<sup>15</sup>N</sup> of emitted N<sub>2</sub>O was strongly depleted with respect to the KNO<sub>3</sub> source (Table 1). <sup>15</sup>N accumulated preferably at the central (α) N-site, i.e. site preference (<sup>δ<sup>15</sup>N<sup>α</sup></sup> - <sup>δ<sup>15</sup>N<sup>β</sup></sup>) was clearly positive.

Table 1: Isotopomer signatures of emitted N<sub>2</sub>O (experiment 1).

Treatment	N <sub>2</sub> O-Production mg N kg <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup>	<sup>δ<sup>15</sup>N<sup>bulk</sup></sup> ‰	<sup>δ<sup>15</sup>N<sup>α</sup></sup> - <sup>δ<sup>15</sup>N<sup>β</sup></sup> ‰	n
Glucose added	2.2	-50.3 ± 1.1	19 ± 5.7	4
No glucose	1.7	-46.1 ± 5.3	34.7 ± 15.7	3

### Experiment 2:

N<sub>2</sub>O consumption was complete within 3 hours (time course not shown). Isotope fractionation during reduction increased <sup>δ<sup>18</sup>O</sup>, <sup>δ<sup>15</sup>N<sup>bulk</sup></sup> as well as site preference (Figure 2).

<sup>1</sup>Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Universität Göttingen

<sup>2</sup>Institut für Bodenwissenschaften, Universität Göttingen

<sup>3</sup>Institute of Physicochemical and Biological Problems in Soil Science, Russian Academy of Sciences, Pushchino

**Experiment 3:**

<sup>15</sup>N enrichments of N<sub>2</sub>O emitted from the variants which were fertilized with <sup>15</sup>NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-labeled NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> (data not shown) demonstrated that denitrification was the main source of emitted N<sub>2</sub>O in the wet and medium moisture treatments. In the dry treatment, contributions from nitrification and denitrification were similar.

δ<sup>15</sup>N<sup>bulk</sup> decreased with moisture (Fig. 3) whereas site preference (δ<sup>15</sup>N<sup>α</sup> - δ<sup>15</sup>N<sup>β</sup>) exhibited an opposite trend. Site preference was clearly positive in the medium and wet variants, but was close to zero in the dry variant.

**4 Conclusions and perspectives**

In the experiments on partial processes of denitrification, i.e. production and reduction of N<sub>2</sub>O, <sup>15</sup>N accumulation at the central (α) N-position was evident for both partial processes. This demonstrates (i) that our experimental setup was suitable to study isotopomer fractionation during N<sub>2</sub>O production and reduction and (ii) that site preference of N<sub>2</sub>O from denitrification in the soil of this study is likely to be positive.

Increasing soil moisture was reflected by the isotopomer signatures of emitted N<sub>2</sub>O. This finding suggests that the isotopomer fingerprint of N<sub>2</sub>O might be suitable for identifying N<sub>2</sub>O source processes. N<sub>2</sub>O emitted from the wet and intermediate treatment dominated by denitrification exhibited positive site preference. This confirms the results of the experiments on partial processes of denitrification.

Further experiments with the soil of this study will be conducted to determine the isotopomer signature of N<sub>2</sub>O from nitrification. Moreover, experiments will be conducted with several other soils to study the variability of N<sub>2</sub>O isotopomer fractionation.

**5 References**

Pérez T., S. E. Trumbore, S. C. Tyler, P. A. Matson, I. Ortiz-Monasterio, T. Rahn, and D. W. T. Griffith (2001), Identifying the agricultural imprint on the global N<sub>2</sub>O budget using stable isotopes. *J. Geophys. Res.*, 106, 9869-9878.  
 Röckmann, T., J. Kaiser, and C.A.M. Brenninkmeijer (2003), The isotopic fingerprint of the pre-industrial and the anthropogenic N<sub>2</sub>O source. *Atmos. Chem. Phys.*, 3, 315-323.

Schmidt, H.-L., R. A. Werner, N. Yoshida, and R. Well (2004), Is the isotopic composition of nitrous oxide an indicator for its origin from nitrification or denitrification? A theoretical approach from referred data and microbiological and enzyme kinetic aspects. *Rapid Commun Mass Spectrom*, 18, 2036-2040.

Stein L. Y., and Y. L. Yung (2003), Production, isotopic composition, and atmospheric fate of biologically produced nitrous oxide. *Ann. Rev. Earth Planet. Sci.*, 31, 329-356.

**Acknowledgement:** We thank the Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG) for financial support.

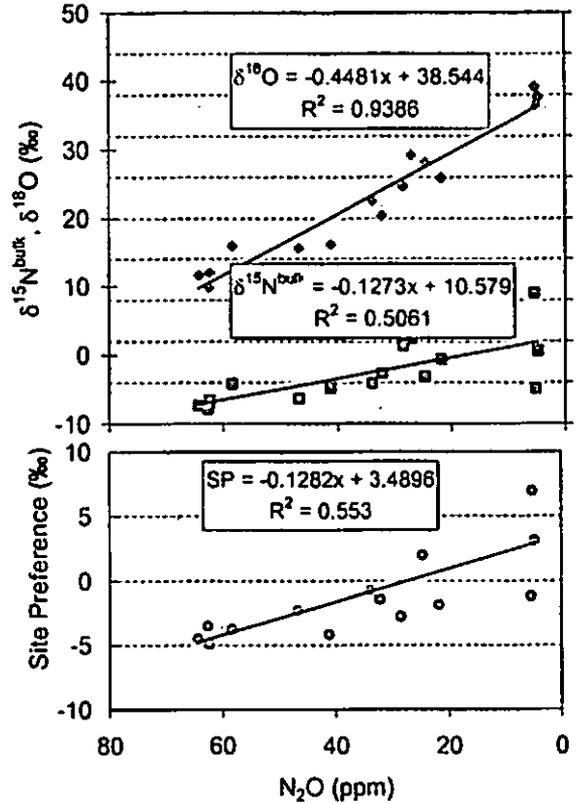


Figure 2: Impact of N<sub>2</sub>O reduction on isotopomer signatures of residual N<sub>2</sub>O (experiment 2).

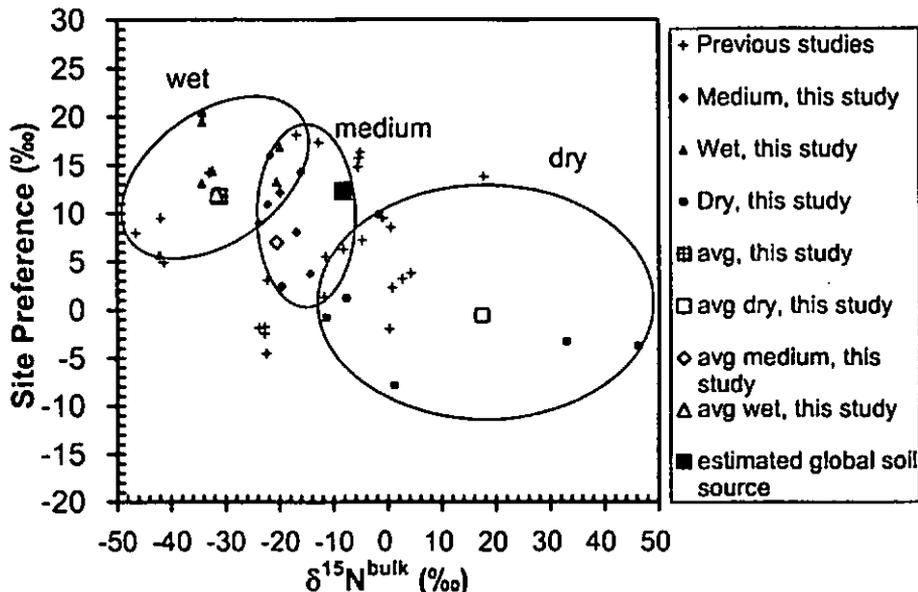


Figure 3: Comparison of isotopomer signatures of experiment 3 with literature data.

# Trennung von Wurzelatmung und rhizomikrobieller Atmung mit Hilfe der natürlichen <sup>13</sup>C-Abundanz in Pflanzen, Boden, mikrobieller Biomasse und CO<sub>2</sub>

Martin Werth und Yakov Kuzyakov

## Einleitung und Zielsetzung

Bis heute gibt es keine sicheren und exakten Methoden, die eine getrennte Bestimmung der rhizomikrobiellen Atmung (RMA) und der Wurzelatmung (WA) in nicht sterilen Böden ermöglichen. Mit verschiedenen Methoden wurden Anteile an der Rhizosphärenatmung (RA) von 53 % für die WA und 47 % für die RMA im Mittel bestimmt (u. a. Cheng *et al.* 1993; Kuzyakov 2002). Ziel dieser Arbeit war es, eine neue Methode zur getrennten Erfassung des CO<sub>2</sub> aus Rhizodeposition und Wurzelatmung unter Laborbedingungen zu überprüfen (Kuzyakov 2004). Die Methode basiert auf der natürlichen <sup>13</sup>C-Abundanz von Mais (C<sub>4</sub>-Pflanze), der auf einem Boden kultiviert wird, der sich unter C<sub>3</sub>-Vegetation entwickelt hat. Somit können drei Quellen des CO<sub>2</sub>-Effluxes aus dem Boden getrennt quantifiziert werden: (1) Wurzelatmung (bWA<sup>CO<sub>2</sub></sup>), (2) mikrobieller Abbau der Rhizodeposite (bRMA<sup>CO<sub>2</sub></sup>), und (3) mikrobieller Abbau der organischen Bodensubstanz (bC<sub>3</sub><sup>CO<sub>2</sub></sup>). Die Anteile werden wie folgt berechnet:

$$(1) bWA^{RA} = \frac{(\delta^{CO_2} - \delta^{MO}) \cdot (\delta_3^{OBS} - \delta_4^{Rhiz})}{(\delta_4^{Rhiz} - \delta^{MO}) \cdot (\delta_3^{OBS} - \delta^{CO_2})}$$

$$(2) bRMA^{RA} = \frac{(\delta_3^{OBS} - \delta^{MO}) \cdot (\delta_4^{Rhiz} - \delta^{CO_2})}{(\delta_4^{Rhiz} - \delta^{MO}) \cdot (\delta_3^{OBS} - \delta^{CO_2})}$$

$$(3) bC_3^{CO_2} = \frac{\delta^{CO_2} - \delta_4^{Rhiz}}{\delta_3^{OBS} - \delta_4^{Rhiz}}$$

Für diese drei Gleichungen werden die <sup>13</sup>C-Werte des CO<sub>2</sub>-Gesamteffluxes (δ<sup>CO<sub>2</sub></sup>), der mikrobiellen Biomasse (δ<sup>MO</sup>), der organischen Bodensubstanz (δ<sub>3</sub><sup>OBS</sup>) und der Rhizosphärenatmung (δ<sub>4</sub><sup>Rhiz</sup>) benötigt. Die Anteile in Gleichungen (1) und (2) beziehen sich auf RA, können aber auf den CO<sub>2</sub>-Gesamtefflux umgerechnet werden. Die Herleitung dieser Gleichungen wird ausführlich von Kuzyakov (2004) dargestellt.

Bei der Verwendung der vorgestellten Formeln gelten zwei Annahmen:

1. δ<sup>13</sup>C der RA = δ<sup>13</sup>C der Wurzeln (dies wurde z. B. von Cheng (1996) nachgewiesen)
2. δ<sup>13</sup>C des mikroorganismenbürtigen CO<sub>2</sub> = δ<sup>13</sup>C der mikrobiellen Biomasse (MB)

## Material und Methoden

Zur Überprüfung der vorgestellten Methode wurde Mais 40 Tage lang auf C<sub>3</sub>-Boden aufgezogen. Als Kontrollvariante wurde C<sub>3</sub>-Boden ohne Pflanzen verwendet. Der Boden stammte aus dem Ap-Horizont einer lehmigen, schwach pseudovergleyten Parabraunerde aus Löss mit einem C<sub>org</sub>-Gehalt von 1,2 %. Zehn Tage nach der Keimung wurden die Pflanzengefäße zwischen Spross und Wurzeln mit Silikonkautschuk versiegelt. Einen Tag später wurde für jede Pflanze ein geschlossener Kreislauf zur Beprobung des CO<sub>2</sub> der Bodenatmung mit folgender Luftzirkulation eingerichtet: Membranpumpe → Pflanzengefäß → NaOH-Falle → Membranpumpe. Fünf Probenahmen im Pflanzenalter von 16, 22, 28, 34 und 40 Tagen wurden für MB (CFE-Methode, c(K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) = 0,05 mol l<sup>-1</sup>), Maissprosse und -wurzeln und Boden durchgeführt. Die Natronlauge zur Beprobung der Bodenatmung wurde alle zwei bis drei Tage gewechselt. Es wurden jeweils vier Wiederholungen beprobt (Kontrollvariante nur zwei). Der CO<sub>2</sub>-C wurde mit SrCl<sub>2</sub> als SrCO<sub>3</sub> gefällt. Die Feststoffe wurden direkt, die CFE-Proben nach Eindampfen bei 60 °C in Zinkkapseln, mit einer Kombination aus EuroEA C/N-Analysator und Thermo Finnigan MAT Delta plus Massenspektrometer auf ihre δ<sup>13</sup>C-Verhältnisse analysiert.

## Ergebnisse und Diskussion

Der δ<sup>13</sup>C-Wert der Maiswurzeln lag bei -15,8 ‰. Mit -16,9 ‰ lag der δ<sup>13</sup>C-Wert des CO<sub>2</sub>-Gesamteffluxes um ca. 1 ‰ signifikant darunter, trotzdem lagen die Werte sehr eng beieinander. Die Absenkung des δ<sup>13</sup>C des CO<sub>2</sub>-Gesamteffluxes gegenüber den Wurzeln muss zum Teil durch Fraktionierung, zum Teil durch den Beitrag der organischen Bodensubstanz (OBS) erklärt werden. Der δ<sup>13</sup>C-Wert der OBS lag bei -26,8 ‰, der der MB bei -23,7 ‰.

Der δ<sup>13</sup>C-Wert der OBS betrug in den Kontrollen ohne Pflanzen -27,0 ‰, der des CO<sub>2</sub> -20,8 ‰ und der der MB -23,8 ‰. Fraktionierungen von 3 ‰ zwischen OBS und MB bzw. MB und CO<sub>2</sub> müssen daher angenommen werden. Die 2. Annahme kann

folglich nicht bestätigt werden. Der  $\delta^{13}\text{C}$ -Wert der MB entspricht also nicht dem des mikrobiellen  $\text{CO}_2$ .

Die mit den Gl. (1) – (3) berechneten Anteile am  $\text{CO}_2$ -Gesamtefflux zeigten über den Versuchsverlauf einen dominanten Anteil der WA von bis zu 91 % (Abb. 1). Der Anteil der RMA war mit maximal 8 % sehr gering, der Anteil des OBS- $\text{CO}_2$  war maximal doppelt so hoch.

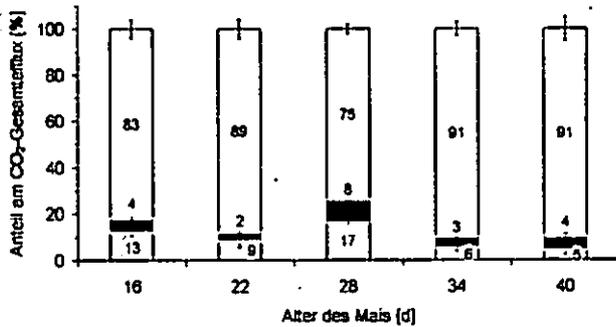


Abb. 1: Anteile von WA (□), RMA (■) und OBS- $\text{CO}_2$  (▤) am  $\text{CO}_2$ -Gesamtefflux (Mittelwerte  $\pm$  SD)

Der bisher gefundene Anteil der WA und RMA an der RA von ca. 50 % war in unserem Versuch sehr stark zugunsten der WA verschoben. Neben der Fraktionierung zwischen MB und  $\text{CO}_2$  könnte ein weiterer Grund der geringe Anteil der aktiven, sich von den Rhizodepositen ernährenden MB sein. Daher wurden zu diesen Einflussfaktoren zwei Szenarien entwickelt.

In Szenario 1 wurde die  $^{13}\text{C}$ -Fraktionierung zwischen MB und ihrem  $\text{CO}_2$  variiert (Abb. 2). Als Ausgangswert wurde der Mittelwert der Tage 34 und 40 aus Abb. 1 verwendet. Je größer die Fraktionierung ist, desto höher wird der Anteil der RMA. Aus der Kontrollvariante konnten wir eine  $^{13}\text{C}$ -Fraktionierung von 3 ‰ zwischen MB und ihrem  $\text{CO}_2$  ableiten.

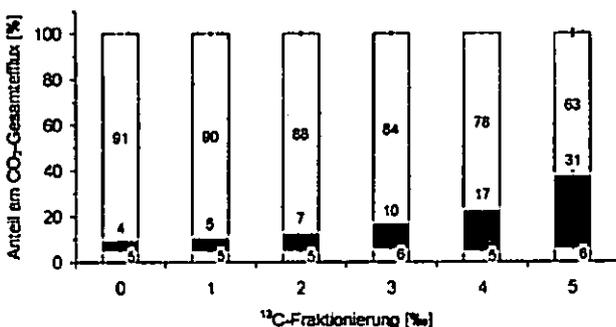


Abb. 2: Szenario 1: Auswirkung der Fraktionierung zwischen MB und ihrem  $\text{CO}_2$  auf die Anteile von WA (□), RMA (■) und OBS- $\text{CO}_2$  (▤) (Mittelwerte  $\pm$  SD)

In Szenario 2 wurde der um 3 ‰ positivere  $\delta^{13}\text{C}$ -Wert des mikrobiellen  $\text{CO}_2$ 's vorausgesetzt. Die Säule ganz links in Abb. 3 entspricht daher der Säule mit 3 ‰ Fraktionierung in Abb. 2. Der  $\delta^{13}\text{C}$ -Wert der MB ( $\delta^{13}\text{C}_{\text{ges}}$ ) wurde dann unter Einbezug des aktiven ( $C_a$ )

und passiven Anteils ( $C_p$ ) mit Hilfe des  $\delta^{13}\text{C}$  der Wurzeln ( $\delta^{13}\text{C}_a$ ) und der OBS ( $\delta^{13}\text{C}_p$ ) berechnet:

$$(4) \delta^{13}\text{C}_{\text{ges}} = \frac{\delta^{13}\text{C}_a \cdot C_a + \delta^{13}\text{C}_p \cdot C_p}{C_a + C_p}$$

Mit diesen errechneten  $\delta^{13}\text{C}$ -Werten für die MB wurden die Anteile für die beiden rechten Säulen in Abb. 3 berechnet. Somit erhält man für unseren Versuch einen aktiven Anteil der MB von 35 %. Erst bei einem fiktiven aktiven Anteil von 60 % nähern sich die Anteile von WA und RMA den Literaturwerten an.

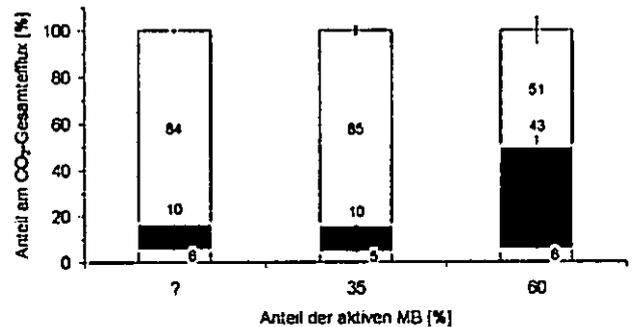


Abb. 3: Szenario 2: Berechnung des  $\delta^{13}\text{C}$  der MB mit ihrem aktiven ( $\delta^{13}\text{C}$  der Wurzeln) und passiven Anteil ( $\delta^{13}\text{C}$  der OBS) und Auswirkung auf den Anteil der RMA (□ WA, ■ RMA, ▤ OBS- $\text{CO}_2$ , Mittelwerte  $\pm$  SD)

## Schlussfolgerungen

Der Anteil der RMA und des OBS- $\text{CO}_2$  wird mit der untersuchten Methode deutlich unterschätzt. Eine  $^{13}\text{C}$ -Fraktionierung zwischen MB und  $\text{CO}_2$  muss mit ca. 3 ‰ berücksichtigt werden (2. Annahme gilt nicht). Dies muss aber noch genauer überprüft werden (Inkubationsversuch). Der Anteil der in der Rhizosphäre aktiven MB muss erfasst werden, da er neben der Fraktionierung einen zweiten Einflussfaktor auf die Aufteilung von RMA und WA darstellt. Eine Anwendung der vorgestellten Methode mit  $^{14}\text{C}$ -Markierung sollte überprüft werden, da hier kein Problem der Fraktionierung besteht.

## Literatur

- Cheng W. (1996). Measurement of rhizosphere respiration and organic matter decomposition using natural  $^{13}\text{C}$ . *Plant Soil*, 183, 263-268.
- Cheng W., Coleman D. C., Carroll C. R., Hoffman C. A. (1993). *In situ* measurement of root respiration and soluble C concentrations in the rhizosphere. *Soil Biol. Biochem.*, 25, 1189-1196.
- Kuzyakov Y. (2002). Separating microbial respiration of exudates from root respiration in non-sterile soils: a comparison of four methods. *Soil Biol. Biochem.*, 34, 1621-1631.
- Kuzyakov Y. (2004). Separation of root and rhizomicrobial respiration by natural  $^{13}\text{C}$  abundance: theoretical approach, advantages, and difficulties. *Eurasian Soil Sci.*, 37, S79-S84.

## Stabile Eisen-Isotope in der Bodenkunde – Untersuchung der Fraktionierungsmechanismen in der Natur und im Labor

Jan G. Wiederhold<sup>1,2</sup>, Nadya Teutsch<sup>2</sup>, Stephan M. Kraemer<sup>1</sup>, Paul M. Borer<sup>1</sup>, Alex N. Halliday<sup>3</sup>, und Ruben Kretzschmar<sup>1</sup>

### Einleitung:

Die Untersuchung von Abweichungen der natürlichen Isotopenverhältnisse wird bereits seit vielen Jahrzehnten in der bodenkundlichen Forschung eingesetzt. Die Analyse der „Isotopensignatur“ ist zu einer wichtigen Methode geworden, um Transportpfade und Umsatzprozesse von Elementen und Verbindungen in Böden zu identifizieren. Bis vor wenigen Jahren war diese Methode jedoch ausschliesslich den „leichten“ Elementen (H, C, O, N, S) vorbehalten, die in der Gasphase im „isotope ratio mass spectrometer“ (IR-MS) gemessen werden können. Durch die Entwicklung neuer analytischer Methoden können nun auch geringe Abweichungen im Isotopenverhältnis von „schweren“ Elementen (u.a. Fe, Cu, Zn, Cr, Mo, Si, Ca, Mg) bestimmt werden. Die „multi-collector inductively-coupled-plasma mass spectrometry“ (MC-ICP-MS) ermöglicht die präzise Isotopenmessung an flüssigen Proben und eröffnet damit ein neues Arbeitsfeld der Isotopengeochemie, das auch für die bodenkundliche Forschung ein grosses Potenzial besitzt und vielfältige Anwendungen finden wird.

Eisenhaltige Minerale spielen eine sehr wichtige Rolle im Stoffhaushalt von Böden. Die Bildung, Auflösung und Verlagerung von Eisenoxiden kennzeichnet viele Prozesse der Pedogenese und beeinflusst auch die Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit von Nährelementen

und Schadstoffen im Boden. Während der Podsolierung wird Eisen unter stark sauren Bedingungen unter dem Einfluss von organischen Liganden im Bodenprofil verlagert. In wassergesättigten Böden wird Eisen durch reduktive Auflösung unter dem Einfluss von eisen-reduzierenden Bakterien gelöst und räumlich getrennt im oxidativen Milieu wieder ausgefällt.

Es gibt vier stabile Isotope von Eisen (<sup>54</sup>Fe, <sup>56</sup>Fe, <sup>57</sup>Fe, <sup>58</sup>Fe). Im Gegensatz zu dem sehr konstanten Isotopenverhältnis in magmatischen Gesteinen werden Eisen-Isotope während der Pedogenese und durch biogeochemische Prozessen in Böden signifikant fraktioniert. In der vorliegenden Studie wurde die Fraktionierung von Eisen-Isotopen während der Bodenbildung im Feld sowie während der Auflösung von Goethit im Labor untersucht.

### Methoden:

Die hier vorgestellten Daten wurden mit einem Multi-Kollektor-Plasma-Massenspektrometer (MC-ICP-MS, *Nu Plasma*, Nu Instruments, UK) erhoben. Durch die Verwendung eines „desolvating nebulizers“ (*MCN-6000*, Cetac, USA) konnten polyatomare Argon-Interferenzen auf den Massen 54, 56 und 57 minimiert werden. Die abwechselnde Messung von Proben- und Standard-Lösungen („standard bracketing“) ermöglichte die Korrektur von Drift-Effekten sowie Fraktionierungseffekten während der Ionisierung („mass bias“). Die Mess-Ergebnisse werden als  $\delta^{57}\text{Fe}$ -Wert

$$\delta^{57}\text{Fe} = [((^{57}\text{Fe}/^{54}\text{Fe})_{\text{sample}}) / (^{57}\text{Fe}/^{54}\text{Fe})_{\text{standard}}] - 1] \times 10^3$$
 angegeben, der die relative Abweichung des Isotopenverhältnisses in der Probe gegenüber dem Eisen-Standard IRMM-014 in Promille (‰) darstellt. Die analytische Präzision von  $\delta^{57}\text{Fe}$  liegt bei  $\pm 0.15\%$  ( $2\sigma$ ).

Für den Feldteil der Arbeit wurden natürliche Bodenprofile beprobt, die eine deutliche Eisendynamik aufweisen und durch nur einen pedogenen Prozess dominiert werden (z.B. Podsolierung, Redoximorphose). Neben der Analyse des Gesamt-Eisens (Totalaufschluss) wurden die Bodenproben einer sequentiellen Extraktion unterworfen, um die verschiedenen Bindungsformen von Eisen („schlecht-kristalline“ Eisenoxide, kristalline Eisenoxide und Eisen in Primärmineralen) getrennt zu untersuchen.

<sup>1</sup> ETH Zürich, Institut für Terrestrische Ökologie, Bodenchemie, CHN F23.2, ETH Zentrum, CH-8092 Zürich, Schweiz

<sup>2</sup> ETH Zürich, Institut für Isotopengeologie und Mineralische Rohstoffe, Isotopengeochemie, ETH Zentrum, CH-8092 Zürich, Schweiz

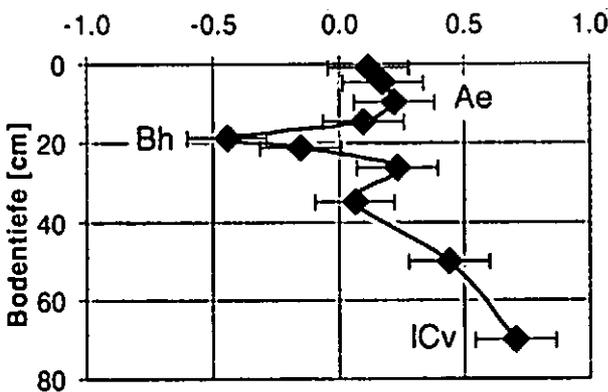
<sup>3</sup> University of Oxford, Department of Earth Sciences, Parks Road, Oxford, OX1 3PR, United Kingdom

Im Laborteil wurde Goethit ( $\alpha\text{-FeOOH}$ ) durch verschiedene Reaktionsmechanismen aufgelöst (reduktive, liganden-kontrollierte und protonen-kontrollierte Auflösung) und das Eisen-Isotopenverhältnis in Lösung bestimmt, um die möglichen Fraktionierungsmechanismen der Eisen-Isotope getrennt zu untersuchen. Als Reagenzien wurden 0.5 M HCl (protonen-kontrolliert), Oxalat im Dunkeln (liganden-kontrolliert) und Oxalat im Licht (reduktiv) verwendet. Die Oxalat-Experimente wurden bei pH 3 durchgeführt. Alle Proben wurden mit einem 0.025  $\mu\text{m}$  Membranfilter gefiltert.

**Ergebnisse und Diskussion:**

Die Ergebnisse der Feldstudien zeigen eine deutliche Fraktionierung von Eisen-Isotopen während der Pedogenese. Die **Abbildung 1** zeigt exemplarisch  $\delta^{57}\text{Fe}$ -Werte als Funktion der Bodentiefe in Totalaufschlüssen eines Podsol-Bodens (Profil Haard, Nähe Bochum). Der Bh-Horizont, der durch die Podsolierung pedogen an Eisen angereichert wurde, zeigt eine signifikante Anreicherung der leichten  $^{54}\text{Fe}$  Isotope. Messungen an einem Pseudogley-Profil (Rafz, Kanton Zürich, CH) ergaben, dass es auch während der Redoximorphose zur Fraktionierung von Eisen-Isotopen kommt. In beiden Fällen wird das leichte Isotop  $^{54}\text{Fe}$  bevorzugt verlagert. Die Fraktionierungseffekte sind in der „schlecht-kristallinen“ Eisenoxid-Fraktion (0.5 M HCl-Extrakt) am stärksten ausgeprägt, lassen sich jedoch auch im Totalaufschluss erkennen.

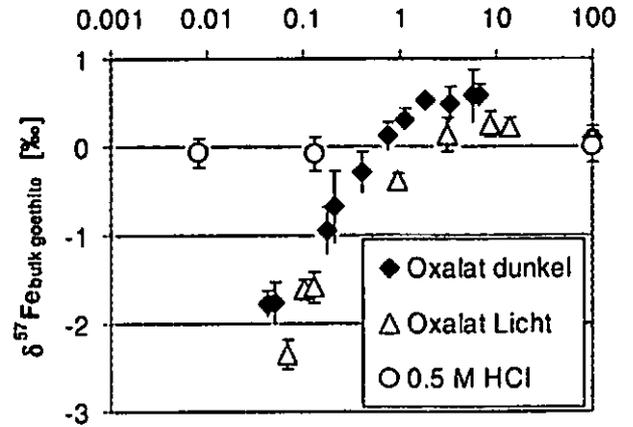
**Abb.1:**  $\delta^{57}\text{Fe}$  Podsol Haard  $\delta^{57}\text{Fe}_{\text{IRMM-014}} [\text{‰}]$



Die Ergebnisse der Laborexperimente stehen in guter Übereinstimmung mit den Felddaten. Die Auflösung von Goethit in 0.5 M HCl (protonen-kontrolliert) zeigt keine Isotopenfraktionierung, während die Auflösung mit Oxalat im Dunkeln (liganden-kontrolliert) und mit Licht (reduktiv)

eine deutliche Anreicherung des leichten Isotops  $^{54}\text{Fe}$  in den ersten Auflösungsfraktionen zeigt. Die **Abbildung 2** zeigt  $\delta^{57}\text{Fe}$  in Lösung als Funktion der Auflösungsfraktion.

**Abb. 2:** Goethit-Auflösung Auflösungsfraktion [%]



Die Laborexperimente deuten darauf hin, dass ein kinetischer Isotopenfraktionierungseffekt während der reduktiven bzw. liganden-kontrollierten Auflösung von Eisenoxid-Mineralen die Variationen in  $\delta^{57}\text{Fe}$  von natürlichen Bodenprofilen erklären kann.

**Schlussfolgerungen und Ausblick:**

Die Entwicklung von Eisen-Isotopen als neuartiger Tracer für biogeochemische Prozesse im Boden steht noch am Anfang. Die vorliegende Studie zeigt jedoch das grosse Potenzial der Eisen-Isotopen-Forschung und weist den Weg für die Erschliessung weiterer „schwerer“ stabiler Isotopensysteme für die bodenkundliche Prozessforschung.

**Literatur:**

Anbar, A.D. (2004) Iron stable isotopes: beyond biosignatures. *Earth Planet. Sci. Lett.* **217**: 223-236.

Johnson, C.M., Beard, B.L., Albarède, F., (Eds.) (2004) *Geochemistry of non-traditional stable isotopes*. Reviews in Mineralogy and Geochemistry **55**. Mineralogical Society of America and Geochemical Society: Washington, DC.

Wiederhold, J.G.; Teutsch, N.; Kretzschmar, R.; Kraemer, S.M.; Halliday, A.N. Iron isotope fractionation during soil formation – comparison of ligand and redox controlled processes (2004) *Geochim. Cosmochim. Acta* **68**, 11S: A415.

Wiederhold, J.G.; Kraemer, S.M.; Teutsch, N.; Halliday, A.N.; and Kretzschmar, R. (2005) Iron isotope fractionation during goethite dissolution by oxalate. *Geochim. Cosmochim. Acta* **69**, 10S, A221.

# Bildung und Transport von Lipiden in Pflanzen und Böden – Ergebnisse eines Labor-Markierungsexperiments

Guido L.B. Wiesenberg<sup>1</sup>, Jan Schwarzbauer<sup>2</sup>, Katja Schneckenberger<sup>3</sup>, Yakov Kuzyakov<sup>3</sup> & Lorenz Schwark<sup>1</sup>

## Einleitung

Lipide repräsentieren einen großen Teil der pflanzlichen Biomasse und des organischen Bodenkohlenstoff (Gregorich et al., 1996). Sie weisen im Boden eine relativ hohe mittlere Verweilzeit von mehreren Jahrzehnten auf (Wiesenberg et al., 2004a), wobei bislang die genauen Eintragsmechanismen noch nicht geklärt sind.

Während Lipide in Pflanzen direkt während der Photosynthese gebildet werden und es zu internen Verlagerungs- und Umformungsprozessen innerhalb einer Pflanze kommen kann, gehen Lipide in Böden auf unterschiedliche Quellen zurück. Zu diesen Quellen zählen neben primärer pflanzlicher Biomasse wie Wurzeln und abgestorbenen oberirdischen Pflanzenmaterialie auch die mikrobielle Biomasse, Pilze und die Bodenfauna (Dinel et al., 1990). Insofern ist eine Quellendifferenzierung der Lipide notwendig, um den Umsatz von pflanzenstämmigen Lipiden in Böden quantifizieren zu können.

Die Bildungs- und Verlagerungsprozesse von Lipiden in Pflanzen und die Fixierung dieser Komponenten in Böden sind allerdings bisher nur unzulänglich untersucht worden. Mittels eines <sup>13</sup>CO<sub>2</sub>-Puls-Markierungsexperiments von verschiedenen Gräsern sollen nun Informationen zu diesen pflanzeninternen Prozessen gesammelt werden. Die Markierung mit <sup>13</sup>C erfolgt nicht nur für die gesamte Biomasse, sondern auch auf molekularer Ebene, so dass die komponentenspezifische Isotopenanalytik (GC-irmMS) detaillierte Erkenntnisse zur Herkunft, zur Verlagerung in Böden und zum dortigen Umsatz einzelner Lipide ermöglicht.

## Material und Methoden

Das Bodenmaterial stammt vom Oberboden (0-10 cm) einer Versuchsfläche des ‚Heidfeldhof‘ der Universität Hohenheim, die als Grünbrache belassen wird und insofern die natürliche Markierung ausschließlich durch eine C3-Vegetation erfolgt. In mehreren, mit Boden der Versuchsfläche gefüllten Pflanzgefäßen, wurden jeweils eine Maispflanze im Labor gezogen. 42 Tage nach dem Keimen wurden die Pflanzgefäße luftdicht verschlossen und die Pflanzen in einer geschlossenen Kammer für fünf Stunden mit 99 % <sup>13</sup>CO<sub>2</sub> begast. Sechs Tage nach dieser Markierung wurden die Pflanzen geerntet und in Wurzeln, Stängel und Blätter aufgeteilt. Zudem wurde der Boden der markierten Pflanzen von Wurzelbiomasse gereinigt. Als Kontrolle wurden mehrere Pflanzen ohne Begasung über denselben Zeitraum unter sonst identischen Bedingungen herangezogen und deren Kompartimente und Böden entsprechend analysiert. Zusätzlich wurde ein Boden ohne Pflanzen als Referenz untersucht.

Die Böden und Pflanzenbestandteile wurden nach der Ernte im Trockenschrank bei 40°C getrocknet. Während die Pflanzenproben der Replikate gehäckselt, kombiniert und homogenisiert wurden, erfolgte für die Böden eine Siebung auf 2 mm und eine Homogenisierung. Anschließend wurde die Bestimmung der Kohlenstoffgehalte mittels Elementaranalysator und der Kohlenstoffisotopie (δ<sup>13</sup>C) via EA-irmMS durchgeführt. Auf die Lösungsmittelextraktion (ASE) der Boden- und Pflanzenproben folgte eine sequentielle chromatographische Auftrennung (H-MPLC, MPLC) und verschiedene molekulare Analysetechniken (GC-MS, GC-irmMS) der erzeugten Fraktionen. Detaillierte Informationen zum Analysengang sind Wiesenberg et al. (2004b) zu entnehmen.

## Ergebnisse und Diskussion

Sowohl die Kohlenstoffgehalte als auch die Lipidextraktausbeuten zeigen keine signifikanten Unterschiede zwischen den markierten und nicht markierten Pflanzen und den entsprechenden Böden. Das deutet zunächst darauf hin, dass es durch die Markierung weder negative noch positive Impulse auf die Biomasseproduktion der Maispflanzen gegeben hat.

Auf molekularer Ebene zeigt sich jedoch, dass sich die Markierung mit <sup>13</sup>C auf die Biosynthese ausgewirkt hat. Deutlich werden die Unterschiede insbesondere bei den kurzkettigen Carbonsäuren mit 16 bzw. 18 Kohlenstoffatomen, wohingegen bei langkettigen n-Carbonsäuren kaum Veränderungen eintreten. Während in Blättern die Gehalte an C<sub>16:0</sub>, C<sub>18:1</sub> und C<sub>18:2</sub> nach der Markierung abnehmen, lassen sich in Stängeln keine Veränderungen im Verteilungsmuster der Carbonsäuren erkennen. In den Wurzeln hingegen sind C<sub>16:0</sub>-Carbonsäuren relativ angereichert im Verhältnis zu den ungesättigten Carbonsäuren mit 18 Kohlenstoffatomen. Der Hauptgrund dieser Veränderungen liegt wahrscheinlich darin, dass der während der Markierung verfügbare, ausschließlich schwere <sup>13</sup>C-Kohlenstoff im CO<sub>2</sub> zu einer veränderten biosynthetischen Lipidproduktion führt und sich die Effekte pflanzenintern verändern, d.h. die Verlagerung der Lipide uneinheitlich in Abhängigkeit von der Molekülgröße erfolgt. Die Böden weisen deutlich unterschiedliche Verteilungsmuster auf. Der Boden ohne Pflanze ist infolge mangelnden Eintrags an Biomasse und demnach auch geringerer mikrobieller Aktivität deutlich an niedermolekularen Carbonsäuren (C<sub>14</sub>-C<sub>20</sub>) verarmt. Die Böden unter markierten und nicht markierten Pflanzen zeigen hingegen nur leichte Unterschiede, die auch auf die Heterogenität des Bodens zurückgeführt werden können.

Bei den Alkanen, die in Pflanzen bevorzugt auf decarboxylierte Carbonsäuren und andere Vorläufer wie Alkohole zurückgehen, ist nach der Markierung eine leichte relative Anreicherung von langkettigen (C<sub>33</sub>-), ungeradzahligen n-Alkanen in Stängeln und Wurzeln zu bemerken. Dies geht wohl auf geringfügig veränderte biosynthetische Umformungsprozesse infolge der veränderten Lipidvorgängersubstanzen zurück. In Blättern sowie sämtlichen Böden sind hingegen keine Veränderungen in den Verteilungsmustern nach der Markierung zu erkennen.

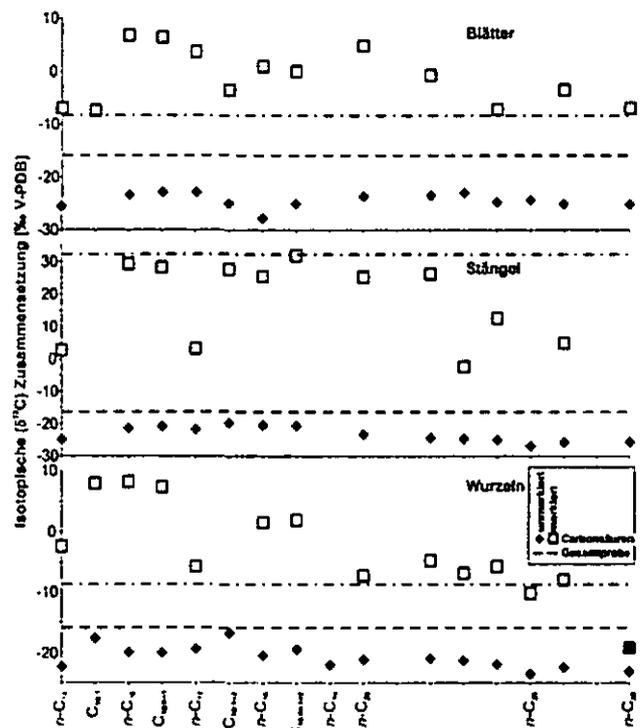


Abb. 1: Gesamtisotopie vs. komponentenspezifischer Isotopie von Carbonsäuren einzelner Pflanzenkompartimente.

<sup>1</sup> Institut für Geologie und Mineralogie der Universität zu Köln, Zölpicher Str. 49a., D-50674 Köln

<sup>2</sup> Institut für Geologie, Geochemie und Lagerstätten des Erdöls und der Kohle der RWTH Aachen, Lochner Str. 4-20, D-52056 Aachen

<sup>3</sup> Institut für Bodenkunde und Standortlehre der Universität Hohenheim, Emil-Wolff-Str. 27, Stuttgart

Im Vergleich der Gesamtisotopie mit der Isotopie einzelner Lipide (Abb. 1) zeigt sich, dass bei den unmarkierten Proben die Isotopie der Lipide sowohl bei den Alkanen als auch den Carbonsäuren im Schnitt um rund 7-8 ‰ V-PDB verarmt ist, was durchaus typisch für Maispflanzen ist (Wiesenberg et al., 2004a). Größere Unterschiede zeigen sich bei den markierten Proben. Bei der Gesamtisotopie der markierten Pflanzen variiert die Isotopie zwischen -8,5 ‰ V-PDB in Wurzeln und Blättern und -32 ‰ V-PDB in den Stängeln. Demzufolge ist nach acht Tagen der größte Anteil des Kohlenstoffs, der bei der Markierung fixiert wurde, in den Stängeln gebunden, ein Teil ist jedoch bereits in Richtung der Wurzeln transportiert worden.

Im Vergleich zur Gesamtisotopie variiert die Isotopensignatur der einzelnen Carbonsäuren zwischen den einzelnen markierten Pflanzenkompartimenten etwas weniger (Abb. 1). Wurzeln und Blätter zeigen mit rund -10 ‰ V-PDB für langkettige bis +10 ‰ V-PDB für kurzkettige Komponenten eine relativ große Variation, jedoch sind die Unterschiede zu den Carbonsäuren der Stängel mit rund +10 ‰ V-PDB bis +30 ‰ V-PDB geringer als in der Gesamtisotopie. Ein Teil der Carbonsäuren ist somit bereits pflanzenintern in Richtung der Wurzelbiomasse verlagert worden. Insgesamt sind aber die Carbonsäuren im Vergleich zur Gesamtisotopie nicht verarmt, wie bei den unmarkierten Proben, was bedeutet, dass diese Komponenten länger in der Pflanze stabil sind, als der Gesamtkohlenstoff, oder dass selektiv <sup>13</sup>C in den Lipiden angereichert wird.

In den Böden zeigt sich nach der Markierung bei den langkettigen Carbonsäuren keine Änderung (Abb. 2). Bei den kurzkettigen Säuren hingegen ist allein durch die Anpflanzung von Mais eine Tendenz um 2 ‰ V-PDB zu schweren Isotopen zu erkennen, die durch die Markierung nochmals um rund 3 ‰ V-PDB verstärkt wird. Dies zeigt die schnellen Verlagerungseffekte kurzkettiger Carbonsäuren von oberirdischer Biomasse in Richtung des Bodens. Zudem ist dieser Isotopeneffekt bei den kurzkettigen Carbonsäuren aber nur sekundär auf pflanzliche Quellen zurückzuführen, d.h. Mikroorganismen im Boden biosynthetisieren Lipide aus anderen Stoffgruppen, wie z.B. Zucker, die sehr schnell aus der oberirdischen Biomasse in den Boden verlagert werden.

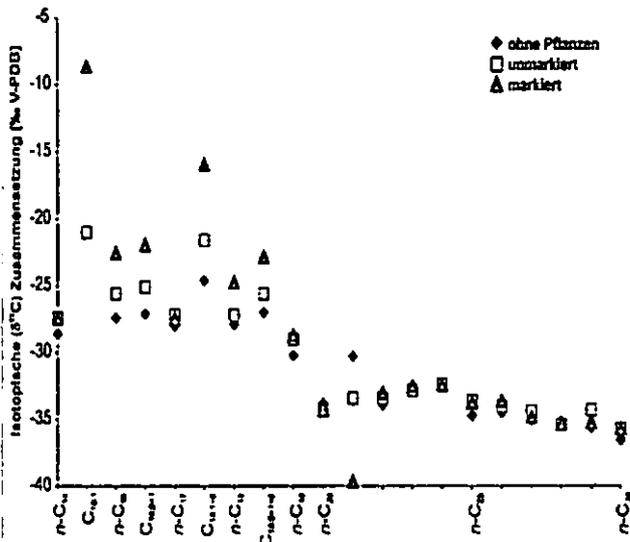


Abb. 2: Komponentenspezifische Isotopie von Carbonsäuren der unterschiedlich genutzten Böden.

Die Alkane der markierten Pflanzen zeigen pflanzenintern ein deutlich anderes Isotopenprofil (Abb. 3). In Blättern zeichnen sich lediglich langkettige Alkane (C<sub>29</sub>-) durch schwere Isotopen aus, während in Stängeln zwar alle Alkane deutlich schwerer sind als in den nicht markierten Pflanzen, sich hier die schweren Isotope aber in den niedermolekularen Substanzen (C<sub>21</sub>-C<sub>29</sub>) anreichern. Dies scheint eine selektive Akkumulation von <sup>13</sup>C-haltigen Lipiden in diesen Alkanen zu sein. In den Alkanen der Wurzeln ist die Isotopie nach der Markierung unverändert geblieben. Dies spricht dafür, dass die Alkane in Maiswurzeln auf andere biosynthetische Vorläufersubstanzen zurückgehen, unter Umständen sogar

vollständig *in situ* gebildet werden, bzw. direkt von den Pflanzen aus dem organischen Bodenkohlenstoff generiert wurden. Bei den Böden zeigen sich in den komponentenspezifischen Isotopen der Alkane ebenfalls keine Unterschiede zwischen markierten und unmarkierten Böden..

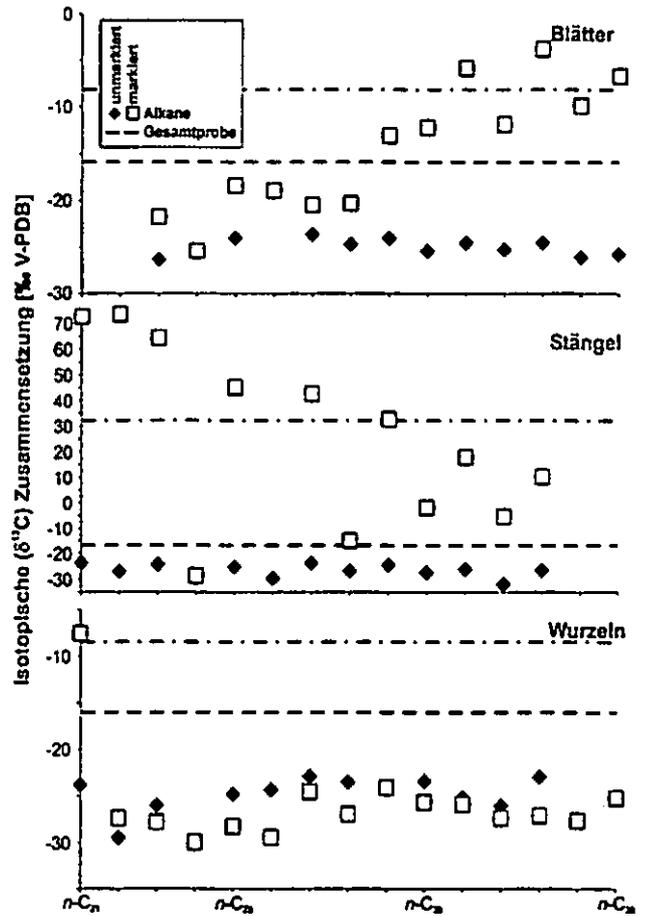


Abb. 3: Komponentenspezifische Isotopie von Alkanen der einzelnen Pflanzenkompartimente.

**Zusammenfassung und Ausblick**

Das Markierungsexperiment zeigt deutlich die unterschiedlichen Bildungs- und Verlagerungsprozesse von Lipiden in Maispflanzen. Carbonsäuren werden verhältnismäßig schnell in Blättern gebildet und pflanzenintern auch schnell in Richtung des Bodens transportiert bzw. auch zu anderen Lipiden degradiert. Hingegen werden Alkane in der oberirdischen Biomasse nicht direkt gebildet, sondern gehen zu einem großen Teil auf degradierte, decarboxylierte Carbonsäuren, aber auch andere degradierte Komponenten wie z.B. Alkohole zurück. In Wurzeln sind Alkane hingegen auf andere Vorläufersubstanzen zurückzuführen. Ein pflanzeninterner Transport von Alkanen ist nach diesem Experiment, wenn überhaupt vorhanden, nur von sehr untergeordneter Bedeutung.

**Literatur**

Dinel, H., Schnitzer, M. & Mehuys, G.R., 1990. Soil lipids: origin, nature, contents, decomposition and effect on soil physical properties. In: Bollag, J.M. & Stotzky, G. (Eds.), Soil Biochemistry, Vol. 6. Marcel Dekker, New York, pp. 397-427.

Gregorich, E.G., Monreal, C.M., Schnitzer, M. & Schulten, H.-R., 1996. Transformation of plant residues into soil organic matter: chemical characterization of plant tissue, isolated soil fractions, and whole soils. Soil Science 161, 680-693.

Wiesenberg, G.L.B., Schwarzbauer, J., Schmidt, M.W.I. & Schwark, L., 2004a. Sources and turnover of organic matter in agricultural soils derived from n-alkane/n-carboxylic acid compositions and C-isotope signature. Organic Geochemistry 35, 1371-1393.

Wiesenberg, G.L.B., Schwark, L. & Schmidt, M.W.I., 2004b. Improved automated extraction and separation procedure for soil lipid analysis. European Journal of Soil Science 55, 349-356.

# Stabile Isotope von Cd, Cu, Pb und Zn als Tracer anthropogener Schwermetallbelastung

Wolfgang Wilcke<sup>1</sup> und Martin Kaupenjohann<sup>2</sup>

## 1. Einleitung

Während die Analyse der Isotopen-Signaturen teilweise radiogener Metalle wie Pb oder Sr in der Geochemie und in geringerem Umfang auch in der Bodenkunde bereits eine etablierte Methode zur Aufklärung unterschiedlicher Quellen dieser Metalle ist (z.B. Erel et al., 1997; Kober et al., 1999; Wilcke et al., 2001), sind die natürlichen Isotopen-Variationen nicht-radiogener Metalle in Umweltproben wenig untersucht. Frühe Arbeiten von Walker et al. (1958) und Shields et al. (1965) zeigten bereits, dass beispielsweise die <sup>65</sup>Cu/<sup>63</sup>Cu-Verhältnisse in verschiedenen Erzen eine Abweichung um mehrere ‰ von einem Vergleichsstandard aufweisen können. In jüngerer Zeit gelang es, diese frühen Ergebnisse mit moderner Technik zu bestätigen (Larson et al., 2003). Darüber hinaus wurden weitere Isotopen-Untersuchungen zu Fe (Anbar et al., 2000), Cr (Ellis et al., 2002, 2004), Cu (Maréchal et al., 1999; Zhu et al., 2000) und Zn (Maréchal et al., 1999) publiziert. Die Arbeiten zeigen, dass es insbesondere in wässrigen Lösungen unter Niedertemperaturbedingungen zu einer Fraktionierung stabiler Isotope kommt. Das macht wahrscheinlich, dass gerade im Boden mit seinen die Isotopen-Fraktionierung begünstigenden Bedingungen Variationen der Metallisotopen-Verhältnisse existieren, die zur Prozessaufklärung oder zur Quellenidentifikation eingesetzt werden können.

In einer Vorstudie fanden wir, dass die Böden in der Umgebung einer Buntmetallhütte in der Ostslowakei stark mit Cd, Cu, Pb und Zn belastet sind (Wilcke et al., 1999). Es zeigte sich außerdem, dass, die <sup>206</sup>Pb/<sup>207</sup>Pb-Verhältnisse systematisch mit der Tiefe variierten und dass die L-Horizonte ein deutlich anderes Pb-Isotopensignal zeigten als die C-Horizonte. Unter der Annahme, dass das <sup>206</sup>Pb/<sup>207</sup>Pb-Verhältnis in den L-Horizonten annähernd dem mittleren Signal der Hütten-Emissionen entsprach, während das <sup>206</sup>Pb/<sup>207</sup>Pb-Verhältnis nahe am Signal des Ausgangsgesteins lag, konnten mit einem Zwei-Komponenten-Mischungsmodell die Anteile des Hütten-Bleis am gesamten Blei-Gehalt im Boden berechnet werden (Wilcke et al., 2001).

Das Ziel unserer Arbeit war es nun, die Hypothese zu prüfen, dass analog zu den Ergebnissen für Pb auch die Isotopensignale von Cd (<sup>111</sup>Cd/<sup>112</sup>Cd), Cu (<sup>63</sup>Cu/<sup>65</sup>Cu) und Zn (<sup>64</sup>Zn/<sup>66</sup>Zn) zur Unterscheidung des geogenen Anteils an den gesamten Metallgehalten im Boden vom anthropogenen, aus der Hütte stammenden Anteil verwendet werden können.

## 2. Material und Methoden

Entlang eines von einer Buntmetall-Hütte in der Ostslowakei nahe Krompachy verursachten Schwermetall-Depositionsgradienten wurden alle Horizonte von 10 Böden unter Kiefernwald bis zu einer Tiefe von ca. 0,5 m mithilfe von Schürffgruben beprobt. Sieben der untersuchten Böden lagen in Luv der Hütte, drei in Lee (Abb. 1). Das Ausgangsgestein war auf den Standorten III-X Tuffit und auf den Standorten I-II Travertin.

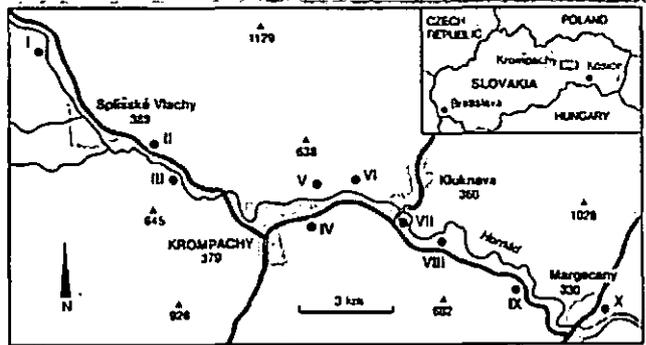


Abb. 1: Probenahmestandorte im Hornad-Tal nahe Krompachy in der Ostslowakei. Es dominieren Westwinde.

Die organischen Auflagen wurden in einer Mikrowellen-apparatur mit konzentrierter HNO<sub>3</sub> unter Druck vollständig aufgeschlossen. Die Mineralbodenproben wurden mit einem HF/HNO<sub>3</sub>-Gemisch ebenfalls in einer Mikrowellen-apparatur durch Abrauchen bis zur Trockne aufgeschlossen. Die vollständig aufgelöste Probe wurde dann in 5 M HNO<sub>3</sub> aufgenommen. Jede Probe wurde zwei bis sechs Mal parallel aufgeschlossen. Die Extrakte wurden ohne weitere Behandlung an einem neu entwickelten Quadrupol-ICP-MS (Varian) auf ihre Isotopen-Verhältnisse untersucht. Die Metallgehalte der Proben wurden der Arbeit von Wilcke et al. (1999), in der sie mithilfe eines Graphitrohr-AAS bestimmt wurden, entnommen.

## 3. Ergebnisse und Diskussion

Die Buntmetall-Hütte erwies sich als starke Punktquelle von Cd, Cu, Pb und Zn, wie aus den exponentiell abfallenden Metall-Gehalten in den organischen Waldbodenaufgaben zu ersehen ist (Abb. 2).

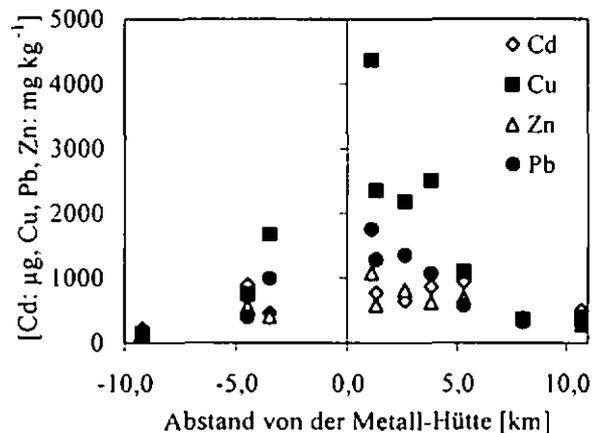


Abb. 2: Zusammenhang zwischen dem Abstand von der Buntmetall-Hütte und den Cd-, Cu-, Zn- und Pb-Gehalten in der organischen Waldbodenaufgabe.

<sup>1</sup> Professur für Bodengeographie/Bodenkunde, Geographisches Institut, Johannes Gutenberg-Universität, 55099 Mainz, e-mail: wolfgang.wilcke@uni-mainz.de

<sup>2</sup> Fachgebiet Bodenkunde, Institut für Ökologie, TU Berlin, Salzuffer 11-12, 10587 Berlin.

Die mittleren Isotopen-Verhältnisse unterschieden sich zwischen den L-Horizonten und den Cv-Horizonten aus Tuffit für alle betrachteten Elemente systematisch. Der Standardfehler der Mittelwerte war klein (Abb. 3).

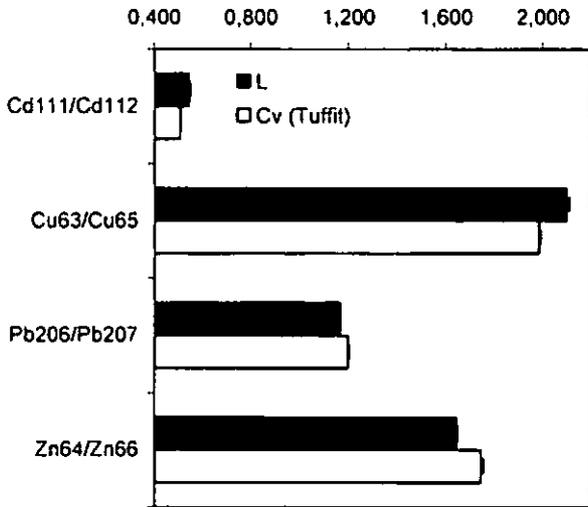


Abb. 3: Mittlere Metallisotopen-Verhältnisse der L-Horizonte (n=10) und der Cv-Horizonte aus Tuffit (n=3) und Standardfehler in den Waldböden entlang des Depositionsgradienten.

Aufgrund des geringen Alters der L-Horizonte nahmen wir analog zur Untersuchung von Wilcke et al. (2001) an, dass das Isotopensignal des L-Horizontes weitgehend demjenigen der Emissionen entsprach, während das Isotopensignal der C-Horizonte angesichts der geringen Mobilität von Schwermetallen in Böden nahe an demjenigen des Ausgangsgesteins lag. Um zu prüfen, ob tatsächlich nur zwei Quellen vorlagen, wurde der Kehrwert der Gehalte gegen die Isotopen-Verhältnisse aufgetragen.

Es zeigte sich, dass für Pb und Zn eine enge Korrelation zwischen den Kehrwerten der Gehalte und den Isotopen-Verhältnissen existierte (jeweils  $r=0,68$ ), was belegt, dass die Pb und Zn-Gehalte überwiegend aus zwei Quellen stammten. Für Cu wurde keine und für Cd nur eine schwache Korrelation ( $r=0,42$ ) gefunden. Wir haben daher für Pb und Zink ein Zwei-Komponenten-Mischungsmodell angewendet und den Beitrag der Hütten-Emissionen zu den gesamten Metallgehalten in den organischen Auflagen berechnet (Abb. 4). Als Hüttsignal nahmen wir den niedrigsten Wert der L-Horizonte an, als geogenes den Mittelwert der C-Horizonte aus Tuffit.

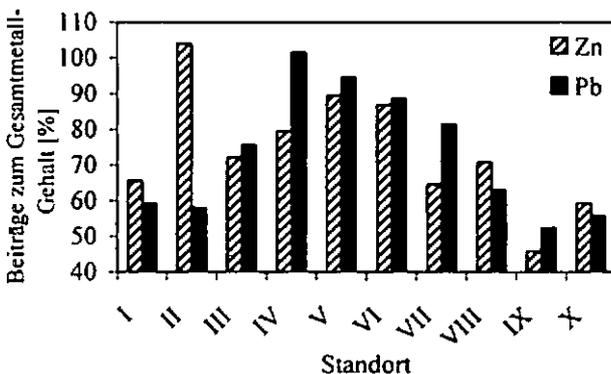


Abb. 4: Beiträge des aus der Hütte stammenden Bleis und Zinks zu den gesamten Pb- und Zn-Gehalten der organischen Waldbodenaufgaben.

Mithilfe des Mischungsmodells konnten wir sowohl für Zn als auch für Pb eine plausible räumliche Verteilung der Anteile der Hütten-Emissionen an den gesamten Metallgehalten in den Auflagen berechnen. Eine unerklärte Ausnahme stellt lediglich der Hütten-Zn-Anteil am gesamten Zn-Gehalt der Auflage auf Standort II dar.

#### 4. Schlussfolgerungen

Unsere Ergebnisse zeigen, dass die Isotopen-Verhältnisse auch von nicht-radiogenen Metallen im Boden variieren. Es erscheint daher aussichtsreich, die Möglichkeiten der Auswertung von Metallisotopen-Verhältnissen im Hinblick auf Quellen- und Prozessidentifikation weiter zu untersuchen.

Allerdings sind die hier vorgestellten Ergebnisse mit großen Unsicherheiten behaftet. Insbesondere muss der Einfluss von Interferenzen und Isotopen-Fraktionierungen während der ICP-MS-Analyse geklärt werden. Obwohl die Reproduzierbarkeit der Messungen innerhalb eines Messdurchganges hoch war, ist unklar, ob die Messungen an unterschiedlichen Messtagen reproduziert werden können. Darüber hinaus konnten wir die absolute Richtigkeit der Ergebnisse bisher nicht durch Vergleichsmessungen mit zertifizierten Standards prüfen.

#### 5. Dank

Wir danken Andrea Herre, Maike Mai und Kotan Yildiz.

#### 6. Literatur

Anbar, A.D., J. E. Roe, J. Barlin, K.H. Nealson (2000): Nonbiological fractionation of iron isotopes. *Science* 288, 126-128.

Ellis, A.S., T.M. Johnson und T.D. Bullen (2002): Chromium isotopes and the fate of hexavalent chromium in the environment. *Science* 295, 2060-2062.

Ellis, A.S., T.M. Johnson und T.D. Bullen (2004): Using chromium stable isotope ratios to quantify Cr(VI) reduction: lack of sorption effects. *Environ. Sci. Technol.* 38, 3604-3607.

Erel, Y., A. Veron und L. Halicz (1997): Tracing the transport of anthropogenic lead in the atmosphere and in soils using isotope ratios. *Geochim. Cosmochim. Acta* 61, 4495-4505.

Kober, B., M. Wessels, A. Bollhöfer und A. Mangini (1999): Pb isotopes in sediments of Lake Constance, central Europe constrain the heavy metal pathways and the pollution history of the catchment the lake and the regional atmosphere. *Geochim. Cosmochim. Acta* 63, 1293-1303.

Larson, P.B., K. Maher, F.C. Ramos, Z. Chang, M. Gaspar und L.D. Meinert (2003): Copper isotope ratios in magmatic and hydrothermal ore-forming environments. *Chem. Geol.* 201, 337-350.

Maréchal, C.N., P. Télouk und F. Albarède (1999): Precise analysis of copper and zinc isotopic compositions by plasma-source spectrometry. *Chem. Geol.* 156, 251-273.

Shields, W. R., S.S. Goldich, E.L. Garner und T.J. Murphy (1965): Natural variations in the abundance ratio and the atomic weight of copper. *J. Geophys. Res.* 70, 479-491.

Walker, E.C., F. Cuttitta und F.E. Senfle (1958): Some natural variation in the relative abundances of the copper isotopes. *Geochim. Cosmochim. Acta* 15, 183-194.

Wilcke, W., C. Guschker, J. Kobza und W. Zech (1999): Heavy metal concentrations, partitioning, and storage in Slovak forest and arable soils along a deposition gradient. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 162, 223-229.

Wilcke, W., M. Krauss, J. Kobza und W. Zech (2001): Quantification of anthropogenic lead in Slovak forest and arable soils along a deposition gradient with stable lead isotope ratios. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 164, 303-307.

Zhu, X.K., R.K. O'Nions, Y. Guo, N.S. Belshaw und D. Rickard (2000): Determination of natural Cu-isotope variation by plasma-source mass spectrometry: implications for use as geochemical tracers. *Chem. Geol.* 163, 139-149.

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

REFERATE / POSTER

**Gemeinsame Sitzung der Kommissionen II und III**

Band 107

Heft 2

2005



# BLACK CARBON EIN WICHTIGER BESTANDTEIL DER PARTIKULÄREN ORGANISCHEN SUBSTANZ IN FEUERBEEINFLUSSTEN ARENOSOLEN

André Hilscher<sup>1</sup>, Francisco J. González-Vila<sup>2</sup>, José A. Gonzalez-Pérez<sup>2</sup>, Tomasz Boski<sup>3</sup>, Heike Knicker<sup>1</sup>

## Einleitung

Durch Vegetationsfeuer werden große Mengen an CO<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub> in die Atmosphäre entlassen. Zusätzlich gelangt ein nicht zu vernachlässigender Anteil chemisch veränderten verbrannten Pflanzenmaterials (Black Carbon, BC) auf und in die Böden. Es wird erwartet, dass die refraktären Eigenschaften der Verbrennungsrückstände zu einer Zunahme des organischen Materials (SOM) im Boden führen. Unter der Annahme, dass sich die Häufigkeit der Waldbrände seit der letzten Eiszeit nicht verändert hat, müsste BC einen Anteil von 25 bis 125% am gesamten SOM-Pool ausmachen (Masiello, 2004).

## Zielstellung

Das Ziel unserer Studie war die Aufklärung des Einflusses von Verlagerungsprozessen auf die Qualität und Quantität von BC in verschiedenen Fraktionen des SOM. Zu diesem Zweck wurden die gelöste organische Substanz (DOM), die partikuläre organische Substanz (POM) sowie die mineralassoziierte organische Substanz der Tonfraktion untersucht. Dadurch sollten potentiell mobile Pools mit einer immobilisierten Fraktion verglichen werden. Hierfür wurde ein brandbeeinflusster (BB) einem unbeeinflussten (UB) Arenosol aus Portugal gegenübergestellt.

## Material

Beprobt wurde ein Arenosolprofil bei Faro (südliches Portugal) ein Jahr nach dem letzten Brandereignis, sowie ein Vergleichsprofil unter *Pinus pinaster* in ca. 0,5 km Entfernung von der Brandfläche. Proben wurden aus den Ah-Horizonten beider Profile (0 bis 4 cm) sowie aus den iC-Horizonten (5 bis 10 cm) entnommen.

## Methoden

Der Feinboden der luftgetrockneten Proben wurde durch ein Sieb mit 2 mm Maschenweite abgesiebt. Das DOM

wurde durch Extraktion mit H<sub>2</sub>O<sub>dest</sub> (Schütteln 15 h) gewonnen. Das wässrige Eluat wurde druckfiltriert (0,45 µm Porengröße) und gefriergetrocknet. Die POM wurde durch eine Dichtefraktionierung (Dichte 1,8 g cm<sup>-3</sup>; Na<sub>6</sub>H<sub>2</sub>W<sub>12</sub>O<sub>40</sub>) abgetrennt. Das erhaltene organomineralische Sediment wurde einer Korngrößenfraktionierung unterzogen und die Tonfraktionen (>2 µm) abgetrennt. Der Kohlenstoffgehalt wurde mit einem Elementaranalysator (Vario EL) ermittelt. Die chemische Zusammensetzung der organischen Fraktionen wurde mittels Festkörper-CPMAS-<sup>13</sup>C-NMR-Spektroskopie (Bruker DSX 200) untersucht.

## Ergebnisse und Diskussion

Mit 85% stellt die Sandfraktion bei den untersuchten Arenosolen den größten Anteil am Feinboden. Die Schluff- (10%) und Tonfraktion (5%) macht dagegen nur einen geringen Anteil aus. Die Brandereignisse führten zu einem Anstieg des pH-Wertes von 6,4 auf 7,3 im Ah-Horizont. Diese pH-Wert-Erhöhung kann durch feuerinduzierte Decarboxylierungsprozesse des SOM und der Freisetzung von Hydroxiden aus der Asche erklärt werden. Nach den Vegetationsfeuern erhöhten sich die C- und N-Gehalte im Ah-Horizont um den Anreicherungsfaktor (AF) 2,5 bzw. 3,2. Für den C-Horizont konnte keine signifikante Anreicherung festgestellt werden. In den betrachteten Böden repräsentiert die POM mit über 50% des Gesamtkohlenstoffes den Hauptanteil am SOM (Abb. 1). Das an die Tonfraktion gebundene organische Material hat einen Anteil von maximal 15%.

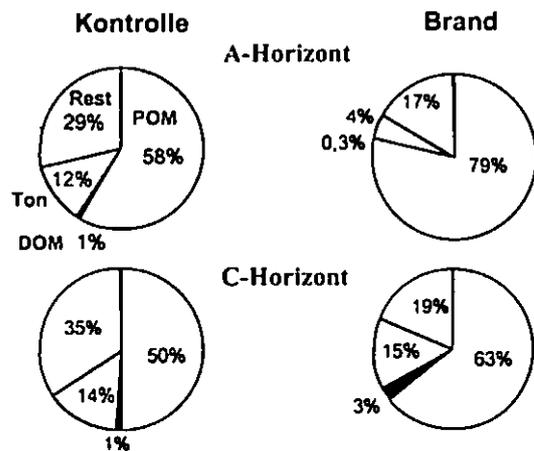


Abbildung 1: Anteil der POM an der SOM (Angabe in C von C<sub>tot</sub>)

## Partikuläre organische Substanz (POM)

Der Brand führte zu einer Zunahme des POM im A- (AF 3,4) und C-Horizont (AF 1,4). Die <sup>13</sup>C-NMR-Spektren der feuerbeeinflussten POM-Proben zeigen deutlich höhere Signalintensitäten im Aryl-C-Bereich als die Vergleichsproben. Die Berechnung von Differenzspektren (Knicker, 2005) ergibt einen Aromatengehalt des zusätzlich eingebrachten POM von 67% (Abb. 3). Dies

<sup>1</sup> Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, 85350 Freising-Weihenstephan

<sup>2</sup> Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología, CSIC, E-41080 Sevilla, Spanien

<sup>3</sup> Universidade do Algarve, CIMA, Ctr Invest Marinha & Ambiental, FCMA, P-8000 Faro, Portugal

deutet auf einen Eintrag von BC in den Ah-Horizont über die POM-Fraktion hin. Das POM des C-Horizontes des BB Bodens ist ebenfalls angereichert mit Aromaten (AF = 2). Parallel wurde eine Zunahme von Carboxyl-C festgestellt (AF = 2, Abb. 2). Die Berechnung von Differenzspektren für die POM des C-Horizontes ergibt einen Aromatengehalt des zusätzlich eingebrachten POM von 48% (Abb. 3). Dies deutet auf einen Eintrag von BC auch in den C-Horizont hin. Der hohe Anteil von 26% Carboxyl-C weist auf eine Oxidation der Aromaten hin, wodurch deren Transport begünstigt werden könnte. Durch die sandige Textur bieten die Böden ein nur geringes Rückhaltevermögen und wenige Reaktionsflächen zur Adsorption von SOM an die Mineralphase. Dies erklärt warum die verbrannten Rückstände vor allem in der POM zu finden sind.

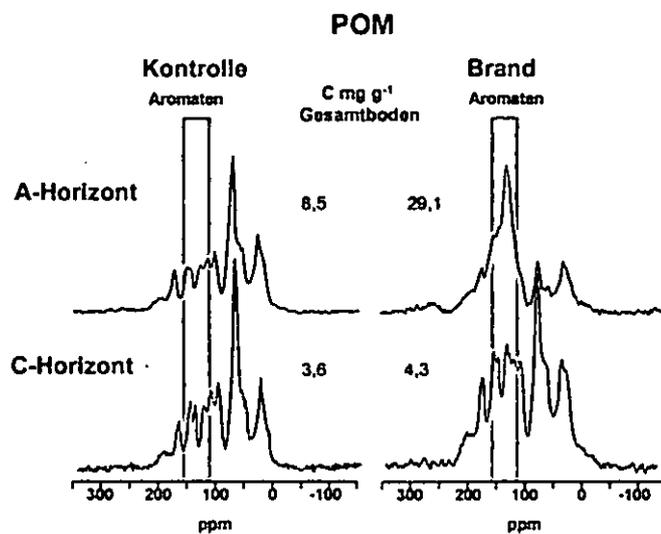


Abbildung 2: <sup>13</sup>C-NMR-Spektren der POM und OC-Konzentrationen bezogen auf den Gesamtboden

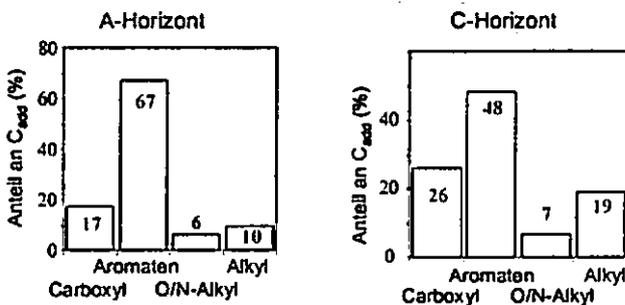


Abbildung 3: Zusammensetzung des zusätzlich eingebrachten OC der POM-Fraktion

**Gelöste organische Substanz (DOM)**

Das DOM macht nur einen geringen Anteil am Gesamt-C der Böden aus (maximal 3%; Abb. 1). Die NMR-Spektren geben keinen Hinweis auf BC im DOM (relative Signalintensität im Aromatenbereich 13% bzw. 16%). Auch im oberen Bereich des C-Horizontes konnten keine

Änderungen festgestellt werden. Dies kann mit der hohen Hydrophobizität des relativ frischen BC erklärt werden. Darüber hinaus könnten wasserlösliche Anteile des BC schon in tiefere Horizonte verlagert worden sein.

**Mineralassoziierte organische Substanz der Tonfraktion**

Die Untersuchungen der Tonfraktionen zeigten, dass ein Jahr nach dem letzten Feuer BC im A-Horizont adsorbiert worden ist (Abb. 4). Der UB Boden hat einen Anteil von 12% wogegen im BB Boden 43% Aromaten-C sind. Die Tonfraktion des C-Horizontes hingegen zeigt ein Jahr nach dem letzten Brand noch keine Veränderung der chemischen Zusammensetzung des mineralassoziierten SOM.

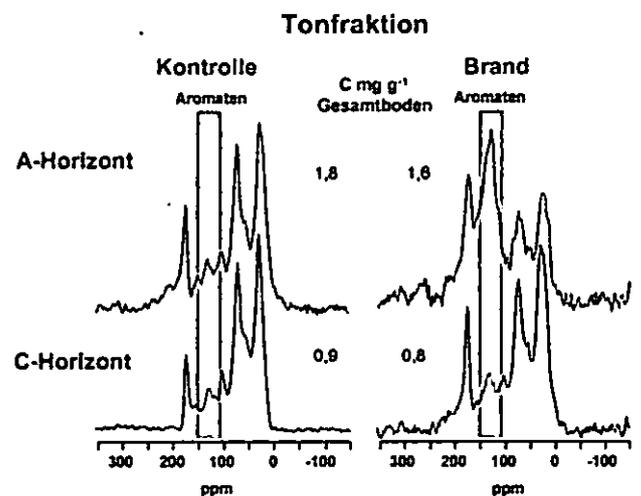


Abbildung 4: <sup>13</sup>C-NMR-Spektren der Tonfraktion und OC-Konzentrationen bezogen auf den Gesamtboden

**Schlussfolgerung**

Es konnte gezeigt werden, dass BC nicht so immobil ist wie allgemein angenommen wird. In sandigen Böden stellt die POM ein effizientes Mittel um BC von der Oberfläche in tiefere Horizonte zu verlagern. Dieser Mechanismus könnte die Lücke zwischen den beobachteten und erwarteten BC-Anteilen in den Böden erklären.

**Literatur**

Knicker, H., González-Vila, F.J., Polvillo, O., González, J.A., Almendros, G., 2005. Soil Biol. Biochem., 32, 701-718.  
 Masiello, C.A., 2004. Mar. Chem., 92, 201-213

**Danksagung**

Für die Finanzierung des Projektes wird der DFG, dem Acciones Integradas Programm des DAAD (Deutschland) und dem MCyT (Spanien) gedankt. Frau Petra Müller spreche ich meinen Dank für ihre Hilfe im Labor aus.

**Charakterisierung der organischen Substanz in Plaggeneschen Nordwesteuropas, Nordwest- und Nordrußlands.**

Kalinina, O. & Giani, L.

**Einleitung**

Die Pedosphäre besitzt 66-75% des terrestrischen Kohlenstoff-Pools (Kobak, 1988). Die Dynamik vom Kohlenstoff im Boden hat eine besondere Bedeutung für den globalen Kohlenstoffkreis im Hinblick auf globale Umweltprobleme: Kohlenstofffreisetzung (C-Quelle) und vor allem -festlegung (C-Senke). Plaggenesche zeichnen sich u.a. dadurch aus, daß sie große Mengen an Humus besitzen, der auch nach Jahrhunderten nicht abgebaut ist (Blume and Leinweber, 2004). Ursachen dieser langfristigen Humusfestlegung sind bisher nicht geklärt. Ziel dieser Arbeit ist deshalb, die Menge, die Qualität und die Stabilität der organischen Substanz in Plaggeneschen aus den Gebieten mit verschiedenen klimatischen und geologischen Bedingungen, sowie mit unterschiedlichem Plaggenmaterial und Dauer der Plaggenwirtschaft zu untersuchen.

**Material**

Drei Plaggenesche aus Norddeutschland (Oldenburg), Nordwestrußland (St.Petersburg) und Nordrußland (Archangelsk) wurden untersucht (Abb.1-3).



Abb.1: Profil 1 Oldenburg

Abb.2: Profil 2 Archangelsk

Abb.3: Profil 3 St.Petersburg

**Methoden**

Siehe in Kalinina et al. (subm).

**Ergebnisse und Diskussion**

Allgemein zeichnen sich Plaggenesche durch 1-8% (Eckelmann, 1980; Pape, 1970) (zit. in Blume and Leinweber, 2004), 1-5% (Driessen et al., 2001) und 4-5% (Mückenhausen, 1993) organischer Substanz (soil organic matter (SOM)) in den E-Horizonten aus. Die untersuchte Plaggenesche sind mit 17,1-26,8 g kg<sup>-1</sup> organischen Kohlenstoffs (total organic carbon (TOC)) (Tab. 1) oder 3,4-5,3 % SOM in den E-Horizonten humusreich. Die mittleren C/N-Verhältnisse von 21 für den Plaggenesch aus Oldenburg, 17 für den aus St. Petersburg

und 13 aus Arkhangelsk (Tab. 1) geben Hinweise auf die lang andauernde Heide-plaggenutzung in Nordwesteuropa und den Einsatz von N-reichem Niedermooormaterial in Russland.

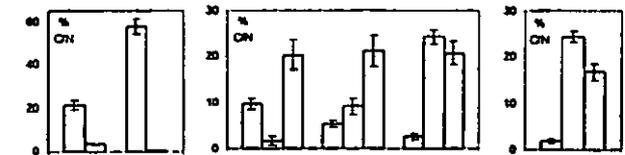
Tab. 1: Organischer C-Gehalt (TOC), N-Gehalt, C/N-Verhältnis, HCl-resistenter organischer Kohlenstoff (OC), H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-resistenter OC und HF-löslicher OC in den aufgeplagkten Horizonten der Plaggenesche aus Oldenburg, Archangelsk und St.Petersburg.

Tiefe cm	TOC g kg <sup>-1</sup>	N g kg <sup>-1</sup>	C/N	HCl-resistenter OC g kg <sup>-1</sup>		H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -resistenter OC g kg <sup>-1</sup>		HF-löslicher OC g kg <sup>-1</sup>	
				% TOC	% TOC	% TOC	% TOC		
<b>Profil 1 Oldenburg</b>									
0-10	21.9	1.2	18.2	10.8	49.3	1.8	8.2	3.9	17.8
10-20	19.1	1.0	19.1	11.8	61.8	1.3	6.8	3.9	20.4
20-30	17.1	0.7	24.4	9.8	57.3	3.6	21.0	5.2	30.4
30-40	26.0	1.4	18.6	13.9	53.5	3.9	15.0	7.8	30.4
40-50	26.8	1.3	20.6	16.8	62.7	2.2	8.2	8.6	32.1
50-60	25.7	1.1	23.4	16.2	63.0	0.9	3.5	9.7	37.7
60-70	20.1	0.8	25.1	12.0	59.7	0.7	3.5	8.5	42.3
<b>Profil 2 Archangelsk</b>									
0-10	25.6	2.2	11.6	16.5	64.4	2.9	11.3	2.4	9.4
10-20	22.0	2.1	10.5	11.9	54.1	2.5	11.4	3.4	15.4
20-30	19.5	1.8	10.8	10.2	64.1	1.4	7.2	2.1	10.8
30-40	20.3	1.9	10.7	10.2	50.2	1.2	5.9	5.9	29.1
40-50	10.1	0.5	20.2	6.3	62.4	0.5	4.9	5.1	50.5
<b>Profil 3 St.Petersburg</b>									
0-10	25.4	1.5	16.9	16.6	65.3	2.9	11.4	4.8	18.9
10-20	24.1	1.3	18.5	17.9	74.3	3.5	14.5	1.7	7.0
20-30	22.5	1.3	17.3	16.7	74.2	3.4	15.0	nf	nf
30-40	22.9	1.4	16.4	17.2	75.1	1.0	11.1	nf	nf
40-50	22.5	1.3	17.3	12.2	54.2	2.4	10.7	nf	nf

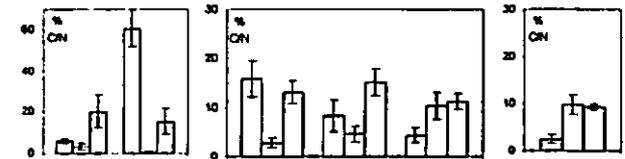
nf- nicht gefunden

Verschiedene SOM-Qualitäten zeigen ebenfalls die C/N-Verhältnisse in den Korngrößenfraktionen und die IR-Spektren. Das engste C/N-Verhältnis ca. 10 (Abb. 4) war in den Feinschluff- und Tonfraktionen in den russischen Böden und spricht für den hohen Humifizierungsgrad. Das größere C/N-Verhältnisse für den Boden aus Oldenburg ca. 20 (Abb. 4) ist offensichtlich vom Heideplaggen beeinflusst.

Profil 1 Oldenburg



Profil 2 Archangelsk



Profil 3 St.Petersburg

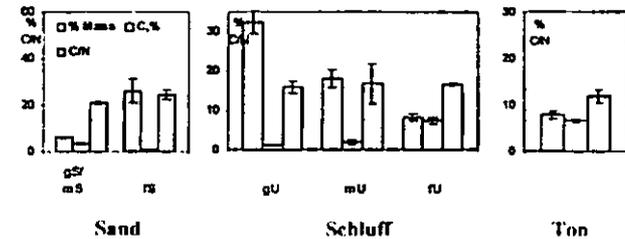


Abb. 4: Korngrößenzusammensetzung (% Masse), OC-Gehalt (% Masse) und C/N-Verhältnis in den Korngrößenfraktionen der Plaggenesche aus Oldenburg, Archangelsk und St.Petersburg (Mittelwerte aus den allen Tiefenbereichen)

Die IR-Spektren (Tab. 3) ergaben Keto- und Carboxylgruppen nur für den Oldenburger Boden und

Amide ausschließlich für die russischen Böden. Der Aromatizitätsindex und der Oxidierungsgrad zeigen die Unterschiede in der SOM-Qualität.

Der HCl-resistente OC (Tab. 1), der die nicht aktive OC-Fraktion repräsentiert, war mit 49,3-75,1 % des TOC (im Mittel 61,5 %) in den E-Horizonten im gleichen Niveau wie in Plaggeneschen und Podsolen in Nordwesteuropa und höher als in Braunerden und Gleyen (Springob and Kirchmann, 2002). Die höchsten Gehalte traten aufgrund großer Mengen pyrogenen Kohlenstoffs im St. Petersburg Plaggenesch auf. Der H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-resistente OC (Tab. 1), der den pyrogenen Kohlenstoff repräsentiert, betrug 3,5-21,0 des TOC. Mit dem Mittelwert 10% des TOC war die Menge vom pyrogenen OC doppelt so groß als in nordwesteuropäischen Plaggeneschen (Springob and Kirchman, 2002). Die höchsten Konzentrationen im Tiefbereich 20-40 cm im Oldenburger Boden sprechen für die unregelmäßige Akkumulationsbedingungen des pyrogenen OC im Laufe der Plaggenwirtschaft. Der HF-lösliche OC (Tab. 1), der die an Mineralen gebundene Fraktion repräsentiert, war 7,0-50,5 % des TOC; die geringsten Anteile, wurden im St. Petersburg Plaggenesch gefunden. Die Untersuchung der OC Substanz in den Komgrößenfraktionen (Abb. 4) ergaben die höchsten Konzentrationen in der Feinschluff- und Tonfraktion; abnehmende Anteile in der Abfolge Oldenburg, Arkhangesk, St. Petersburg stehen in Relation mit kürzeren Anwendungszeiten der Plaggenwirtschaft in gleicher Sequenz.

Tabelle 2: Organischer C-Gehalt und C/N-Verhältnis in den Dichtefraktionen (d < 2 g cm<sup>-3</sup> and d > 2 g cm<sup>-3</sup>) der untersuchten Plaggenesche aus Oldenburg, Archangelsk und St.Petersburg.

Tiefe, cm	Dichtefraktion, d < 2 g cm <sup>-3</sup>		Dichtefraktion, d > 2 g cm <sup>-3</sup>	
	OC, % of TOC	C/N	OC, % of TOC	C/N
<b>Profil 1 Oldenburg</b>				
0 - 10	62,7	16,8	37,3	18,3
10 - 20	58,7	18,6	41,3	17,0
20 - 30	55,2	20,5	44,8	18,9
30 - 40	57,3	17,3	42,7	13,9
40 - 50	66,6	20,8	33,4	15,4
50 - 60	68,4	21,3	31,6	19,7
60 - 70	64,7	24,2	35,6	21,7
<b>Profil 2 Archangelsk</b>				
0 - 10	74,9	12,7	25,1	10,9
10 - 20	68,7	12,3	31,6	14,0
20 - 30	57,4	12,0	42,6	13,7
30 - 40	62,3	12,4	37,7	11,0
40 - 50	39,1	22,5	60,9	9,9
<b>Profil 3 St. Petersburg</b>				
0 - 10	60,1	18,4	39,9	12,3
10 - 20	64,0	18,8	36,0	11,6
20 - 30	61,4	18,2	38,6	12,1
30 - 40	56,1	18,4	43,9	14,5
40 - 50	51,9	19,5	48,1	15,3

Der OC-Gehalt der schweren Fraktion (> 2 g cm<sup>-3</sup>) war durchschnittlich 40 % des TOC mit großen Polysaccharidgehalten. Die mikrobiell resynthesierten Polysaccharide in der schweren Fraktion (Beudert, 1988) und in den Fraktionen < 6 µm (Guggenberger et al., 1994; Kiem et al., 2003) bilden den stabilen OC-Pool durch ihre Bindung an Mineralien (Kiem et al., 2003). Es scheint möglich, daß die Plaggenwirtschaft selbst zur Stabilisierung organischen Kohlenstoffs durch eine Intensivierung der Umwandlungsprozesse während der Kompostierung beigetragen hat. Weder die IR-

Spektren noch die untersuchten OC-Fraktionen veränderten sich mit zunehmender Tiefe innerhalb der E-Horizonte. Neben den Unterschieden in einigen OC-Fraktionen und OC-Qualitäten zeichnen sich die untersuchten Plaggenesche durch eine große Humusstabilität aus, deren Ursache möglicherweise die lang andauernde Plaggenwirtschaft ist.

Tabelle 3: Prozentuale Anteile der funktionellen Gruppen in den Dichtefraktionen (d < 2 g cm<sup>-3</sup> und d > 2 g cm<sup>-3</sup>) der untersuchten Plaggenesche aus Oldenburg, Archangelsk und St.Petersburg (Mittelwerte aus den allen Tiefbereichen).

Bande Wellenzahl cm <sup>-1</sup>	Angeregte Schwingungen	Standort	Dichtefraktion d < 2 g cm <sup>-3</sup> , %	Dichtefraktion d > 2 g cm <sup>-3</sup> , %
3400	O-H- Streckachwingung	Oldenburg	34,9	20,9
		Archangelsk	37,5	19,6
		St. Petersburg	33,1	10,1
2920	Aliphatische CH <sub>2</sub> - Streckachwingung	Oldenburg	15,2	13,3
		Archangelsk	7,5	3,0
		St. Petersburg	7,7	1,9
2850	Aliphatische CH <sub>2</sub> - Streckachwingung	Oldenburg	10,0	8,6
		Archangelsk	Kam nicht vor	Kam nicht vor
		St. Petersburg	Kam nicht vor	Kam nicht vor
1720	C=O-Streckachwingung in Carboxyl-, Ketogruppen	Oldenburg		9,2
		Archangelsk		Kam nicht vor
		St. Petersburg		Kam nicht vor
1620	Aromatische C=C-Bindungen	Oldenburg	10,7	10,7
		Archangelsk	21,1	10,8
		St. Petersburg	16,6	6,9
1530	Amid-II-Bande (C=N-Streckachwingung)	Oldenburg	Kam nicht vor	
		Archangelsk		3,2
		St. Petersburg		0,8
1380	O-H-Deformation und C-O- Streckung in Phenolen	Oldenburg	6,5	Kam nicht vor
		Archangelsk	7,1	
		St. Petersburg	4,7	
1030	C-O-Streckachwingungen in Polysacchariden und Si-O-Streckachwingung	Oldenburg	22,9	36,4
		Archangelsk	28,3	61,2
		St. Petersburg	45,9	80,2
1620/2920	Aromatizitätsindex	Oldenburg	0,6	0,8
		Archangelsk	2,8	3,7
		St. Petersburg	2,2	3,7
1620/1720	Oxidierungsgrad	Oldenburg	Kam nicht vor	1,1
		Archangelsk		Kam nicht vor
		St. Petersburg		Kam nicht vor

**Literatur**

Beudert, G. (1988): Mikromorphologische, nasschemische und <sup>13</sup>C-NMR-spektroskopische Kennzeichnung der organischen Substanz von Waldhumusprofilen nach Dichtefraktionierung. *Bayr. Bodenk. Ber.* 8, 1-133.

Blume H-P., Leinweber P. (2004): Plaggen Soils: landscape history, properties and classification. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 167, 319-327.

Driessen, P., Deckers, J., Spaargaren, O., Nachtergaele, F. (2001): Lecture notes on the major soils of the world. *World Soil Res. Rep.* Rome.

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. *Eur. J. Soil Sci.* 45, 449-458.

Kalinina, O., Chertov, O., Nadporozhskaya, M., Tolksdorf-Lienemann, E., Giani, L. "Characterisation and stability of the organic matter of Plaggic Anthrosols from Northwest Europe, Northwest and North Russia." *J. Plant Nutr. Soil Sci.*

Kiem, R., Kögel-Knabner, I. (2003): Contribution of lignin and polysaccharides to the refractory carbon pool in C-depleted arable soils. *Soil Biol. Biochem.* 35, 101-118.

Kobak, K.I. (1988): Biotic Components of Global Carbon Cycle. *Gidrometeoizdat, Leningrad.* (in Russian)

Springob, G., Kirchmann, H. (2002): C-rich sandy Ap horizons of specific historical land-use contain large fractions of refractory organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 34, 1571-1581.

## Freisetzung und Austrag von gelösten und kolloidalen Stoffen unter variablen Redoxbedingungen in Auenböden -Erste Ergebnisse-

B. Pagels, A. Fritzsche, K. U. Totsche und I. Kögel-Knabner

### 1. Einleitung

Überflutungsereignisse und damit anhaltende Überstauungen führen rasch zu anoxischen Bedingungen in Auenböden. Es stellt sich die Frage, welche Auswirkungen variable Redoxbedingungen auf den Austrag von gelösten und kolloidalen Stoffen inklusive organischer und mineralischer Schadstoffe haben.

Innerhalb des EU Projektes AquaTerra werden mittels Säulenversuchen diese Szenarien der Überflutung unter wassergesättigten Bedingungen und langsamen Fließgeschwindigkeiten von zeitlich variierenden Flussunterbrechungen simuliert. Die dabei ablaufenden Prozesse werden hinsichtlich ihrer chemischen Reaktionen (pH, Redoxpotential, CO<sub>2</sub>-Gehalte usw.) digital erfasst und der Effluent auf seine Stoffkomponenten untersucht.

### 2. Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet befindet sich am Fluss Mulde in Muldenstein, Sachsen-Anhalt. Dort kommt es jährlich zu Überflutungsereignissen, deren Überstauungen ca. 5 Tage bis 3-4 Wochen andauern können. In Anlehnung an die Feld-Situation wird folgendes Säulenversuchsdesign unter gesättigten Bedingungen vorgenommen:

- 2 Edelstahlsäulen, befüllt mit < 2mm Ah-Horizontmaterial (Abb.1); Bodentyp: Auengley
- Hintergrundlösung und Aufsättigung mit 1 mmol NaCl- Lösung
- Flussunterbrechungen von 77h - 40d
- Untersuchung von Transport und Quantifizierung von:
  - TOC und DOC, Trübe
  - Anionen, Kationen (z.B. As, Fe und Mn) Effluent gefiltert auf < 0.45µm (gelöste mobile Fraktion) und HCl behandelt (gesamte Fraktion)
  - Leitfähigkeit, Redoxpotential, CO<sub>2</sub>, pH (Online Messung, Einstabmessketten)
  - Organische Schadstoffe (PAKs) (in der Auswertung)

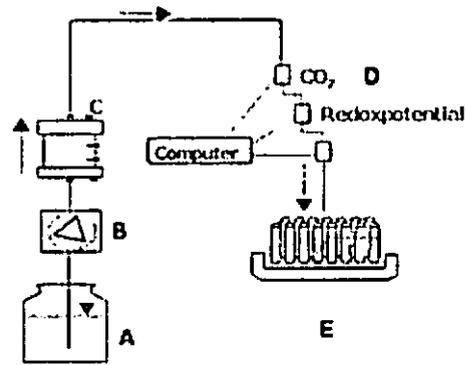


Abb. 1 Säulenversuchsaufbau: A Vorratsbehälter, B Peristaltikpumpe, C Edelstahlsäule, D Durchflusszellen plus online Einstabmessketten, E Fraktionssammler

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 TOC, DOC und Trübe

In Abb. 2 sind die TOC/DOC-Gehalte und die Trübe-Werte zwischen dem 20. und 40. durchflossenen Porenvolumen dargestellt. Nach jeder Flussunterbrechung ergibt sich ein Anstieg der DOC und TOC-Gehalte von 60 mg L<sup>-1</sup> auf über 100 mg L<sup>-1</sup>, wobei die zeitliche Dauer der Unterbrechungen keinen erheblichen Einfluss auf das Ausmaß der Konzentrationserhöhung hat. Ebenso sind die Konzentrationen des TOC und DOC (< 0.45µm) nahezu identisch. Die Ursachen für einen T/DOC Anstieg nach der Flussunterbrechung liegen in der längeren Verweildauer und der Kontaktzeit der Porenlösung mit der Bodenmatrix (MUNCH, 2002) und der damit verbundenen erhöhten mikrobiellen Aktivität sowie einer Anreicherung der Abbauprodukte. Ähnliche Phänomene treten bei den Trübedaten, ausgedrückt in Formazine Attenuation Units (FAU), auf. Bedeutend hierbei ist der extreme Anstieg nach der Flussunterbrechung von 40 Tagen auf 1200 FAU im Gegensatz zu den bei Fließgleichgewicht herrschenden Werten von 16 FAU und geringerer bis keiner Erhöhung bei den kürzeren Flussunterbrechungen.

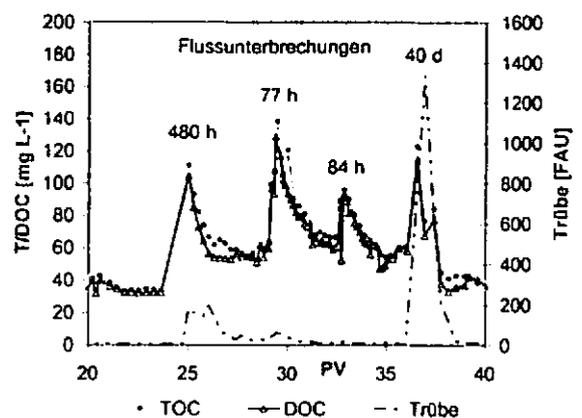


Abb. 2 TOC DOC Konzentrationen und Trübewerte nach unterschiedlichen Flussunterbrechungen.

### 3.2 Redoxpotential (Eh) und CO<sub>2</sub>

Anhand der Säulenversuche lässt sich feststellen, dass schon kurze Zeit nach der Wasseraufsättigung sich die Redoxpotentiale rasch auf Werte um die 200 mV einstellen. Ausgehend vom Redoxpotential befinden wir uns in einem anoxischen Bereich. Nach der Flussunterbrechung von 40 Tagen steigt die CO<sub>2</sub> Konzentration von einem Gleichgewichtswert von 20 mg L<sup>-1</sup> auf 140 mg L<sup>-1</sup> an. Hier liegt der Schluss nahe, dass unter diesen anoxischen Bedingungen für den mikrobiellen Stoffwechsel organische Substanz abgebaut und CO<sub>2</sub> freigesetzt wird und aufgrund des O<sub>2</sub> Mangels z.B. Mn als Elektronenakzeptors dient und dabei reduziert wird. Das Redoxpotential sinkt entsprechend von Eh 200 mV auf Eh -5 mV und steigt sukzessiv mit sinkenden CO<sub>2</sub>-Konzentrationen auf den Ausgangswert zurück.

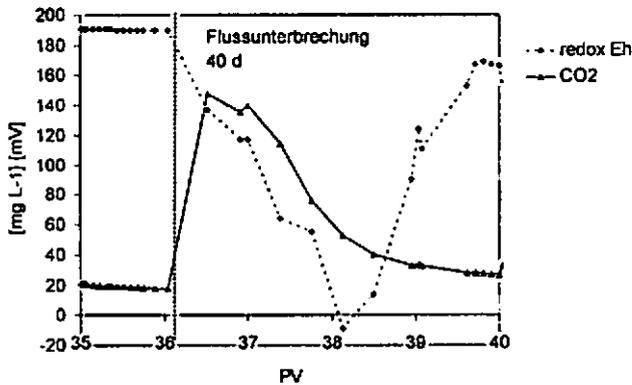


Abb. 3 CO<sub>2</sub> Konzentration und Redoxpotential nach 40-tägiger Flussunterbrechung

### 3.3 Austrag von As, Fe und Mn in der Fraktion < 0,45 µm

Betrachtet man unter gegebener Situation den Austrag von Fe, Mn und As, so wird deutlich, dass nach der Flussunterbrechung die Mn Fraktion < 0.45 µm (wir gehen hier von einem gelösten/reduzierten Zustand der betrachteten Elemente aus) von 5 mg L<sup>-1</sup> auf 20 mg L<sup>-1</sup> steigt und die Konzentrationen für Fe und As von 28 und 3 mg L<sup>-1</sup> auf 3 und 0.5 mg L<sup>-1</sup> sinken (Abb. 4). Dies lässt den Schluss zu, dass Mn während der Flussunterbrechung in der Säule angereichert und von Mikroorganismen reduziert wird. Dies bewirkt wiederum, dass Mn als Oxidationsmittel (SPARKS, 1995) Fe und daran gebundenes As oxidiert und die Konzentrationen des gelösten Fe und As abnehmen. Ist der Mn Pool als Oxidationsmittel erschöpft, werden die Eisenoxide und das As reduziert und deren Konzentration steigt mit zunehmender Mobilisierung an.

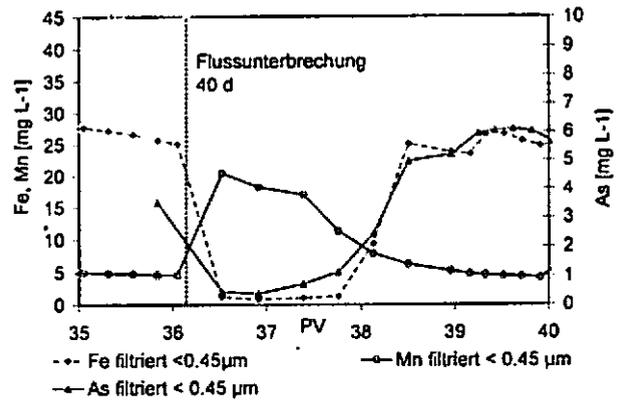


Abb. 4 Fe, Mn und As-Austrag in gelöster („reduzierter“) Form nach einer Flussunterbrechung

### 4. Zusammenfassung und Ausblick

Lang anhaltende Flussunterbrechungen führen zu einer verstärkten Interaktion von Bodenlösung und Bodenmatrix, damit zu einem erhöhten Stoffumsatz und entsprechend erhöhten Austrag von organischer Substanz bei gleichzeitig weiterer Abnahme des Redoxpotentials.

Redoxsensitive Elemente wie Fe, As und Mn können dabei zusammen mit DOC und TOC oder in kolloidalen Form mobilisiert werden. Betrachtet man die Möglichkeit, dass diese gekoppelt als organo-mineralische Komplexe vorliegen, so liegt die Annahme nahe, dass mit ihnen auch organische Schadstoffe (PAKS) mit ausgetragen werden und so in das Grundwasser gelangen können.

#### Dank

Für die finanzielle Unterstützung durch das EU-Projekt AquaTerra.

#### Literatur

- Sparks, D. L. (1995): Environmental soil chemistry; ISBN/ISSN: 0-12-656445-0
- Grolimund D., Borkovec M. (2005): Colloid-facilitated transport of strongly sorbing contaminants in natural porous media: Mathematical modeling and laboratory column experiments. Environmental Technology 39
- Munch J. M., Totsche K. U., Kaiser K. (2002): Physicochemical factors controlling the release of dissolved organic carbon from columns of forest subsoils European Journal of Soil Science 53 (2): 311-320

# Die kleinräumige Verteilung kohligler Substanz und ihr Einfluss auf chemische Eigenschaften von Kippenböden

Wolfgang Schaaf und Birgit Wecker<sup>1</sup>

## Einleitung

Kohlehaltige Böden von Braunkohletagebaukippen sind gekennzeichnet durch eine andersartige geologische Zusammensetzung und technologische Verkipfung der Abraumsedimente, die das Ausgangssubstrat für die Bodenentwicklung bilden. Besondere Merkmale sind eine kleinräumige Heterogenität von chemischen und physikalischen Eigenschaften, die besonders durch die Gehalte an geogener kohligler Substanz hervorgerufen wird (Rumpel et al., 1998). Auf kurzen Distanzen bestehen lokale Ungleichgewichte in Gehalten, Konzentrationen und Potenzialen, die Elementumsatz und Stoffverlagerung beeinflussen und durch Prozesse der Bodenentwicklung langfristig verstärkt werden können.

Der kohligen, fossilen organischen Substanz kommt große Bedeutung für die Kationenaustauschkapazität (KAK) sowie für die Wasser- und Nährstoffspeicherung in den meist sandigen Substraten zu (Schaaf et al. 2001; Schaaf et al. 2004).

Erste eigene Untersuchungen zum Chemismus der Bodenfest- und -lösungsphase sowie zum Wasser- und Stoffhaushalt zeigten eine extrem hohe räumliche und zeitliche Variabilität der Zustandsgrößen im Kippenboden an (Gast et al. 2001, Schaaf 2003).

Ziel der hier vorgestellten Arbeiten war die Charakterisierung der Eigenschaften und Quantifizierung der kleinräumigen Verteilung von Sediment- und Bodenkomponenten am Beispiel eines rekultivierten und mit Kiefern aufgeforsteten kohlehaltigen Kippenstandorts.

## Material und Methoden

Die Untersuchungen fanden am Standort 'Bärenbrück' im Tagebau Jänschwalde statt, der 1977 verkippt und 1978 mit Kesselhausasche und Kalk (190 t CaO ha<sup>-1</sup>) melioriert wurde. Die Aufforstung mit Schwarzkiefer (*Pinus nigra*) erfolgte 1982. Am Bodenprofil des Kipp-Kohlelehmsandes sind unter einem Meliorationshorizont (bis etwa 40 cm Tiefe) schräg einfallende Kipprippenstrukturen deutlich unterscheidbar. Ein 3,64 m<sup>3</sup> umfassender Bodenmonolith (2,45 m Länge, 1,35 m Breite, 1,10 m Tiefe) wurde in 225 Bodenblöcke aus 45 Teilflächen von 27 cm Kantenlänge über 5 Tiefenstufen (0-16, 16-36, 36-56, 56-83, 83-110 cm) unterteilt. Die Blockproben wurden im Gelände durch Siebung in die Größenklassen <2 mm, 2-7 mm und >7 mm geteilt und gewogen.

An den so gewonnenen Proben wurden Wassergehalte, pH, elektrische Leitfähigkeit (EC), KAK<sub>eff.</sub>, Basensättigung (BS) und Gesamtelementgehalte bestimmt (vgl. Schaaf et al., 2004).

## Ergebnisse und Diskussion

Der Massenanteil der größeren kohliglen Brocken beträgt im nichtmeliorierten Unterboden im Mittel etwa

10 Gew.-% für die Fraktion > 7 mm und etwa 30 Gew.-% für die Fraktion 2 – 7 mm (Abb. 1). Im Oberboden sind die Anteile an kohliglen Brocken geringer als im Unterboden, da das Abraumsediment durch die Melioration mit rund 1360 t Kesselhausasche vermischt wurde (ca. 30 Massen-%). Die Kohlebrocken sind im Unterboden deutlich feuchter und im Oberboden häufig trockener als die umgebende Sandmatrix, wobei die zum Teil geringen Wassergehalte der Fraktion > 7 mm im Oberboden auf Schlackestücke zurückzuführen sind.

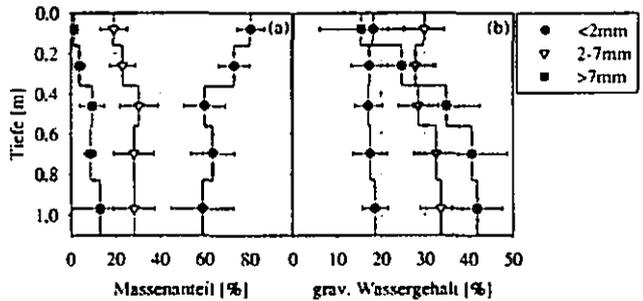


Abb. 1: Massenverteilung (a) und Wassergehalte (b) der 3 Größenfraktionen als Funktion der Tiefe (Mittelwerte und Standardabweichungen je Tiefenstufe, n = 45).

Die pH-Werte (Abb. 2a) liegen im Bodenmonolith zwischen 2,5 und 5,6 (n = 225), wobei Werte > 3,0 nur im meliorierten Oberboden auftreten. Die Streuung der Werte ist hier größer als im Unterboden. Der pH-Sprung zum versauerten Unterboden ist deutlich zu erkennen. Die elektrischen Leitfähigkeiten (Abb. 2b) des Kippenbodens variieren von 0,2 bis 4,3 mS cm<sup>-1</sup>. Die Werte nehmen generell mit der Tiefe zu. Die hohen Salzkonzentrationen können durch Prozesse der Pyritoxidation, Verwitterung von Primärmineralen und Lösung von Sekundärmineralen (z.B. Gips) erklärt werden (Schaaf 2001b). Geringere Leitfähigkeiten im Oberboden resultieren aus der Fällung von eisen- und aluminiumhaltigen Mineralphasen nach pH-Anhebung durch die Melioration sowie aus Auswaschungsprozessen von leicht löslichen Salzen (Schaaf 2003a). Die effektive Kationenaustauschkapazität (KAK<sub>eff</sub>) (Abb. 2c) nimmt mit der Tiefe ab. Im Oberboden

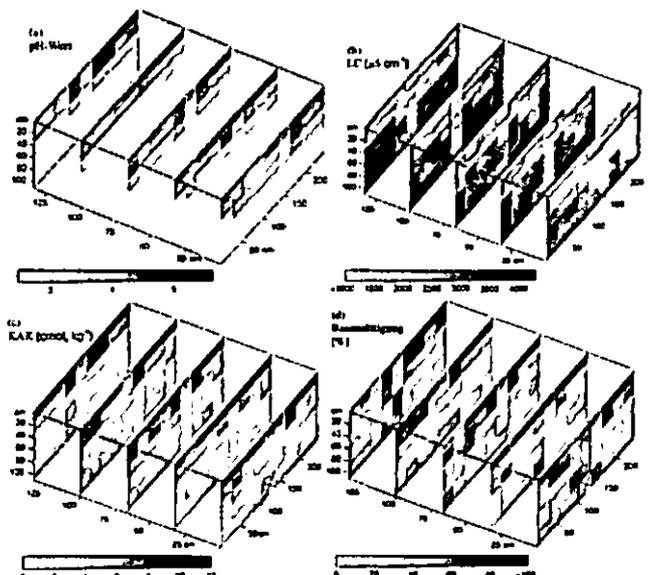


Abb. 2: 3D-Verteilung der (a) pH-Werte, (b) elektrischen Leitfähigkeit, (c) effektiven Kationenaustauschkapazität und (d) Basensättigung im Bodenmonolith an der Fraktion < 2 mm (☒ markiert nicht analysierte Proben)

<sup>1</sup> Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, BTU Cottbus, Konrad-Wachsmann-Allee 6, 03046 Cottbus, E-Mail: schaaf@tu-cottbus.de

ist die Heterogenität hoch (3,7 bis 31,5 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>). Unterhalb des Meliorationshorizontes beträgt die KAK<sub>eff</sub> 2 bis 8 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>. Die Basensättigung (Abb. 2d) liegt zwischen 9 % und > 100 %. Die höchsten Werte werden in der obersten Schicht gemessen und resultieren aus möglicherweise noch nicht gelöster Meliorationsasche. Die chemischen Parameter des Oberbodens zeigen deutlich die Beeinflussung durch die Aschemelioration, deren Einarbeitung offenbar inhomogen erfolgt ist und die räumliche Heterogenität des Kippbodens zusätzlich erhöht. Die Gehalte an Gesamtkohlenstoff (Abb. 3a) nehmen für alle Größenklassen mit der Bodentiefe ab und mit der Größe der Fragmente zu. Die räumliche Heterogenität ist in allen Tiefen am geringsten in der Größenklasse < 2 mm. Im Oberboden streuen die C<sub>t</sub>-Gehalte der Fraktion > 7 mm in einem weiten Bereich und erreichen Werte bis zu 50 %. Die Stickstoffgehalte (Abb. 3b) zeigen Verteilungsmuster mit der Tiefe und den Größenklassen, die sehr ähnlich zu Kohlenstoff sind.

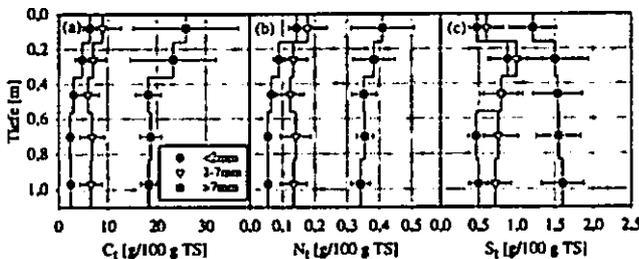


Abb. 2: Totalelementgehalte an Kohlenstoff(a), Stickstoff (b) und Schwefel(c) der Größenfraktionen als 1D-Funktion der Tiefe (n = 45 je Tiefe) (C<sub>t</sub>, N<sub>t</sub>, und S<sub>t</sub>-Gehalte der oberen zwei Tiefenstufen nach Bens et al., 2004).

„Frische“ relativ unverwitterte kohlige Substanz hat C<sub>t</sub>-Gehalte zwischen 16% und 20%. Ähnliche Gehalte werden auch in kohligem Brocken auf älteren Kippstandorten gefunden (Schaaf et al. 2001). Die zum Teil höheren C<sub>t</sub>-Gehalte der Fraktion > 7 mm im meliorierten Oberboden resultieren vermutlich aus inorganischem Kohlenstoff ungelöster Schlackereeste der Meliorationsasche. Für die größeren Brocken steigen oberhalb von 20 % C<sub>t</sub> die N<sub>t</sub>-Werte dagegen kaum noch an. Die Gesamtschwefelgehalte, S<sub>t</sub>, innerhalb des Monolithen liegen zwischen 0,13 % und 2,57 % (Abb. 3c). Die höchsten S<sub>t</sub>-Gehalte hat die Fraktion > 7 mm. Die höheren S<sub>t</sub>-Gehalte der 2. und 3. Tiefenstufe für die Feinbodenfraktion < 2 mm deuten möglicherweise auf eine Auswaschung von SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> aus dem Oberboden und Anreicherung in diesen Schichten als Gips hin. Hochgerechnet ergeben sich für den Standort Bärenbrück Gesamtvorräte von 638,4 t C ha<sup>-1</sup> 110 cm<sup>-1</sup>, 13,3 t N ha<sup>-1</sup> 110 cm<sup>-1</sup> und 84 t S ha<sup>-1</sup> 110 cm<sup>-1</sup> (Abb. 4). Damit liegen die Vorräte in diesem jungen Kippboden 35 Jahre nach Verkipfung um ein Vielfaches über denen in natürlich gewachsenen Böden der Region (Weisdorfer et al. 1998).

**Zusammenfassung**

- Verkippungstechnik, Mischung verschiedener geologischer Substrate und Meliorationsmaßnahmen führen zu einer ausgeprägten klein-räumigen Heterogenität in Kippböden
- Hauptursache der Heterogenität ist die Menge, Größe und Verteilung der geogenen organischen Substanz und deren geochemische und physikalische Eigenschaften.

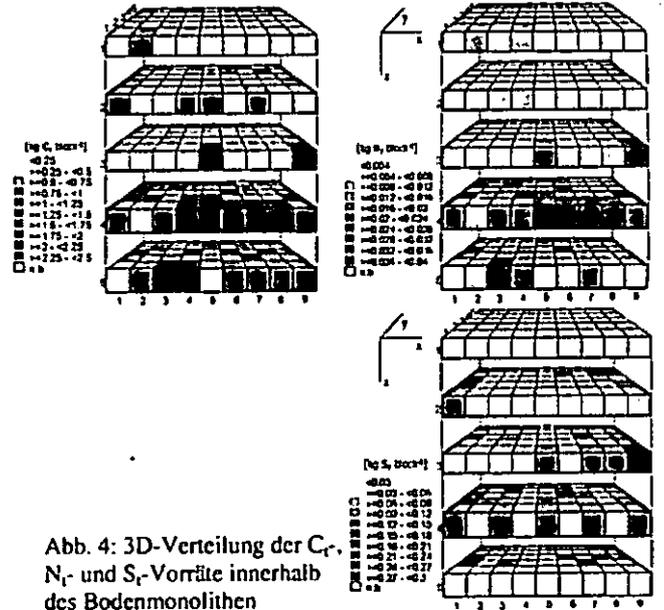


Abb. 4: 3D-Verteilung der C<sub>t</sub>, N<sub>t</sub>- und S<sub>t</sub>-Vorräte innerhalb des Bodenmonolithen

- Die Skelettfraction stellt eine wichtige physikochemisch reaktive Fraktion in Kippböden dar und muss bei der Beurteilung und Prognose von Bodenentwicklung, Stoffhaushalt, Baumwachstum sowie Wasser- und Nährstoffversorgung berücksichtigt werden (Schaaf and Hüttl, 2005).
- Die initiale Bodenentwicklung führt zu raschen Veränderungen der Bodenfest- und -lösungsphase.

**Literatur**

Gast, M., Schaaf, W., Wilden, R., Scherzer, J., Schneider, B. U. and Hüttl, R. F. 2001: Water and element budgets of pine stands on lignite and pyrite containing mine soils. *J. Geochem. Exploit.* 73, 63-74.

Rumpel, C., Knicker, H., Kögel-Knabner, I., Skjemstad, J. O. and Hüttl, R. F. 1998: Types of chemistry of organic matter in reforested lignite - rich mine soils. *Geoderma* 86, 123-142.

Schaaf, W. and Hüttl, R. F., 2005: Soil chemistry and tree nutrition of restored post-mining sites. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168, 483-488.

Schaaf, W., Gerke, H. H., Wecker, B., Einecke, M., Hüttl, R. F., 2004: Lokale Ungleichgewichte und damit verbundene bodenchemische und -hydrologische Prozessdynamik als Merkmale des Stoffhaushalts gestörter Standorte. In: R. F. Hüttl und W. Gerwin (Hrsg.). *Entwicklung und Bewertung gestörter Kulturlandschaften. Fallbeispiel Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. Cottbuser Schriften zur Ökosystemgenese und Landschaftsentwicklung* 2, 7-48.

Schaaf, W. 2003: Leaching induced changes in substrate and solution chemistry of mine soil microcosms. *Water Air and Soil Pollut.* 3(1), 139-152.

Schaaf, W., Neumann, C. and Hüttl, R. F. 2001: Actual cation exchange capacity in lignite containing pyritic mine soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 164, 77-78.

Schaaf, W. 2001: What can element budgets of false-time series tell us about ecosystem development on post-lignite mining sites? *Ecol. Eng.* 17, 241-252.

Weisdorfer, M., Schaaf, W., Blechschmidt, R., Schütze, J., and Hüttl, R.F., 1998: Soil chemical response to drastical reductions in deposition and its effects on the element budgets of three Scots pine ecosystems with different pollution history in NE-Germany. in: Hüttl, R. F. and Bellmann, K. (Eds.): *Changes in atmospheric chemistry and effects on forest ecosystems. Nutrients in Ecosystems Vol. 3*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 187-225.

## Röntgenspektromikroskopische Methoden zur Erfassung der Schwefel-Bindungsformen in einer Braunerde-Stagnogley-Niedermoor-Toposequenz

Nora Tyufekchieva<sup>1</sup>, Jörg Prietzel<sup>1</sup>,  
Jürgen Thieme<sup>2</sup>, Ingrid Kögel-Knabner<sup>1</sup>  
David Paterson<sup>3</sup>, Ian McNulty<sup>3</sup>

### Einleitung

Trotz des in den letzten Jahrzehnten zu beobachtenden Rückgangs des atmosphärischen Schwefel-Eintrags in zahlreiche mitteleuropäische Waldökosysteme sind im Waldboden immer noch beträchtliche Mengen an Schwefel gespeichert. Die Remobilisierung des im Boden gebundenen Schwefels wird noch Jahrzehnte lang den Chemismus nachgeschalteter aquatischer Ökosysteme prägen. Um die Remobilisierungsprozesse zuverlässig vorhersagen zu können ist eine verlässliche, nach Bindungsform differenzierende Bodenschwefel-Analytik nötig. Zwar existieren zahlreiche analytische Methoden zur Erfassung verschiedenartiger S-Bindungsformen in Boden; diese sind allerdings i.d.R. unbefriedigend, da sie meist keine genaue Zuordnung der operationell definierten Fraktionen zu spezifischen S-Verbindungen zulassen. Hinzu kommt noch die geringe Genauigkeit und Präzision sowie der hohe Arbeitsaufwand der konventionellen Methoden.

Eine vielversprechende neuartige Möglichkeit zur S-Spezifizierung in Böden stellen röntgenspektromikroskopische Methoden, insbesondere die synchrotronstrahlenbasierte Sulfur K edge Near Edge X-Ray Absorption Fine Structure Spectroscopy (NEXAFS/XANES) dar (Prietzel et al., 2003). Das Prinzip dieser Methoden beruht auf der Tatsache, dass die Feinstruktur der Röntgen-Absorptions- und Fluoreszenzspektren einer S-haltigen Bodenprobe charakteristisch für die verschiedenen Bindungszustände der enthaltenen S-Atome ist; die Energieposition des Absorptions- bzw. Fluoreszenzsignals korreliert mit dem elektronischen Oxidationszustand der S-Atome.

Ziel unserer Arbeit war es, die Röntgenspektroskopie als Methode zum Studium der Schwefel-Spezifizierung in oxidischen und anoxischen Böden einer Toposequenz mit unterschiedlichem Grundwassereinfluss einzusetzen. Unsere Arbeitshypothese lautete, dass ein unterschiedlich starker Veräussungsgrad des Bodens sich auf den Schwefelumsatz im Boden auswirkt und daher zu verschiedenartigen Schwefelbindungsformen führt. Desweiteren sollte getestet werden, inwieweit die Wahrung anoxischer Bedingungen bei Probenahme und Probenaufbereitung wichtig ist, um artifizielle Veränderungen oxidationslabiler S-Bindungsformen zu vermeiden.

Die untersuchte Bodentoposequenz befindet sich im Einzugsgebiet des Lehstenbaches im Fichtelgebirge (Abb. 1).

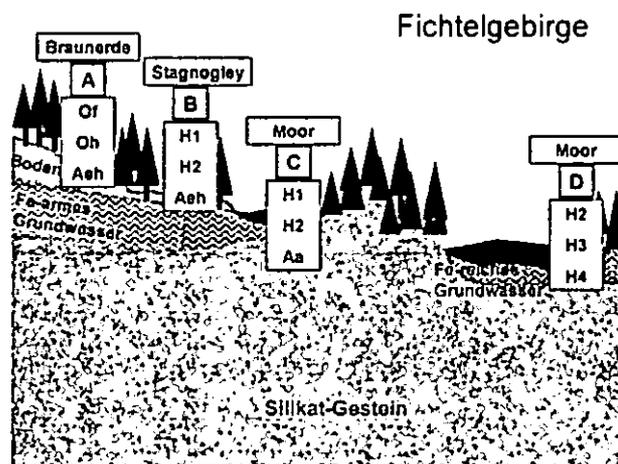


Abb. 1: Lage der untersuchten Bodenprofile

An den Profilen A bis D wurden jeweils Proben aus drei Bodenhorizonten entnommen. Die Probenahme und Probenaufbereitung (Trocknen, Mahlen) erfolgte in einer Variante unter N<sub>2</sub>- bzw. Ar-Atmosphäre und strikter Wahrung anoxischer Bedingungen, in einer Vergleichsvariante konventionell unter „Normal-Luft“. Die röntgenspektromikroskopischen Analysen wurden an der Beamline ID-2B der Advanced Photon Source (APS) am Argonne National Laboratory durchgeführt (Thieme et al., 2005).

Zur besseren Visualisierung der Ergebnisse wurden die Schwefel-Verbindungen in drei Gruppen zusammengefasst: (1) Reduzierte S-Verbindungen (v.a. anorganische und organischen Sulfide), (2) Intermediäre S-Verbindungen (v.a. Sulfoxide) und (3) Oxidierte S-Verbindungen (v.a. Sulfite, Sulfone, Sulfonate und Sulfate).

<sup>1</sup> Lehrstuhl für Bodenkunde, Technische Universität München

<sup>2</sup> Institut für Röntgenphysik, Universität Göttingen

<sup>3</sup> Advanced Photon Source, Argonne National Laboratory, Argonne, USA

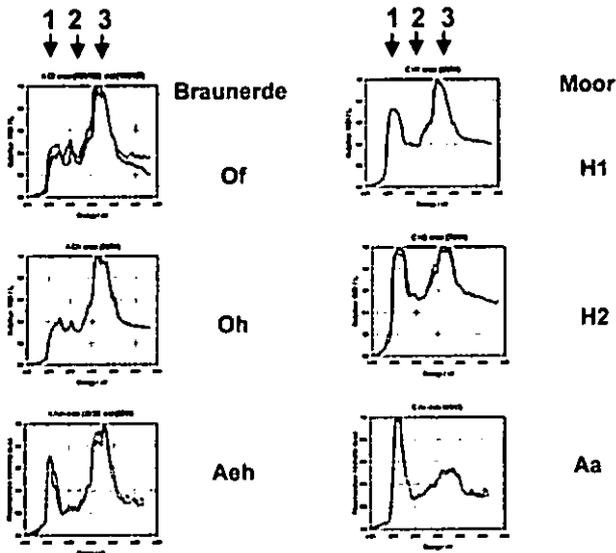


Abb. 2: Vergleich der XANES-Spektren von Oberbodenproben der Profile A (Braunerde) und C (Niedermoor).

Die XANES-Spektren vergleichbarer Horizonte der Profile A und C (Abb. 2) zeigen, dass der Anteil reduzierter S-Bindungsformen mit zunehmenden Grundwassereinfluss ansteigt, so z.B. von 44% in im Of-Horizont der Braunerde (Profil A) auf 53% im H1-Horizont des Niedermoors (Profil C). Auch mit zunehmender Tiefe ist ein Anstieg des Anteils reduzierter S-Bindungsformen am Gesamt-S-Pool des Bodens zu verzeichnen; z.B. steigt deren Anteil im Niedermoor von 53% im H1-Horizont auf 68% im Aa-Horizont (Abb. 3).

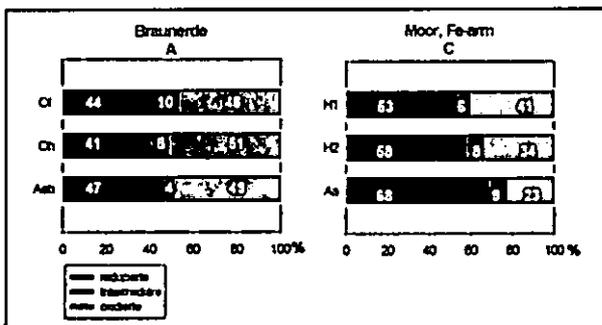


Abb. 3: Anteile reduzierter, intermediärer und oxidierter S-Bindungsformen in den Profilen A (Braunerde) und C (Niedermoor).

Ein Vergleich der XANES-Spektren des Aa-Horizonts von Profil C nach Bodenaufbereitung unter Wahrung anoxischer Bedingungen bzw. mit konventioneller, „oxischer“ Technik zeigt für die unter Luftzutritt gewonnene Probe einen deutlich erhöhten Anteil oxidierten Schwefel-Verbindungen (Abb. 4).

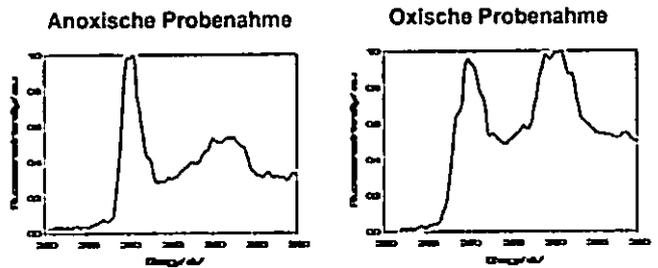


Abb. 4: Vergleich der XANES-Spektren des Aa-Horizonts von Profil C unter anoxischer Probenahme (a) und oxischer Probenahme (b).

### Zusammenfassung

- Die Röntgen-Spektroskopie (Sulfur K edge Near Edge X-Ray Absorption Fine Structure Spectroscopy; NEXAFS/XANES) ermöglicht eine schnelle, direkte Erfassung verschiedenartiger Schwefel-Bindungsformen in oxischen und anoxischen Böden; die erhaltenen Spektren sind von sehr guter Reproduzierbarkeit. Die Differenzierung und Quantifizierung von S-Bindungsformen mit ähnlicher Oxidationszahlen der Schwefelatome, wie z.B. Mono-, Di- und Polysulfide, ist problematisch, eine Zusammenfassung dieser Komponenten in Gruppen daher sinnvoll.
- Ein steigender Grundwassereinfluss und ein demzufolge sinkendes mittleres Redoxpotential in den untersuchten Böden geht mit einer Zunahme des Anteils reduzierter Schwefel-Bindungsformen einher.
- Die Wahrung anoxischer Bedingungen bei Probenahme, -aufbereitung und -lagerung ist wichtig, um artifizielle Veränderungen der Schwefelverbindungen zu vermeiden.

### Literatur:

- Prietzl, J., Thieme, J., Neuhäusler, U., Susini, J. und Kögel-Knabner, I. (2003): Speciation of sulphur in soils and soil particles by X-ray spectromicroscopy. *European Journal of Soil Science* 54, 423.
- Thieme, J., Prietzl, J., Tyufekchieva, N., Paterson, D. McNulty, I (2005): Speciation of Sulfur in oxic and anoxic soils using X-ray spectromicroscopy. *Proceedings 8<sup>th</sup> International Conference on X-ray microscopy 2005*, Egret Himeji, Japan.

# Schadstoffdynamik in Auenböden unter variablen Redox-Bedingungen: Einfluss von kolloidalem Transport

Frank-Andreas Weber\*, Andreas Voegelin, und Ruben Kretzschmar

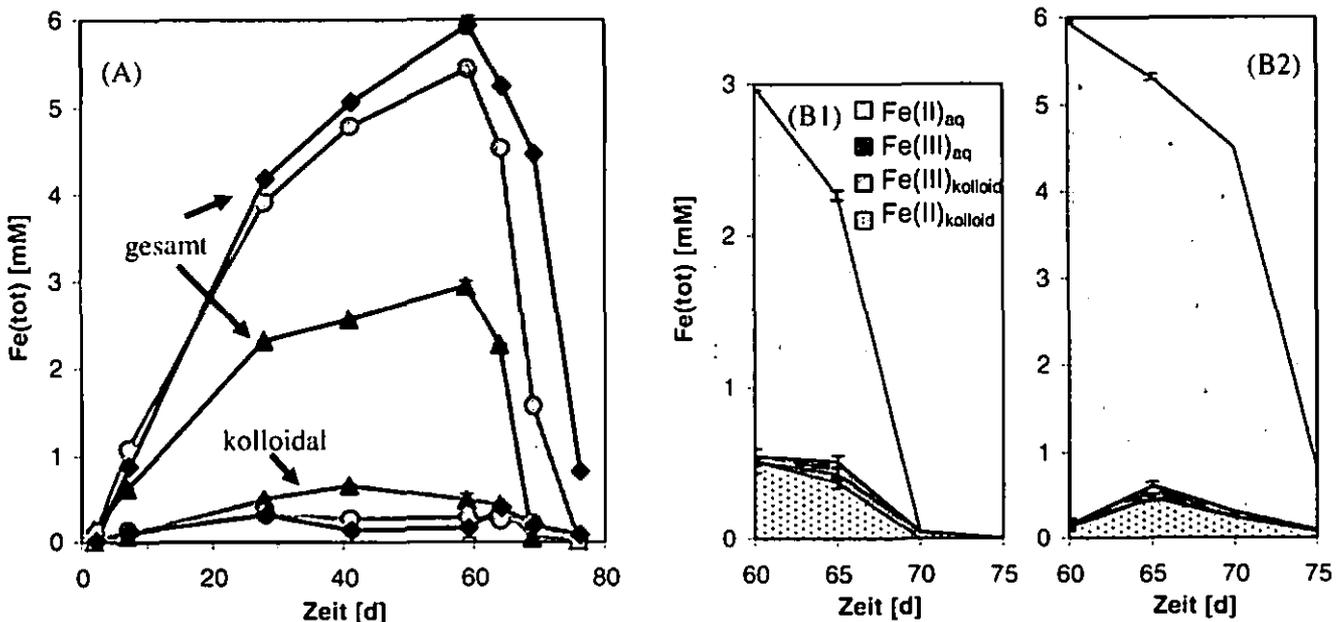
**Einleitung.** Die Überflutung von Flussauen bei Hochwasser kann selbst in ansonsten gut durchlüfteten Auenböden vorübergehend zu Sauerstoffarmut und reduzierenden Bedingungen führen, die nachhaltig auch die Dynamik von Schadstoffen in diesen Böden bestimmen. Die Mobilität von anorganischen Schadstoffen kann sowohl direkt über ihren Redoxzustand (z.B. As(V)/As(III)) als auch indirekt über die Stabilität ihrer Sorbenten (z.B. Auflösung von Eisenoxiden) beeinflusst werden. Die Bedeutung von kolloidalen Sorbenten als weiterer Mechanismus für die Verlagerung von Schadstoffen ist für oxische Bedingungen demonstriert (Kretzschmar et al., 1999), ihr Beitrag unter variablen Redox Bedingungen ist dagegen unklar.

Für die Reduktionsphase verfolgen wir die Hypothese, dass neben gelöstem Fe(II) hohe Sulfid oder/und Karbonat Konzentrationen zur Übersättigung von  $FeS_x$  (z.B. Mackinawit) oder/und  $FeCO_3$  Phasen (z.B. Siderit) führen, die in der Porenlösung als kolloidale Partikel ausfallen und zur Mobilität von adsorbierten oder mitgefällten Schadstoffen beitragen. Für die Oxidationsphase erwarten wir kolloidale Fe(III)-hydroxid Ausfällungen nur solange Fe(II) vorwiegend homogen in der Porenlösung oxidiert, während bei Dominanz der autokatalytische Fe(II) Oxidation auf der Oberfläche von immobilen Eisenoxidphasen keine Kolloide erzeugt werden.

\* Eidgenössische Technische Hochschule (ETH) Zürich, Institut für Terrestrische Ökologie, CHN F73.1, CH-8092 Zürich, Schweiz.  
E-mail: frank-andreas.weber@env.ethz.ch

Ziel dieser Arbeit im Rahmen des EU-Projekts AQUA-TERRA ist es daher, die Bildung und Stabilität von Fe(II) und Fe(III) Kolloiden in einem zeitweise überfluteten Auengley unter kontrollierten Bedingungen zu untersuchen und den Einfluss von kolloidalen Transportprozessen auf die Verlagerung von ausgewählten Schadstoffen (As, Cd, Pb) im Vergleich zu anderen Mobilisierungsmechanismen zu bestimmen.

**Material und Methoden.** Ein Überflutungs- und Drainagezyklus wurde in einem Mikrokosmos Experiment simuliert. Dazu wurde der aAh Horizont eines Auengleys an der Mulde oberhalb von Bitterfeld in Sachsen-Anhalt beprobt (mittelschluffiger Ton,  $pH_{CaCl_2}=5.5$ ;  $KAK_{eff}=215$  mmol<sub>c</sub>/kg), der mit Schadstofffrachten aus dem Erzgebirge belastet ist (As=296mg/kg; Cd=17mg/kg; Pb=382mg/kg) und bisweilen einmal im Jahr überflutet wird (Brandt, 2003). Die homogenisierte Bodenprobe (Höhe 8,5cm; 1,5kg Bodenmaterial gesiebt auf 200-2000 $\mu$ m; Porenvolumen 1,7L), wurde im Mikrokosmos mit einem synthetischen Flusswasser überstaut, für 59d bei 20°C inkubiert, und anschließend mit 1,5mm/d innerhalb von 17d bis zur Feldkapazität drainiert. Während des ganzen Experiments wurde regelmäßig Porenwasser in 3 Tiefen (1,5cm( $\blacktriangle$ ); 4,5cm( $\bullet$ ); 7,5cm( $\blacklozenge$ ); Symbole beziehen sich auf Abb. 1&2) mit offenporigen Saugkerzen ( $\sim 15\mu$ m) beprobt und auf gelöste Stoffe und kolloidale Partikel analysiert. Für die Beprobung wurde eine Methodik entwickelt, die es erlaubt, unter strikt anoxischen Bedingungen Porenwasser abzuziehen und zu filtrieren. Der kolloidale Anteil wurde operationell als die Fraktion definiert, die durch einen 0.025 $\mu$ m Zellulosenitrat Filter (Schleicher&Schuell) abgetrennt werden kann, und wurde berechnet aus der Differenz zwischen der unfiltrierten und filtrierten Probe. Elementgehalte wurden mit ICP OES und TOC gemessen. Die Redox-Spezifizierung von Fe wurde photometrisch mit der Phenanthrolin Methode, die von As mit einer selektiven Hydrid-Generation am ICP OES bestimmt. Darüber hinaus wurde der maximale Durchmesser der Kolloide und ihr  $\zeta$ -Potenzial mit dynamischer und elektrophoretischer Lichtstreuung abgeschätzt.



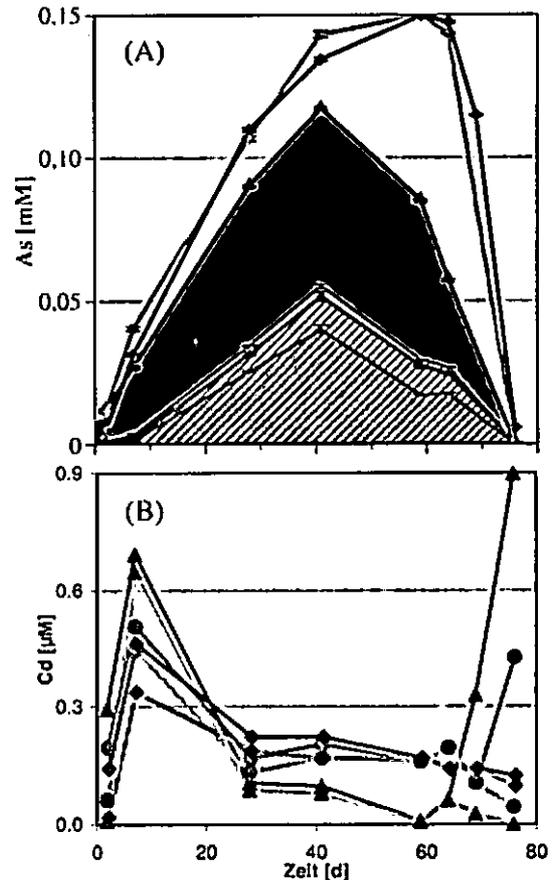
**Abb. 1:** (A) Gesamt Fe (durchgezogen) und kolloidales Fe (gepunktete Linie) während der Überflutung (Tag 0-59) und Drainage (Tag 60-77) in der oberen ( $\blacktriangle$ ), mittleren ( $\bullet$ ) und unteren ( $\blacklozenge$ ) Saugkerze. (B) Redox Spezifizierung von Fe während der Drainage in der oberen (B1) und der unteren (B2) Saugkerze. Gepunktete Flächen zeigen die kolloidale Fraktion.

**Ergebnisse und Diskussion:**

**Bildung von Fe Kolloiden.** Hohe mikrobielle Aktivität führte nach Überflutung der Bodensäule rasch zu reduzierenden Verhältnissen, manifestiert durch einen Anstieg der gesamt Fe(tot) Konzentrationen (durchgezogene Linien in Abb. 1A) auf bis zu 6mM. In der obersten Saugkerze blieb die Fe(tot) Konzentrationen wahrscheinlich wegen Diffusion in den Überstand geringer. Der pH stieg von 6,2 auf 6,8 an. Entscheidend ist nun die Beobachtung aus den Filtrationsversuchen, dass 0,3 bis 0,7 mM Fe in kolloidaler Form vorlag (gepunktete Linien in Abb. 1A), wobei der relativ höchste Kolloid Anteil in der obersten Saugkerze auftrat. Dagegen wurde bei den Erdalkalimetallen kein, bei Mn nur ein äußerst geringer kolloidaler Anteil nachgewiesen. Weitere Messungen deuten darauf hin, dass das kolloidale Fe als Fe(II) vorlag (gepunktete Flächen in Abb. 1B), und dass die Kolloide einen Durchmesser von bis zu 500nm und ein negatives  $\zeta$ -Potenzial aufwiesen. Während wir zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch keine definitive Aussage über die Zusammensetzung und Mineralogie der beobachteten Fe(II) Kolloide machen können, deuten ein Anstieg der Sulfat Konzentrationen und ein Abfall im pH während der Drainage auf die oxidative Auflösung von Sulfid Phasen hin, die sich während der Überflutung gebildet haben könnten. Aufgrund der negativen Oberflächenladung von Fe(II)-sulfiden ( $pH_{pzc}$  1-3; Bebie et al., 1998) ist in einer weitgehend negativ geladenen Bodenmatrix selbst in saurem Böden eine relativ hohe Kolloidstabilität zu erwarten. Während der Drainage ist zu beobachten, dass gelöstes Fe(II) zunächst in der oberen, später auch in der unteren Saugkerze wahrscheinlich durch autokatalytische Oxidation aus der Porenlösung entfernt wurde, ohne Fe(III)-hydroxid Kolloide zu bilden (Abb. 1).

**Bedeutung der Fe(II) Kolloide für den Schadstofftransport.** Während der Reduktion der Bodensäule traten sehr hohe As(tot) Konzentrationen von über 0,1mM auf (Abb. 2A; TVO Grenzwert 0,1 $\mu$ M). Die Ergebnisse der Kolloiduntersuchung und Redoxspezierung zeigen, dass ein bedeutender Anteil von 10-40% des As kolloidal vorlag, davon der Großteil des As(V), aber auch ein bemerkenswerter As(III) Anteil. Das hohe molare Verhältnis in der kolloidalen Fraktion von As(III) : Fe(II) = 1:16 deutet darauf hin, dass As(III) nicht nur an die Fe(II) Kolloide adsorbiert sondern in die Fe(II) Mineralstruktur eingebaut wurde. In der Literatur wird berichtet, dass adsorbiertes oder mitgefälltes As zur Stabilität von Mackinawit Phasen beitragen kann (Wolthers, 2003). Cd (Abb. 2B) und Pb (nicht gezeigt) lagen in der Reduktionsphase zu >90% kolloidal vor. Während Pb in der Drainagephase nach Auflösung der Kolloide immobilisiert, wird Cd als gelöste Spezies im Porenwasser freigesetzt (Abb. 2B). Aufgrund der geringen Löslichkeiten von PbS und CdS ist denkbar, dass diese Elemente in der Reduktionsphase auch als eigenständige Sulfid Kolloide vorlagen.

**Schlussfolgerung und Ausblick.** Während eines simulierten Überflutungs- und Drainagezyklus haben wir im reduzierten Porenwasser eines kontaminierten Auen-gleys 0,3 bis 0,7 mM Fe(II) Kolloide nachgewiesen, die möglicherweise aus Fe(II)-sulfid Partikeln vorlagen. Anhand der Verteilung und Spezierung von As, Cd und Pb konnten wir ebenfalls die Bildung einer kolloidalen Schadstofffraktion zeigen, deren Verhalten sich konsistent mit sulfidischen Kolloiden erklären lässt. In weiteren



**Abb. 2:** (A) Redox Spezierung des kolloidalen As in der oberen (▲) Saugkerze. Dunkle Flächen zeigen As(III), helle As(V). Die Schraffur umfasst die kolloidale Fraktion. Zusätzlich sind Gesamt As in der mittleren (●) und unteren (◆) Saugkerze angegeben. (B) Gesamt Cd und kolloidales Cd während der Überflutung (Tag 0-59) und Drainage (Tag 60-77). Die Symbolik entspricht Abb. 1A.

Mikrokosmen Experimenten werden wir versuchen, die Mineralogie der beobachteten Fe(II) Kolloide mittels Elektronenmikroskopie und Synchrotronspektroskopie aufzuklären. Sollte sich die Bildung von mobilen sulfidischen Kolloiden in Böden bestätigen, könnte angesichts der hohen Affinität, die eine Reihe von anorganischen Schadstoffen für Sulfid Phasen in anoxischen Sedimenten zeigen (Morse und Luther, 1999), kolloidaler Transport einen deutlichen Einfluss auf die Schadstoffmobilität unter variablen Redox Bedingungen ausüben.

**Literatur.**

Bebie, J., Schoonen, M.A.A., Fuhrmann, M., Strongin, D.R., 1998. Surface charge development on transition metal sulfides: An electrokinetic study. *Geochim. Cosmochim. Acta* 62:633-642.  
 Brandt, O., 2003. Eintrags- und Wirkungspfade von Schwermetallen und Arsen in Flußbaue-Systeme am Beispiel der Mulde. Dissertation TU Berlin.  
 Kretzschmar, R., Borkovec, M., Grolimund, D., and Elimelech, M., 1999. Mobile subsurface colloids and their role in contaminant transport. *Adv. Agron.* 66:121-193.  
 Morse, J.W., and Luther, G.W.III., 1999. Chemical influences on trace metal-sulfide interactions in anoxic sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta* 63:3373-3378.  
 Wolthers, M., 2003. Geochemistry and environmental mineralogy of the iron-sulphur-arsenic system. Ph.D. Thesis Univ. Utrecht.

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

REFERATE / POSTER

**Gemeinsame Sitzung der Kommissionen II und VII**

Band 107

Heft 2

2005



# Phosphatsorption dispergiert an Quarzsand haftende Fe-Oxide

Peter Dominik, Katrin Ilg, Jan Siemens & Martin Kaupenjohann

## Problemstellung

Bei der Extraktion sandiger Böden (unterschiedliche Düngungsintensitäten von norddeutschen Dauerversuchen) mit H<sub>2</sub>O bzw. 0,01 M KCl stiegen mit zunehmender P-Sättigung nicht nur die Konzentration an gelöstem Phosphat (P) sondern auch an kolloidalem P deutlich an (Ilg et al., 2005). Die P-Sättigung wurde nach Breeuwsma und Silva, (1992) aus den Al-, Fe- und P-Gehalten in Oxalatextrakt berechnet.:

$$P\text{-Sättigung} = [P_{ox}] / 0.5 ([Fe_{ox}] + [Al_{ox}])$$

Wir vermuten folgenden Mechanismus für die Freisetzung von P-haltigen Kolloiden:

Reine Fe-Oxide haben bei pH-Werten unter 7,5 stets eine positive Oberflächenladung (Cornell und Schwertmann, 2003) und haften daher an negativ geladenen Silikaten. Mit zunehmendem pH oder Sorption von negativ geladenen Substanzen (z.B. organische Substanz (OS) oder P) sinkt die Oberflächenladung ab. Unge-ladene Fe-Oxide haben ihren point-of-zero-charge (pzc) erreicht aber werden untereinander oder an der Silikatmatrix geflockt sein. Wir vermuten nun, dass zunehmende P-Sorption zu negativen Oberflächen- bzw. Zeta-Potenzialen der Fe-Oxide und damit zur Ablösung der Fe-Oxide voneinander und von der Silikatmatrix führt (Dispergierung).

Während in o.g. Versuchen von Ilg et al. (2005) die Konzentration an gelöstem P oberhalb einer P-Sättigung von 0,1 steil anstieg, war für kolloidales P kein solcher Schwellenwert festzustellen, d.h. auch bei P-Sättigungen nahe

Null wurde kolloidales P gefunden. In der vorliegenden Arbeit sollten daher drei Hypothesen geprüft werden:

- 1) Durch steigende Adsorption von P wird das Zeta- (Oberflächen-) Potenzial negativ und führt zur Dispersion von Fe-Oxiden.
- 2) Inositol-Hexaphosphat (IHP, eine der häufigsten organischen P-Verbindungen in Ackerböden (Anderson, 1980)) hat, da die (nach der Sorbtion an Goethit noch freien) OH-Gruppen niedrigere pKa-Werte aufweisen, eine stärker dispergierende Wirkung als ortho-P (Celi et al., 2001).
- 3) Fe-Oxide, die auf Silikat elektrostatisch gebunden sind, lösen sich bei anderen Zeta-Potenzialen ab, als solche, die an anderen Fe-Oxiden haften.

## Material & Methoden

Um Hypothese 3 zu testen wurden zwei unterschiedliche Modell-Systeme hergestellt.

1) Ein feiner Quarzsand (0,06-0,3 mm) wurde nach der Methode von Scheidegger et al. (1993) mit einem kristallinen Goethit (Bayferrox 920) so belegt (0,88 g mg Fe g<sup>-1</sup>), dass die Goethit-Nadeln (100x500 nm) einzeln (und nur in Ausnahmefällen übereinander) auf der Quarzoberfläche lagen (mittels HR-SEM geprüft).

2) Durch Perkolation mit einer anoxischen, Fe<sup>2+</sup> und HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> haltigen Lösung und Zufuhr eines Gemischs aus Luft und CO<sub>2</sub> wurde in einer Säule auf der Oberfläche von grobem Quarzsand (0,6-1,2 mm) ein mäßig kristallines Fe-Oxid (8% Oxalatlöslichkeit) ausgefällt. Dieser Vorgang wurde sooft wiederholt bis rechnerisch eine Schichtdicke von 270 nm Goethit auf der Sandoberfläche erreicht war (1,26g mg Fe g<sup>-1</sup>). Hier wird angenommen, dass Fe-Oxide in mehreren Schichten übereinander liegen.

7g des jeweiligen Sandes wurden mit 50 ml einer Lösung, die 5 mM NaNO<sub>3</sub> und steigende Konzentrationen an KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> bzw. Inositol-hexaphosphat (jeweils pH 5,7) enthielt, 24 Stunden überkopf geschüttelt (10 rpm). Nach 1 h Sedimentationszeit wurde der Überstand dekantiert, pH, optische Dichte bei 525 nm sowie das Zeta-Potenzial an einem Malvern Zetasizer DTS

\*FG Bodenkunde & Standortkunde, Institut f. Ökologie, TU-Berlin.  
peter.dominik@tu-berlin.de

5200 bestimmt. In den Zugabe-Lösungen und den ultrazentrifugierten (1h 300.000 g) Überständen wurde P bestimmt und die P-Sorption berechnet. Ortho-P wurde photometrisch bestimmt (Murphy and Riley, 1962), IHP-P an einem Varian ICP-MS.

## Ergebnisse & Diskussion

Es wurden bis zu 50% der nebeneinander liegenden aber maximal 5% der übereinander liegenden Fe-Oxide dispergiert.

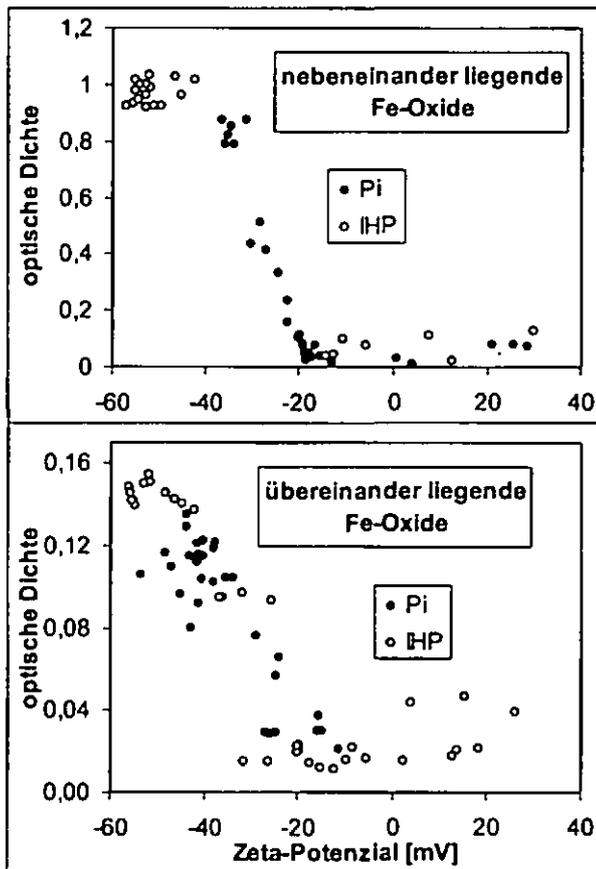


Abb. 1: Optische Dichte der Überstände versus Zeta-Potenzial der Kolloide.

**Hypothese 1:** Die Ablösung der Kolloide (optische Dichte) lässt sich als eine Funktion des Zeta-Potenzials darstellen. Die Ablösung der Kolloide beginnt erst bei negativen Zeta-Potenzialen. Die Ergebnisse stützen also die Hypothese, dass negative Oberflächenladung zur Ablösung von Fe-Oxiden von Quarz oder untereinander führt.

**Hypothese 2:** Bei vergleichbarer P-Sorption (nicht dargestellt) wurden mittels IHP stets niedrigere Zeta-Potenziale und höhere optische Dichten erreicht als mittels ortho-P, also führt IHP zu einer stärkeren Mobilisierung als ortho-

P. Die Zeta-Potenziale der Kolloide können jedoch nicht ausschließlich auf die P-Sorption, sondern müssen teilweise auch auf unterschiedliche pH-Werte (mit steigender P-Sorption steigt das pH) zurückgeführt werden (nicht dargestellt).

**Hypothese 3:** Die Ablösung der Kolloide ist zwar bei den übereinander liegenden Oxiden weniger eng mit dem Zeta-Potenzial korreliert, erfolgt aber bei beiden Modellsystemen unterhalb einem Schwellenwert von ca. -20 mV. Das Fehlen eines Schwellenwerts für die Mobilisierung von P-haltigen Kolloiden in Böden kann also nicht auf das unterschiedliche Ablöseverhalten der Fe-Oxide von Silikaten bzw. von anderen Fe-Oxiden zurückgeführt werden.

In Böden kommen jedoch weitere Faktoren hinzu, die ein einheitliches Ablöseverhalten verhindern können. Das Zeta-Potenzial wird außer von P auch von anderen negativ geladenen, sorbierten Stoffen (insb. wohl OS) beeinflusst. Weiterhin werden Fe-Oxide mit unterschiedlicher Oxalatlöslichkeit auch bei gleicher Oberflächenkonzentration an P unterschiedliche P-Sättigungen nach Breeuwsma und Silva, (1992) aufweisen.

## Literatur:

- Anderson, G. 1980. Assessing organic phosphorous in soils, p. 411-431, *In* K. et al., ed. The role of Phosphorous in Agriculture. ASA, Madison WI.
- Breeuwsma, A., and S. Silva. 1992. Phosphorus fertilisation and environmental effects in the Netherlands and the Po region (Italy) 57. Agricultural Department, The winand Staring centre for integrated land, soil and water research, Wageningen.
- Celi, L., M. Presta, F. Ajmore-Marsan, and E. Berbaris. 2001. Effects of pH and Electrolytes on Inositol Hexaphosphate Interaction with Goethite. *Soil Science Society America Journal* 65:753-760.
- Cornell, R.M., and U. Schwertmann. 2003. The iron oxides. 2nd ed. VCH, Weinheim.
- Ilg, K., J. Siemens, and M. Kaupenjohann. 2005. Colloidal and dissolved phosphorus in sandy soils as affected by phosphorus saturation. *Journal of Environmental Quality* 34:926-935.
- Murphy, J., and J.P. Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 27:31-36.
- Scheidegger, A., M. Borkovec, and H. Sticher. 1993. Coating of silicasand with goethite: preparation and analytical identification. *Geoderma* 58:43-65.

## Sind Glasübergänge ein typisches Merkmal humoser Bodenproben?

Julia Hurraß und Gabriele E. Schaumann

### 1. Einleitung

Zur Erklärung der Sorption von organischen Substanzen in der organischen Bodensubstanz (OBS) wurde ein Polymermodell vorgeschlagen, das von der Existenz glasartiger und gummielastischer Bereiche in den humosen Bodensubstanzen ausgeht (LeBoeuf und Weber 1997; Xing und Pignatello 1997). Bisher wurden Glasübergänge nur selten in vollständigen Bodenproben beobachtet (Schaumann und Antelmann 2000; DeLapp und LeBoeuf 2004; Schaumann und LeBoeuf 2005). Von einer allgemeinen Gültigkeit des Sorptionsmodells kann jedoch nur ausgegangen werden, wenn Glasübergänge eine generelle Eigenschaft der OBS darstellen. Diese Annahme sollte mit dieser Studie durch die Untersuchung einer Vielzahl unterschiedlicher Bodenproben überprüft werden. Des Weiteren wurde untersucht, welche Bodeneigenschaften mit dem Glasübergangsverhalten in Zusammenhang stehen.

### 2. Material und Methoden

#### 2.1. Bodenproben

Insgesamt wurden 102 Bodenproben, die sechs unterschiedlichen Standorttypen zugeordnet werden können, untersucht:

Natürliche Standorte

- Fichtenwald-Standorte in Süddeutschland
- Buchenwald-Standort nordöstlich von Berlin
- unterschiedliche Klimazonen Sibiriens

Anthropogen beeinflusste Standorte

- gedüngte und ungedüngte Ackerböden
- Stadtpark in Berlin (Tiergarten)
- ehemaliges Rieselfeld bei Berlin (Buch)

Eine genauere Probencharakterisierung findet sich in Hurraß und Schaumann (2005). Vor den DSC-Messungen wurden die Proben der unterschiedlichen Bodenhorizonte für mindestens drei Wochen bei 20 °C in 76 % relativer Feuchte (RF) konditioniert. Um den Einfluss der OBS abschätzen zu können, wurden sie außerdem mehreren Verfahren zur Entfernung der organischen Matrix unterzogen (Veraschung bei 550 °C, Oxidation mit H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> und Brom). Für ausgewählte Proben wurden die Huminstofffraktionen sowie die POM- und MOM-Fractionen einzeln bezüglich ihres Glasübergangsverhaltens untersucht.

#### 2.2. Differential Scanning Calorimetry (DSC)

Die DSC-Messungen erfolgten mittels Q1000 DSC von TA Instruments mit RCS-Kühlsystem und Stickstoff als Spülgas (50 mL min<sup>-1</sup>). 2 bis 20 mg Probe wurden in hermetisch verschlossenen Aluminium-Tiegeln mit einer Heizrate von 10 K min<sup>-1</sup> von -50 °C auf 110 °C erhitzt. Zusätzliche Messungen wurden in Tiegeln, in deren Deckel sich kleine Löcher befanden, vorgenommen. Um das Wasser aus den Proben zu entfernen, erfolgte für diese offenen Tiegel vor den eigentlichen Messungen eine 30-minütige Temperierung bei 110 °C.

### 2.3. Thermogravimetrie (TG)

Die TG-Messungen dienten dazu, das thermische Verhalten der Bodenproben genauer zu charakterisieren. Die Messungen wurden mit dem Mettler Toledo STGA 851e-Gerät unter trockener Luft (200 mL min<sup>-1</sup>) von 25 °C bis 950 °C mit einer Heizrate von 5 K min<sup>-1</sup> durchgeführt. Es wurden dafür 0,2 bis 1 g Probe in Keramiktiegel eingewogen. Als Referenz fungierte ein mit Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> gefüllter Tiegel. In Anlehnung an die Methode von Cornelissen et al. (2004) wurde der Anteil des TG-Massenverlustes oberhalb von 375 °C zur Abschätzung des Black Carbon-Gehalts der Proben herangezogen.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

In den Bodenproben ließen sich zwei Arten von Glasübergängen beobachten: So ergaben sich für die Proben im luftgetrockneten Zustand (nach Konditionierung in 76 % RF) intensive Übergänge in geschlossenen Tiegeln (Abb. 1). Diese Übergänge treten jedoch nur in den ersten Messläufen auf und können deshalb als „atypische Glasübergänge“ bezeichnet werden. Die DSC-Messungen der wasserfreien Proben in den offenen Tiegeln lieferten hingegen klassische reversible Glasübergänge bei niedrigeren Temperaturen, deren Intensität deutlich geringer als die der atypischen Übergänge ist (Abb. 1). Das Auftreten dieser beiden unterschiedlichen Glasübergangstypen lässt sich mit dem Wasserstoffbrückenbindungsmodell von Schaumann und LeBoeuf (2005) erklären.

In 52 der untersuchten Proben wurde ein entsprechendes Glasübergangsverhalten sowohl mittels der hier gezeigten konventionellen DSC-Messungen als auch mit temperaturmodulierten DSC-Messungen und TMA-Untersuchungen beobachtet.

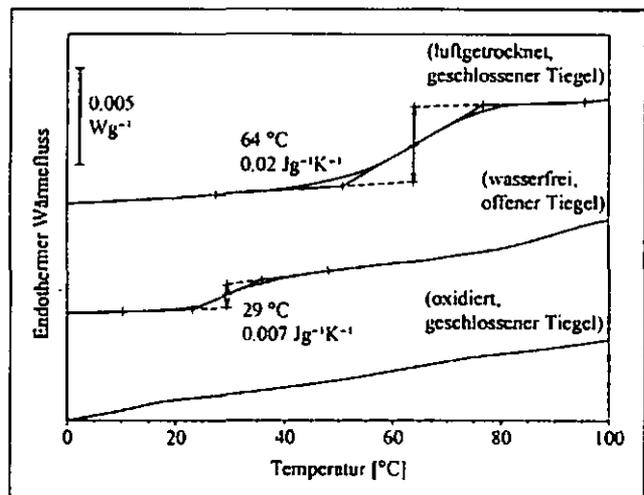


Abb. 1. DSC-Thermogramme für Proben des A<sub>h</sub>-Horizonts des Buchenwald-Standortes.

Die atypischen Übergänge, auf die sich dieser Beitrag konzentriert, traten für alle Proben zwischen 51 und 67 °C auf, so dass ein übergeordneter Mechanismus vermutet werden kann. Entsprechend des Wasserstoffbrückenbindungsmodells (Schaumann und LeBoeuf 2005) stellt die Quervernetzung der organischen Matrix durch Wassermoleküle diesen übergeordneten Faktor dar.

Alle angewendeten Oxidationsmethoden zeigten eine Verringerung der Intensität der Übergänge mit abnehmendem Resthumusgehalt nach der Oxidation. Für Resthumusge-

halte < 10 % ließen sich schließlich gar keine Übergänge mehr beobachten (siehe Brom-oxidierte A<sub>b</sub>-Probe in Abb. 1). Diese Ergebnisse weisen deutlich auf einen Zusammenhang des Glasübergangsverhaltens mit der OBS hin. Auch die für das gesamte Probenkollektiv bestehende signifikante Korrelation zwischen dem Humusgehalt und Δc<sub>p</sub>, einem Maß für die Intensität der Übergänge, (Abb. 2) unterstützt diese Annahme.

Während in den natürlichen Proben stark ausgeprägte Übergänge gemessen wurden, zeigten die Thermogramme der anthropogenen Böden häufig keine oder nur sehr schwach ausgeprägte Übergänge (Abb. 2). Dieser Standorteinfluss hängt wahrscheinlich mit einer unterschiedlichen Anzahl von hydrophilen funktionellen Gruppen in der OBS zusammen.

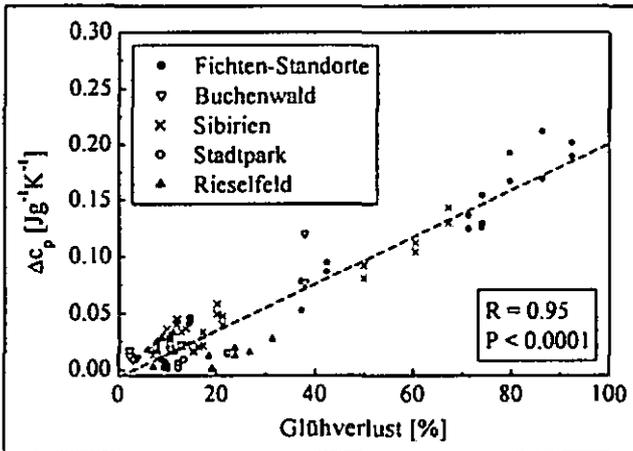


Abb. 2. Abhängigkeit der Änderung der spezifischen Wärmekapazität Δc<sub>p</sub> vom Humusgehalt der unterschiedlichen Proben.

Ein Zusammenhang zwischen dem Übergangsverhalten und der thermoresistenten TG-Fraktion oberhalb von 375 °C ließ sich nicht feststellen (nicht gezeigt), was jedoch methodisch begründet sein kann. Zum einen sind die Oxidationszeiten bei den TG-Messungen sehr kurz. Außerdem werden evtl. bei den niedrigeren Temperaturen Produkte erzeugt, die zum Massenverlust oberhalb von 375 °C beitragen, ursprünglich in den Proben aber nicht vorhanden waren.

Zwischen den POM- und MOM-Anteilen und den Glasübergangseigenschaften wurde ebenfalls kein Zusammenhang beobachtet (nicht gezeigt). Möglicherweise überlagert der Effekt der Quervernetzung der humosen Substanzen durch Wassermoleküle den Einfluss der Wechselwirkung der OBS mit der mineralischen Matrix.

Humin- und Fulvosäure-Fraktionen zeigen deutliche Übergänge, während im beobachteten Temperaturbereich keine Übergänge für die Humin- und Kohlenhydrat-Fraktionen beobachtet wurden (Abb. 3). Vermutlich findet für die stark kondensierte Humin-Fraktion ein Glasübergang bei höheren Temperaturen statt.

Interessant ist, dass die ursprüngliche Bodenprobe und eine Mischung der einzelnen Fraktionen gemäß ihres Massenanteils in der Originalprobe vergleichbare Übergänge liefern (Abb. 3). Es besteht jedoch zwischen den beiden Übergängen eine Temperaturdifferenz von (10 ± 2) °C. Dies zeigt, dass sich das Übergangsverhalten der Bodenproben nicht durch ein einfaches Zusammenmischen der Fraktionen erklären lässt, sondern dass es weitere Einfluss-

faktoren geben muss. Im Verlauf einer Lagerung der Mischung in 76 % RF ergab sich eine langsame Zunahme der gemessenen Glasktemperaturen, bis nach 6 Monaten die Temperatur der ursprünglichen Bodenprobe erreicht war. Dies deutet auf einen für amorphe Substanzen im Glaszustand typischen Alterungsprozess hin.

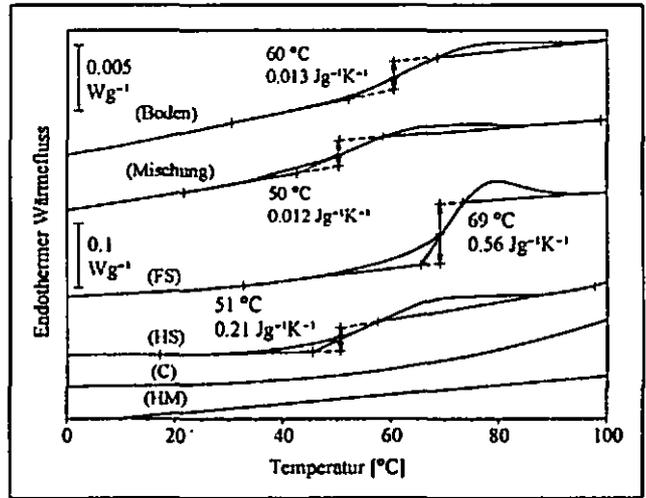


Abb. 3. DSC-Thermogramme von Fulvosäuren (FS)-, Huminsäuren (HS)-, Kohlenhydrat (C)- und Humin (HM)-Fraktionen einer Probe des A<sub>b</sub>-Horizonts des Buchenwald-Standortes (untere Skala) und von der unfraktionierten Bodenprobe sowie einer Mischung der Fraktionen (obere Skala).

#### 4. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

In verschiedenen Bodenproben von unterschiedlichsten Standorten lässt sich ein Glasübergangsverhalten beobachten. Die Intensität der Übergänge hängt v.a. vom Humusgehalt ab, wird aber auch von den Eigenschaften der OBS beeinflusst. So wurde für anthropogen beeinflusste Böden eine verminderte Intensität der Übergänge festgestellt. Die Untersuchungsergebnisse lassen glasartige Bereiche in der OBS und damit gemäß des Polymermodells (LeBoeuf und Weber 1997; Xing und Pignatello 1997) nicht-lineare Sorptionsprozesse auch unter Feldbedingungen vermuteten. Diese Bereiche reagieren sehr empfindlich auf Änderungen des Wasserstatus und können sich im Verlauf der Zeit aufgrund von Alterungsprozessen verändern.

#### 5. Literatur

Cornelissen, G; Kukulka, Z; Kalaitzidis, S; Christanis, K; Gustafsson, O. Environ. Sci. Technol. 2004, 38, 3632-3640.  
 Hurraß, J; Schaumann, G E. Environ. Sci. Technol. 2005, subm.  
 LeBoeuf, E J; Weber Jr, W J. Environ. Sci. Technol. 1997, 31, 1697-1702.  
 DeLapp, R C; LeBoeuf, E J. J. Environ. Qual. 2004, 33, 330-337.  
 Schaumann, G E; Antelmann, O. J. Plant Nutr. Soil Sci. 2000, 163, 179-181.  
 Schaumann, G E; LeBoeuf, E J. Environ. Sci. Technol. 2005, 39, DOI: 10.1021/es0490931.  
 Xing, B; Pignatello, J J. Environ. Sci. Technol. 1997, 31, 792-799.

# Beitrag von mineralorganischen Assoziationen und rekalzitranter organischer Substanz zur C-Stabilisierung

R. Mikutta<sup>1</sup>, M. Kleber<sup>2</sup>, M.S. Torn<sup>2</sup>, R. Jahn<sup>1</sup>

## Einleitung

Notwendige Voraussetzung zur Abschätzung von Sequestrierungspotentialen für organischen Kohlenstoff in Böden ist das mechanistische Verständnis von Prozessen der C-Stabilisierung. Damit verbunden ist die Isolierung von funktionellen Fraktionen der organischen Bodensubstanz (OBS), d.h. von Fraktionen, die mit den Mechanismen der C-Stabilisierung verknüpft sind. Gegenwärtig werden drei Faktoren der C-Stabilisierung unterschieden: Okklusion von OBS in Mikroaggregaten, Bildung von mineralorganischen Assoziationen sowie chemische Rekaltzitrans. Letztere bezieht sich auf resistente C-Strukturen innerhalb der OBS, welche in nur geringem Ausmaß durch Mikroorganismen als C-Quelle erschlossen werden können, z.B. Black Carbon oder aliphatische Biopolymere. Bislang ist jedoch unklar, zu welchem Anteil diese Faktoren an der C-Stabilisierung beteiligt sind. Das Ziel dieser Studie bestand daher in der Quantifizierung des Beitrags von (1) Mineralen und (2) rekaltzitranter OBS zum Stabilisierungsgeschehen.

## Material und Methoden

Zwölf Unterbodenhorizonte mit variierendem Mineralinventar (Ton: 12-83%; kristalline Fe-Oxide: 5-93 g kg<sup>-1</sup>, schwachkristalline Fe- und Al-Phasen: 2-26 g kg<sup>-1</sup>, breites Schichtsilikatspektrum) wurden mit 6% NaOCl bei Raumtemperatur für 18 h umgesetzt. Die residuale organische C-Fraktion wurde als stabil angesehen (<sup>14</sup>C-Alter rd. 1000 Jahre älter als unbehandelte Fraktion). Der mineralgeschützte Anteil des stabilen organischen C (OC) wurde anschließend mittels 10% HF gelöst, wohingegen rekaltzitrante organische Substanzen im Residuum angereichert wurden. Die rekaltzitrante Fraktion wurde mittels CPMAS <sup>13</sup>C-NMR strukturchemisch charakterisiert. Die unbehandelte, stabile sowie rekaltzitrante OBS wurde mittels Accelerator Mass Spectrometry (AMS) <sup>14</sup>C-datiert; der <sup>14</sup>C-Gehalt der oxidierbaren (labilen) und mineralgeschützten Fraktion wurde anschließend über Bilanzrechnungen ermittelt. Der Gehalt an kristallinen Fe-Oxiden wurde über die Extraktion von Fe mittels Dithionit-Citrat und Oxalat (pH 3) bestimmt (Fe<sub>d-c</sub>). Schwachkristalline Oxide wurde mittels Oxalat extrahiert (Fe<sub>o</sub>, Al<sub>o</sub>). Detailliertere Ausführungen zur Probenauswahl und Methodik finden sich in Kleber et al. (2005) und Mikutta et al. (2005).

## Ergebnisse und Diskussion

Für die Unterböden konnte gezeigt werden, dass der Hauptanteil des NaOCl-resistenten OC an die Mineralphasen gebunden ist (Mittelwert: 73%). Der Anteil von rekaltzitrantem OC betrug entsprechend 27% (Abb. 1). Für den N-Gehalt zeigte sich ein ähnlicher Trend. Schließt man einen signifikanten Beitrag von anorganischen N-Quellen aus, so waren im Mittel 87% des NaOCl-resistenten organischen N mit Mineralen assoziiert, wohingegen die rekaltzitrante OBS sich durch eine deutliche N-Abreicherung auszeichnet (Abb. 1).

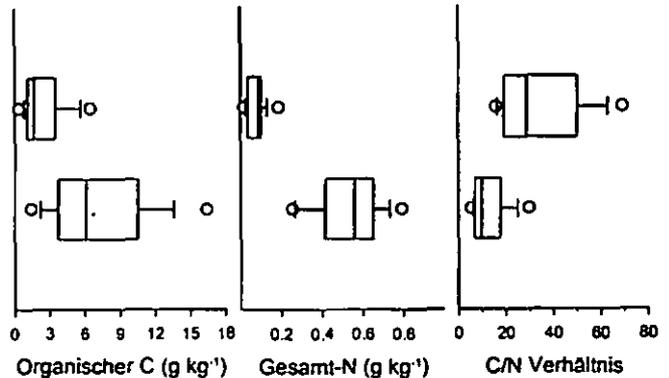


Abb. 1. Gehalte an organischem C und Gesamt-N sowie C/N-Verhältnisse der mineralgeschützten (unten) und rekaltzitranten OBS (oben). (Mitte der Box-Whisker Plots = Median).

Abbildung 2 zeigt die mittleren Verweilzeiten der isolierten C-Pools. In allen Proben entfernte die NaOCl-Behandlung die jüngste C-Fraktion, welche in den meisten Proben einen signifikanten Anteil an Bomben-<sup>14</sup>C enthielt. Das mittlere konventionelle <sup>14</sup>C-Alter der mineralgeschützten OBS kann mit rd. 1600 Jahren angegeben werden, obgleich das Alterspektrum eine ausgeprägte Variabilität aufweist (modern bis 5654 Jahre). Bis auf eine Probe (Podsol-Lockerbraunerde IIBv) wies die rekaltzitrante OBS im Vergleich zur mineralgeschützten OBS immer signifikant höhere <sup>14</sup>C-Alter auf (mittlere Differenz: 65%, d.h. rd. 550 Jahre).

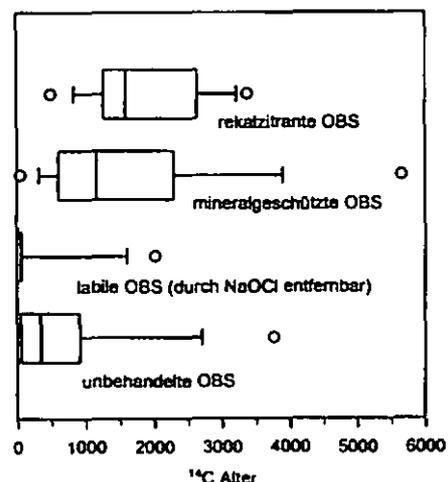


Abb. 2 Konventionelle <sup>14</sup>C-Alter der organischen Fraktionen (Mitte der Box-Whisker Plots = Median).

<sup>1</sup> Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg Weidenplan 14, D-06108 Halle e-mail: robert.mikutta@landw.uni-halle.de

<sup>2</sup> Earth Sciences Division Lawrence Berkeley National Laboratory Berkeley, California 94720, USA

Zur Prüfung mit welchen Mineralphasen die mineralgeschützte C-Fraktion assoziiert ist, wurde der Gehalt an HF-löslichem OC (nach Oxidation) zu Parametern der Mineralphase in Beziehung gesetzt. Weder Tongehalt, spezifische Oberfläche (N<sub>2</sub>-BET) noch die KAK der Silikatmatrix ergaben einen signifikanten Zusammenhang. Demgegenüber zeigte sich eine signifikante Beziehung zum Gehalt an schwachkristallinen Fe- und Al-Phasen (Abb. 3).

Mittels eines multiplen Regressionsansatzes, welcher sowohl schwachkristalline Phasen (Fe<sub>o</sub> und Al<sub>o</sub>) als auch kristalline Fe-Oxide (Fe<sub>a-o</sub>) als unabhängige Variablen beinhaltete, konnten 86% der Variabilität des mineralgeschützten OC erklärt werden (Glg.1).

$$OC_{MIN} = 0.5 Fe_o + 0.5 Al_o + 0.1 Fe_{a-o} - 0.3 \quad [Glg. 1]$$

$$R^2 = 0.86; p < 0.001$$

Ein Beitrag von kristallinen Fe-Oxiden zur C-Stabilisierung zeigte sich insbesondere in Horizonten mit geringen Gehalten an aktivem Fe (Fe<sub>a</sub>/Fe<sub>d</sub> < 0.2). Dennoch bedarf es deutlich höheren Masseanteilen von kristallinen Fe-Oxiden, um äquivalente C-Anteile wie die schwachkristallinen Fe- und Al-Phasen zu stabilisieren (Mikutta et al., 2005).

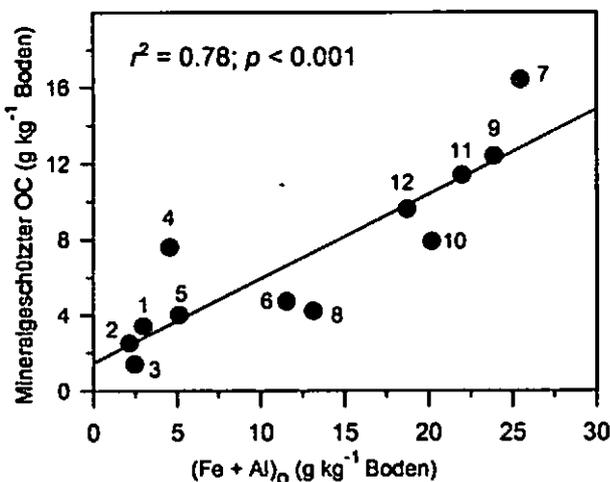


Abb. 3 Zusammenhang zwischen dem Gehalt an mineralgeschütztem OC und schwachkristallinen Fe- und Al-Phasen [(Fe+Al)<sub>0</sub>].

Für den Gehalt an rekalcitranter OC konnte kein Zusammenhang zur Mineralphase nachgewiesen werden. Wir folgern daraus, dass möglicherweise ein Großteil des rekalcitranten Materials im Boden entweder frei oder okkludiert in organischer Substanz vorliegt. Die Struktur der rekalcitranten OBS zeigte innerhalb des Probenpools eine sehr große Ähnlichkeit (Abb. 4). Der Hauptanteil (56%) der Signalintensität in den <sup>13</sup>C-NMR Spektren basiert auf aliphatisch gebundenem C (Alkyl-C, 30 ppm). Ein mittlerer Gehalt von 13% O-Alkyl-C weist auf das Vorhandensein von Polysacchariden in der rekalcitranten OBS hin. Im Gegensatz dazu zeigen die Spektren, dass Aryl-C (110-160 ppm) kein dominierender Bestandteil dieser Fraktion ist (Abb. 4).

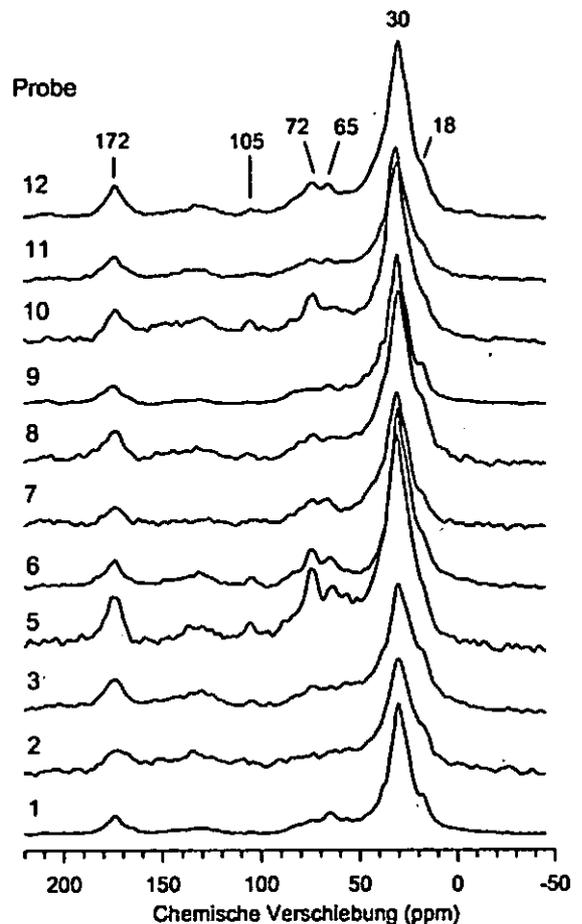


Abb. 4 CPMAS <sup>13</sup>C-NMR Spektren der rekalcitranten OBS (NaOCl-resistent und HF-unlöslich). Von Probe 4 (Oxisol Bw) konnte kein Spektrum aufgenommen werden.

**Zusammenfassung**

Diese Studie zeigte, dass die Stabilisierung von OBS in Unterböden saurer Standorte vorrangig durch Wechselwirkung mit Mineralphasen gesteuert wird. Hierbei sind insbesondere schwachkristalline Mineralphasen (Ferrihydrit, Al-Hydroxide) von Bedeutung. Rekalcitranter organischer Material ist vorwiegend aus aliphatischen Verbindungen zusammengesetzt. Das hohe <sup>14</sup>C-Alter dieser Fraktion läßt darauf schließen, dass insbesondere aliphatische Komponenten aufgrund ihrer inhärenten, strukturellen Stabilität selektiv im Boden angereichert werden.

**Literatur**

Kleber M., R. Mikutta, M.S. Tom and R. Jahn. 2005. Poorly crystalline mineral phases protect organic matter in acid subsoil horizons. Eur. J. Soil Sci., online, doi:10.1111/j.1365-2389.2005.00706.x

Mikutta R., M. Kleber, M.S. Tom and R. Jahn. 2005. Stabilization of organic matter: chemical recalcitrance or association with minerals? Biogeochem. Im Druck

**Danksagung**

Die Arbeiten wurden im Rahmen des Schwerpunktprogrammes SPP 1090 durch die DFG gefördert. Wir danken Frau Dr. H. Knicker für die <sup>13</sup>C-NMR Analysen.

## Coating efficiency of organic matter on goethite depends on organic matter quality

C. Mödl<sup>1\*</sup>, C. Mikutta<sup>2</sup>, H. Wörmann<sup>3</sup>, M. Kaupenjohann<sup>2</sup> and W. Amelung<sup>1</sup>

### Introduction

Organic substances in soils interact with the mineral particles leading to coatings and clusters enhancing the stability of the aggregates and able to immobilize inorganic contaminants (Lang and Kaupenjohann, 2003). The mineral surface is altered concerning its extent (Kaiser and Guggenberger, 2003; Mikutta *et al.*, 2004) and charge (Kaiser and Zech, 1999).

While the coating effect of organic matter on different mineral surfaces has been studied in the past already (Kaiser and Guggenberger, 2003), studies comparing organic substances of different qualities in their interactions with one defined mineral are still lacking. We hypothesized that a) the coating efficiency depends on the structure of the organic substance and b) the mineral particles are clustered by the organic substance. For this, we used goethite as a mineral phase. As model organic substances polygalacturonic acid (PGA) (consisting of carbohydrates), hydrolysable tannins (consisting of polyphenols) and dissolved organic matter (DOM) from wheat straw as a mixture were used.

### Methods

Solutions of varying C content were prepared (35-1400 mg C L<sup>-1</sup>), the ionic strength

was controlled using KNO<sub>3</sub>. One liter of solution was shaken with 5 g of the goethite (initial surface area 14.2 m<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>), filtered, freeze-dried and ground. For the measurements at the particle-sizer the samples were additionally sieved.

N<sub>2</sub>-adsorption allowed us to quantify the specific surface areas (SSA) of the goethite before and after coating. It is assumed that organic materials have only a negligible surface area compared to the micropores of the minerals they cover (De Jonge and Mittelmeijer-Hazeleger, 1996; Kaiser and Guggenberger, 2003). Sample surfaces were visually studied using scanning electron microscopy (SEM). Aggregation of the primary particles was quantified at a particle-sizer.

### Results and discussion

Adsorption onto the goethite is strongest for the heterogeneous DOM (Fig. 1), followed by the tannins and the PGA.

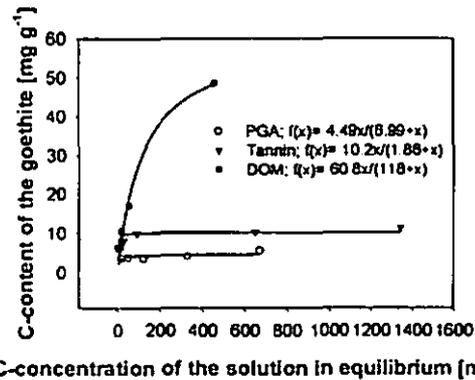


Fig. 1: Adsorption isotherms of all organic substances onto the goethite.

The decline in SSA of the goethite coated is also strongest for the DOM (Fig. 2). For some samples, the SSA of the coated goethite was larger than that the initial SSA of 14.2 m<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>. As can be seen from the fitted curves, the SSA reaches a minimum at 10 to 11 m<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>, which means that only 20-30% of the initial surface area of the goethite used may be covered.

<sup>1</sup> Institut für Bodenkunde der Universität Bonn, Nussallee 13, 53115 Bonn

<sup>2</sup> Institut für Ökologie, FG Bodenkunde der TU Berlin, Salzufer 12, 10587 Berlin

<sup>3</sup> Institut für Geologie der Universität Bonn, Nussallee 8, 53115 Bonn

\*clara.moedl@uni-bonn.de

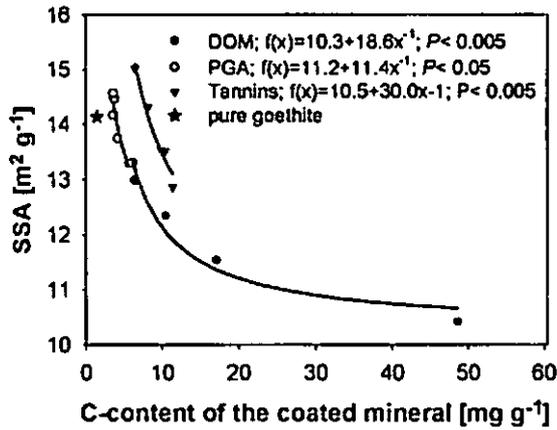


Fig. 2: Decline in surface area as a function of the C content of the coated goethite.

The elevated SSA for some of the tannin and PGA samples are also indicated by fractional coverages <0% (Fig. 3).

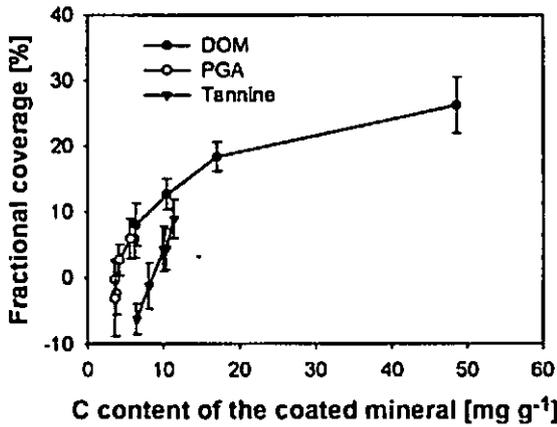


Fig. 3: Fractional coverages of the coated goethite.

The coating efficiency was calculated by normalizing the SSA of the coated sample to its C content. DOM was not only most attracted by the goethite surface, it also coated most efficient with up to  $0.18 \text{ m}^2 \text{ mg}^{-1} \text{ C}$ . PGA and tannins coated less efficient with  $0.15 \text{ m}^2 \text{ mg}^{-1} \text{ C}$  and  $0.11 \text{ m}^2 \text{ mg}^{-1} \text{ C}$  respectively.

Elevated SSA might be a result of disaggregation of primary goethite particles, the decrease in SSA be due to aggregation by the organic substances. Our results from the particle size measurements substantiate this hypothesis: While the DOM-coated particles tended to higher particle sizes, hence an aggregation of the primary particles, tannin-

and PGA-treatment showed a tendency towards smaller particle sizes than the original goethite (Fig. 4).

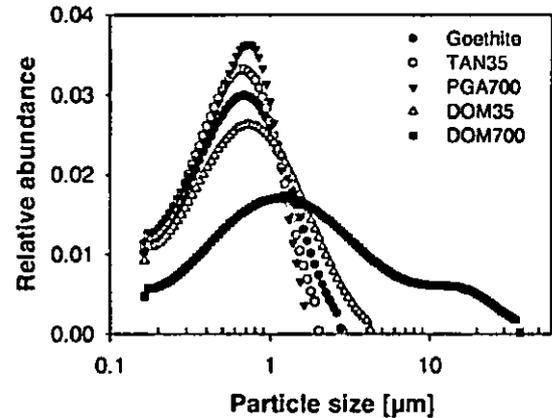


Fig. 4: Particle-size distributions of the goethite, tannin-, PGA- and DOM-coated goethite with a C-content of about  $6 \text{ mg g}^{-1}$  and of the DOM-coated goethite with the highest C-content.

We were not able to see the coatings in the SEM photographs, regardless of the C loading or the magnification of the picture.

### Conclusions

The coating efficiency depends on the structure of the organic substance and is enhanced by diversity of structure. The mineral particles are aggregated by organic substances as well as partially disaggregated in some cases of small loading.

Thanks to Jaane Krüger, Sonja Kurtze and Michael Stieber for their help in the laboratory.

### References:

De Jonge, H. and M.C. Mttelmeijer-Hazeleger. 1996. *Environ. Sci. Technol.* 30:408-413.  
 Kaiser, K. and G. Guggenberger. 2003. *Eur. J. Soil Sci.* 54:1-18.  
 Kaiser, K. and W. Zech. 1999. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63(5):1157-1166.  
 Lang, F. and M. Kaupenjohann. 2003. *Geoderma* 113(1-2):31-46.  
 Mikutta, C., Lang, F., and M. Kaupenjohann. 2004. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68:1853-1862.

## Die Bedeutung von Rhizosphärenprozessen für die Bioverfügbarkeit von Arsen – Fallbeispiel Goethit

D. Vetterlein<sup>1,2</sup>, J. Mattusch<sup>1</sup>, H. Tanneberg<sup>2</sup>, J. Ackermann<sup>1,2</sup>, K. Szegedi<sup>1,2</sup>, H.-U. Neue<sup>1</sup>, R. Jahn<sup>2</sup>

### Einleitung

In aeroben Böden ist Arsenat (As(V)) die stabilste und daher dominante Arsenspezies. Arsenit (As(III)) kann bei Überflutungsereignissen gebildet werden, die Kinetik der As(V) Reduktion bzw. der As(III) Oxidation kann aber sehr langsam sein und hängt von den dominierenden Redoxpartnern im jeweiligen Boden ab (Ackermann et al., dieses Heft). Arsen wird in Böden vor allem an Al-, Mn- und Fe-oxiden/-hydroxiden sorbiert. Da Pflanzen in der Lage sind Oxyanionen wie z. B. Phosphat von den Oberflächen der Metalloxyde/-hydroxide z.B. durch Abgabe organischer Säuren zu desorbieren und darüber hinaus weitere Mechanismen zur Mobilisierung von Fe besitzen wird die Hypothese aufgestellt, dass dieselben Mechanismen auch zur Mobilisierung von Arsen führen können. Ziel der Untersuchungen war es daher die Änderungen der Bodenlösungszusammensetzung in der Rhizosphäre über die Zeit mit denen im Gesamtboden in einem Modellsystem mit *Zea mays* in einem As-kontaminierten Quarzsubstrat bei steigender Goethit-Zugabe zu vergleichen. Die Ergebnisse werden gleichzeitig zur Entwicklung eines Rhizosphärenmodells mit chemischer Speziierung genutzt (Szegedi et al., dieses Heft).

### Material und Methoden

*Zea mays* L., Sorte Rivaldo, wurde unter kontrollierten Bedingungen (25°C, 40 % rel. Feuchtigkeit und 14-h Lichtperiode) in einem Kompartimentsystem kultiviert (Vetterlein & Jahn, 2004). Mikrotensiometer und Mikrosaugkerzen wurden horizontal mit einem Abstand von 45 bzw. 6 mm eingebaut. Das Experiment wurde mit drei Wiederholungen als randomisierte Blockanlage aufgestellt. Jedes Kompartimentsystem wurde mit zwei Mikrotensiometern und 15 Mikrosaugkerzen bestückt. Als Substrat wurde ein Gemisch aus Quarz-Sand (85 %), Quarz-Schluff (10 %) und Quarz-Ton (5 %) verwendet. Das Substrat wurde vor dem Einbau mit 100 mg N kg<sup>-1</sup> (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>), 80 mg P kg<sup>-1</sup>

(CaHPO<sub>4</sub>), 100 mg K kg<sup>-1</sup> (K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), 100 mg Ca kg<sup>-1</sup> (CaSO<sub>4</sub>), 50 mg Mg kg<sup>-1</sup> (MgSO<sub>4</sub>), 3,5 mg Fe kg<sup>-1</sup> (Fe-NaEDTA) und einer Mikronährstofflösung (3,25 mg Mn kg<sup>-1</sup>, 0,79 mg Zn kg<sup>-1</sup>, 0,5 mg Cu kg<sup>-1</sup> und 0,17 mg B kg<sup>-1</sup>) gedüngt. Das Substrat wurde mit 5 mg As kg<sup>-1</sup> in Form von Na<sub>2</sub>HAsO<sub>4</sub> kontaminiert. Zur Etablierung der Goethit-Varianten (G-0, G-1, G-4) wurden 0, 1 und 4 g Goethit kg<sup>-1</sup> zugegeben. Der verwendete Goethit hatte eine spezifische Oberfläche von 129 m<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>. Die Bodenlösung wurde 3, 10, 17, 24 und 31 Tage nach der Aussaat (DAP) beprobt. Hierfür wurde am jeweiligen Tag für die Dauer von 30 Minuten ein Unterdruck von 30 kPa angelegt. Das Probenvolumen betrug 100 bis 200 µl pro Saugkerze. Aus den Bodenlösungsproben der drei Wiederholungen pro Variante wurden für jede Saugkerzenposition Mischproben für die Bestimmung der As-Spezies (HPLC-ICP-MS, Mattusch et al., 2000), Fe<sup>2+</sup>, Fe<sup>3+</sup> (EPOS-Photometer), As<sub>total</sub>, S, P, K, Ca, Mg, Mn (ICP-OES), NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Flow Stream Analyser), Cl<sup>-</sup> (IC) und pH (ISFET-Elektrode) erstellt. Zur Ernte (31 DAP) wurde die Pflanze in Wurzeln, Stängel, alte Blätter, viertes Blatt, mittlere Blätter und junge Blätter unterteilt, die dann getrennt nach Trocknung und HNO<sub>3</sub>-Druckaufschluß analysiert wurden. Die Bestimmung der As-Spezies im Pflanzenmaterial erfolgte an Unterproben, die direkt bei der Ernte in flüssigem Stickstoff eingefroren wurden.

### Ergebnisse und Diskussion

Die Zugabe von Goethit führte zu einer Abnahme der As(V)- und P-Konzentrationen in der Bodenlösung und einer leichten Zunahme des pH-Wertes (nicht dargestellt). Entsprechend nahmen die As-Konzentrationen in den einzelnen Pflanzenteilen mit steigender Goethit-Zugabe ab. Die Unterschiede waren am deutlichsten an den Wurzeln zu erkennen. Die Konzentrationen nahmen hier von 633 mg kg<sup>-1</sup> in G-0 über 253 mg kg<sup>-1</sup> in G-1 auf 45 mg kg<sup>-1</sup> in G-4 ab. Eine deutliche Mobilisierung von Fe aus dem Goethit konnte im Wurzelkompartiment der Varianten G-1 und G-4 beobachtet werden (Abb. 1). Diese Mobilisierung von Fe ging mit einer starken Absenkung des pH-Wertes im Wurzelkompartiment bei den Varianten G-1 und G-4 einher.

Beim As(V) konnte keine Veränderung im Wurzelkompartiment beobachtet werden (nicht dargestellt), aber im Versuchsverlauf traten bei den Varianten G-0 und G-1 zunehmende Mengen an As(III) in der Bodenlösung auf.

Da durch die Goethit-Zugabe nicht nur eine Verringerung der As(V)-Konzentrationen sondern auch der P-Konzentrationen in der Bodenlösung induziert wurde, nahm die P-Versorgung der Pflanzen mit steigender Goethit-Zugabe ab und P-Mangel trat auf. Die Absenkung des pH-Wertes im Wurzelkompartiment könnte auf eine verstärkte Abgabe von organischen Säuren als Reaktion auf den P-Mangel

<sup>1</sup> Department Bodenforschung, UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Theodor-Lieser-Str. 4, 06120 Halle, e-mail: [doris.vetterlein@ufz.de](mailto:doris.vetterlein@ufz.de)

<sup>2</sup> Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Weidenplan 14, 06108 Halle

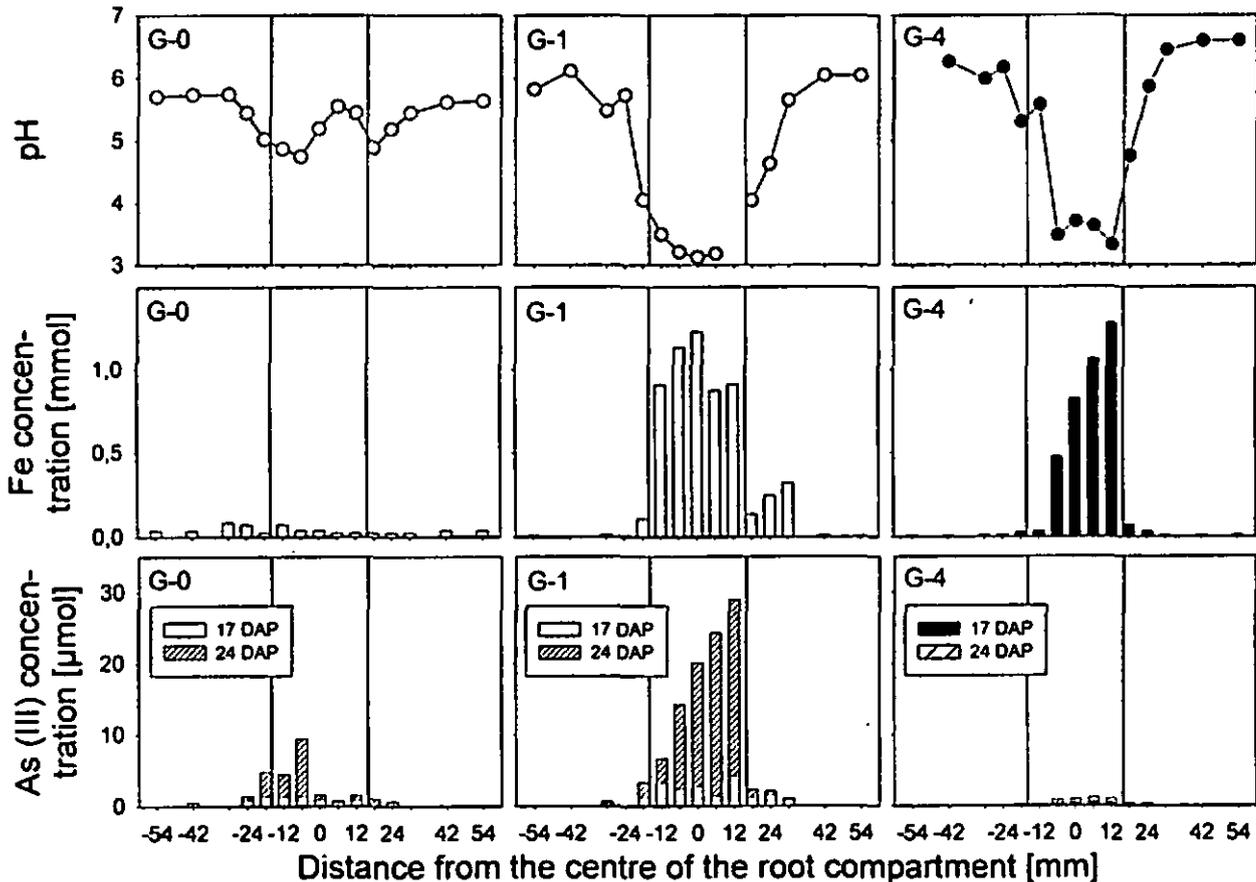


Abbildung 1: Änderung von pH, Fe und As (III) Konzentration in der Bodenlösung mit zunehmendem Abstand von der Mitte des Wurzelkompartimentes in drei Behandlungen mit zunehmender Goethit-Zugabe 17 und 24 Tage nach dem Pflanzen (DAP). Die senkrechten Haarlinien geben die Position des Nylonnetzes an.

zurückzuführen sein. Tatsächlich wurde in der Variante G-1 eine Mobilisierung von P beobachtet (nicht dargestellt). Dass bei G-4 keine Mobilisierung von P festzustellen war kann auf eine geringere Effizienz des Ligandenaustausches bei einem hohen Angebot an Sorptionsplätzen zurückzuführen sein. Das auftreten von As(III) in der Bodenlösung deutet zunächst auf eine Absenkung des Redoxpotentials im Versuchsverlauf hin. Eine solche Erniedrigung des Redoxpotentials könnte durch eine hohe Wurzelatmung induziert worden sein. Die Unterschiede zwischen den Varianten G-0 und G-1 auf der einen Seite und G-4 auf der anderen Seite lassen sich hiermit aber nicht erklären. Die Wurzelmasse unterschied sich zwischen den Varianten G-1 und G-4 nicht signifikant. Die Analyse des Pflanzenmaterials zeigte, dass ca. 95 % des aufgenommenen Arsens in den Wurzeln verbleiben und dass As(V) in den Wurzeln vollständig zu As(III) reduziert wird (nicht dargestellt). Es besteht daher auch die Möglichkeit, dass durch absterben von Wurzelzellen oder durch Exsudation As(III) aus den Wurzeln zurück in den Boden gelangt und dort das auftreten der reduzierten As-Spezies bedingt. Ein solcher Mechanismus würde das Fehlen von As(III) in der Bodenlösung bei der Variante G-4 erklären. Aufgrund der sehr viel

geringeren As-Aufnahme können hier auch nur sehr geringe As-Mengen in den Boden zurückfließen.

#### Zusammenfassung

Obgleich im Modellsystem eine Mobilisierung von Fe und P beobachtet wurde kam es nicht zu einer erhöhten Verfügbarkeit von As(V). Das Auftreten von As(III) in der Bodenlösung des Wurzelkompartimentes lässt sich durch eine Freisetzung von As(III) aus der Wurzel besser erklären als durch eine Erniedrigung des Redoxpotentials im Boden.

#### Danksagung

Die Arbeiten wurden im Rahmen der Helmholtz-Hochschul-Nachwuchsgruppe BASS, finanziert durch die Helmholtz-Gemeinschaft, durchgeführt.

#### Literatur

Mattusch J, Wennrich R, Schmidt A-C and Reisser W 2000 Determination of arsenic species in water, soils and plants. *Fresenius J. of Anal. Chem.* 366, 200-203.

Vetterlein D and Jahn R 2004 Combination of micro suction cups and time-domain reflectometry to measure osmotic potential gradients between bulk soil and rhizosphere at high resolution in time and space. *European Journal of Soil Science* 55, 497-504.

# Bildung und Auflösung von reinen und gemischten Zn- und Ni-Präzipitaten im Boden: Resultate von Säulenversuchen und EXAFS Spektroskopie

Andreas Voegelin\* und Ruben Kretzschmar

## Einleitung

Die Bildung von Spurenmetall-Präzipitaten kann zu einer Reduktion der Bioverfügbarkeit und Mobilität von Zink und Nickel in kontaminierten Böden führen. Ob es dadurch zu einer langfristigen Festlegung der Metalle kommt hängt von der Stabilität der Präzipitate ab, z.B. unter sauren Bedingungen. In Laborexperimenten zur Sorption von Zn(II) und Ni(II) an reinen Ton- und Oxidmineralien wurde gezeigt, dass Zn und Ni in geschichtete Doppelhydroxide (Layered Double Hydroxides, LDH) eingebaut werden können. Spektroskopische Untersuchungen an kontaminierten Böden bestätigten die Bildung solcher Phasen unter Feldbedingungen. Bisher verfügbare Resultate bezüglich der Stabilität dieser Phasen unter sauren Bedingungen deuten auf Unterschiede zwischen Zn- und Ni-LDH Präzipitaten hin. Desweiteren ist nicht bekannt, welche Art von Präzipitat sich bildet, wenn Zn und Ni gleichzeitig anwesend sind. In diesem Zusammenhang waren die Ziele dieser Arbeit: 1) Untersuchung der Bildung von Zn- und Ni-Präzipitaten bei der Reaktion eines Bodens mit Zn-haltigen, Ni-haltigen, oder Zn und Ni-haltigen Lösungen, 2) Bestimmung der Stabilität der gebildeten Phasen unter sauren Bedingungen (pH 3.0) und 3) Charakterisierung der im Boden gebildeten Präzipitate mittels EXAFS Spektroskopie.

## Material und Methoden

**Säulenversuch.** Chromatographische Glassäulen wurden mit 1.5 g Bodenmaterial (160 g/kg Ton, 9 g/kg  $C_{org}$ ) gepackt. Lösungen wurden durch einen Entgaser über HPLC-Pumpen zugeführt und der Säulenausfluss wurde mit einem Fraktionensammler gesammelt. Die Säulen wurden mit 1 M  $CaCl_2$  (1320 Porenvolumen (PV), 1 mL/min) vorkonditioniert und anschliessend mit dem Hintergrundelektrolyten (10 mM  $CaCl_2$  gepuffert auf pH 7.4 mit 1 mM HEPES, 2670 PV, 0.75 mL/min) equilibriert. Anschliessend folgte die Reaktion mit Lösungen, die neben dem Hintergrundelektrolyten 52  $\mu M$   $ZnCl_2$  oder/und  $NiCl_2$  enthielten (1320 PV bei 0.75 mL/min, anschliessend 4080 PV bei 0.1 mL/min). Im folgenden Schritt wurden die Säulen mit 10 mM  $CaCl_2$  gespült, um austauschbar gebundenes Zn und Ni zu entfernen

(1320 PV, 0.5 mL/min). Daraufhin wurden die Bodensäulen zerlegt und der Boden getrocknet. 0.9 g wurden für EXAFS Spektroskopie verwendet, und 0.6 g wieder in die Säulen eingebaut. Anschliessend wurde die Auflösung von Zn- und Ni-Präzipitaten bei pH 3.0 in 10 mM  $CaCl_2$  untersucht (3000 PV, 0.6 mL/min). Der bei pH 3.0 extrahierte Boden wurde wiederum für EXAFS Messungen getrocknet.

**Synthetische LDH Präzipitate.** 20 mM  $AlCl_3$  wurde zusammen mit 40 mM  $ZnCl_2$  oder 40 mM  $NiCl_2$  oder einer Mischung von 20 mM  $ZnCl_2$  und 20 mM  $NiCl_2$  mit 0.1 M NaOH auf pH 6.5 titriert. Pulver-XRD Spektren bestätigen die Bildung von reinen Zn-, Ni-, und einer gemischten ZnNi-LDH Phase.

**EXAFS Spektroskopie.** Die Referenz- und Bodenproben wurden entweder als Pulver oder als PE-Pressling an den Strahlröhren X11A (NSLS, Brookhaven, USA), XAS (ANKA, Karlsruhe, D) oder ROBL (ESRF, Grenoble, F) gemessen. Die Spektren wurden mit der Software WinXAS 2.1 analysiert.

## Resultate

**Säulenversuch.** Während der Beladung der Bodensäulen mit Zn- oder Ni-haltigen Lösungen wurde Zn deutlich stärker sorbiert als Ni (Fig. 1, Tab. 1). Die Reduktion der Flussrate nach 1320 PV resultierte in einer deutlichen Abnahme der Effluentkonzentrationen. Dies zeigt, dass die Sorption zu diesem Zeitpunkt ratenlimitiert war. Das Experiment mit Zn und Ni ergab ähnliche Durchbruchkurven, abgesehen von einer etwas geringeren Sorption von Zn zwischen 2500-4500 PV.

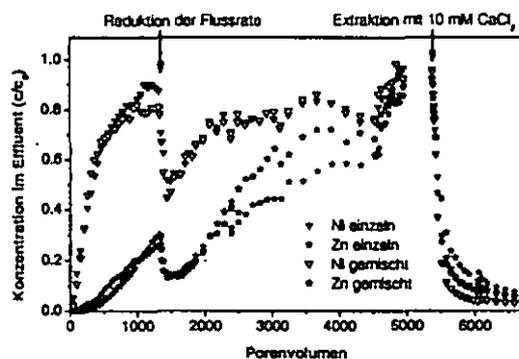


Fig. 1: Zn und Ni im Säulenausfluss während der Reaktion mit Zn- oder/und Ni-haltigen Lösungen und während der Extraktion mit 10 mM  $CaCl_2$ .  $c_0$  = Zuflusskonzentration während Beladungsphase.

Tab. 1: Sorbierte und freigesetzte Mengen an Zn und Ni in den Säulenexperimenten (in mmol/kg).

	Einzeln		Gemischt	
	Zn	Ni	Zn	Ni
Sorbiert	74	38	69	36
$CaCl_2$ ausgetauscht	7	5	5	4
pH 3.0 freigesetzt	64	8	57	28
Residual	4	25	7	4

\* Institut für Terrestrische Ökologie, Eidgenössische Technische Hochschule (ETH) Zürich, Universitätstrasse 16, CHN F23.1, CH-8092 Zürich, Schweiz.  
E-mail: voegelin@env.ethz.ch

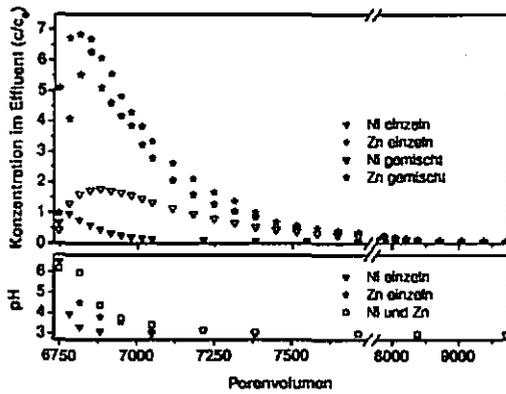


Fig. 2: Zn und Ni Freisetzung aus dem Boden während der Extraktion bei pH 3.0 (in 10 mM CaCl<sub>2</sub>). c<sub>0</sub> = Zuflusskonzentration während Beladungsphase.

Von den total sorbierten Mengen an Zn und Ni waren 5-10% mit 10 mM CaCl<sub>2</sub> austauschbar. Während der anschließenden Extraktion bei pH 3.0 wurde in den Experimenten mit nur Zn, bzw. mit Zn und Ni ähnliche Mengen an Zn freigesetzt (Fig. 2, Tab. 1). Im Gegensatz dazu wurde im Experiment mit nur Ni ein deutlich geringerer Anteil bei pH 3.0 freigesetzt als in der Gegenwart von Ni und Zn (Fig. 2, Tab. 1).

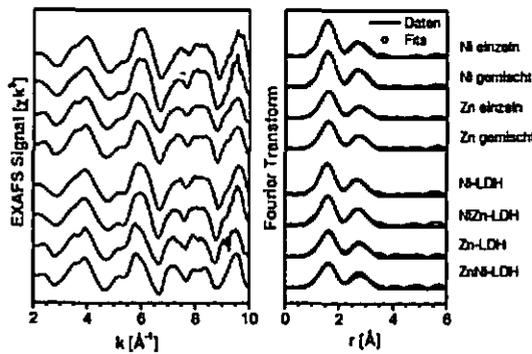


Fig. 3: EXAFS Spektren von Ni und Zn in den Ca-extrahierten Bodenproben und in synthetischen LDH Phasen (NiZn-LDH und ZnNi-LDH bezeichnen die Spektren von Ni und Zn in der gemischten LDH Phase).

**EXAFS-Messungen.** Ein Vergleich der an den Ca-extrahierten Bodenproben gemessenen EXAFS Spektren von Ni und Zn mit den Spektren der synthetischen Ni und Zn Referenzphasen bestätigt, dass sich in den Bodensäulen Präzipitate des LDH Typs gebildet haben (Fig. 3). In den Einmetall-Systemen findet man kürzere Ni-Ni(Zn) als Zn-Zn(Ni) Atomabstände (Tab. 2), was sich mit dem geringeren Ionenradius von Ni erklären lässt. Im gemischten System nähern sich diese Abstände sowohl in der Bodenprobe als auch in der

Referenzphase an. Dies bestätigt, dass sich im Boden in der Gegenwart von Zn und Ni ein gemischtes ZnNi-LDH gebildet hat (Tab. 2).

Tab. 2: Ni-Ni(Zn) und Zn-Zn(Ni) Atomabstände der in den Bodenproben gebildeten und synthetischen LDH Phasen (in Å).

	Einzel		Gemischt	
	Zn	Ni	Zn	Ni
Bodenproben	3.106	3.071	3.093	3.095
Synthetische LDH	3.131	3.081	3.114	3.106

**Diskussion**

Die Durchbruchkurven von Zn und Ni während der Beladung der Säulen sahen im gemischten Experiment sehr ähnlich aus wie in den Einmetalexperimenten (Fig. 1). Andererseits zeigen die Freisetzungskurven von Zn und Ni während der Extraktion bei pH 3.0 sowie die EXAFS Resultate, dass sich im gemischten System nicht separate Zn- und Ni-LDH Präzipitate, sondern ein gemischtes ZnNi-LDH Präzipitat gebildet hat. Dieses Präzipitat löste sich wesentlich schneller auf als das reine Ni-LDH Präzipitat. Analoge Resultate wurden auch in Auflösungsexperimenten mit den synthetischen LDH Phasen bei pH 3.0 gefunden (Voegelin und Kretzschmar, 2005). Die Gegenwart von Zn führt also dazu, dass Ni in ein labileres LDH eingebaut und damit weniger stark immobilisiert wird als in der Abwesenheit von Zn.

**Schlussfolgerungen**

Die Resultate dieser Arbeit zeigen, dass die immobilisierende Wirkung von LDH-Schwermetallpräzipitaten im Boden von der Gegenwart verschiedener Kationen abhängt, die in die Struktur eingebaut werden können und damit ihre Stabilität beeinflussen. Dies kann dazu führen, dass Kationen in gemischten Systemen in weniger stabile LDH-Phasen eingebaut werden als in einem reinen System. Ähnliche Effekte wie sie hier für Zn und Ni beobachtet wurden, sind auch für die Kationen Co, Fe und Mg zu erwarten, die ebenfalls in die LDH Struktur eingebaut werden können.

**Literatur**

Voegelin, A., Kretzschmar, R., *Formation and dissolution of single and mixed Zn and Ni precipitates in soil: Evidence from column experiments and extended X-ray fine structure absorption spectroscopy.* Env. Sci. Technol. 39, 5311-5318, 2005.

# Allophanreicher Ton aus Ecuador Boden – Ton – Rohstoff ?

A. Zeisig<sup>1</sup>, R. Dohrmann<sup>1,2</sup>, R. Jahn<sup>3</sup>

## Einleitung

Im Jahre 1987 wurde das Allophan-Vorkommen in der Region von Santo Domingo de los Colorados (Ecuador), während Prospektionsarbeiten durch die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) und Dirección Nacional de Geología (DINAGE) entdeckt. Das allophanreiche Material bedeckt ein Gebiet von mind. 4000 km<sup>2</sup> mit einer Mächtigkeit von mehr als 5 m. Der Allophan-Gehalt liegt zwischen 50 bis 60 Gew.-%, lokal auch bei 90 Gew.-%.

Allophan ist bekannt als schlechtkristallines Material, meist Verwitterungsprodukt von vulkanischen Aschen. Es besteht aus Siliziumoxid, Aluminiumoxid und Wasser. Aufgrund der einzigartigen Morphologie (mikroporöse Hohlkugel) und der daraus resultierenden hohen spezifischen Oberfläche bezeichnen wir diesen Ton als ‚special clay‘. Die primäre Partikelgröße von Allophan liegt zwischen 3 bis 5 nm.

Seit 2003 wird an der BGR in Kooperation mit dem Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung (Martin-Luther-Universität, Halle-Wittenberg) ein Forschungsprojekt, mit dem Titel „Anwendungspotenzial des Rohstoffs Allophan aus Ecuador“ durchgeführt.

## Material und Methoden

Die Untersuchungen konzentrieren sich auf ein 16 m mächtiges Profil NW’ Santo Domingo. Hierbei wurde jeder Meter beprobt. Zur Charakterisierung des allophanreichen Materials wurden folgende Analysen durchgeführt: Röntgendiffraktometrie (XRD) mit quantitativer Rietveld-Analyse, Röntgenfluoreszenz-Analyse (XRF), Rasterelektronen-Mikroskopie (SEM), Differential-Thermo-Analyse mit Massen-Spektroskopie-Analyse der freigesetzten Gase (DTA-MS), Fourier-Transform-Infrarot-Spektroskopie (FTIR), Kationenaustauschkapazität (KAK), selektive chemische Extraktion, spezifische Oberflächenanalytik (N-BET), und Kohlenstoff-Analyse (Leco) durchgeführt.

Als Anwendungstests wurden Arsenat- und Phosphat-Adsorptionen sowie spezielle Aufbereitungsmethoden wie Dispergierungs-, Granulierungs- und Flockungsverhalten untersucht.

## Ergebnisse und Diskussion

### Charakterisierung

XRD-Analysen zeigen, dass die mineralogische Zusammensetzung des allophanreichen Tonmaterials abhängig von der Tiefe (Tabelle 1) ist. Es konnten zwei unterschiedliche Fazies identifiziert werden.

Die *Allophan-Fazies* (PM 4-01 bis PM 4-09) besteht haupt-

<sup>1</sup> Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, D-30655 Hannover, E-Mail: [a.zeisig@bgr.de](mailto:a.zeisig@bgr.de)

<sup>2</sup> Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Stilleweg 2, D-30655 Hannover

<sup>3</sup> Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Weidenplan 14, D-06108 Halle

sächlich aus Allophan. Fe-Oxide (chem. Extraktion) und Imogolit (SEM) treten als Nebenkomponenten bzw. als Spuren auf. Vermikulit und Hornblende sind typische Nebenkomponenten dieser Fazies.

Die *Halloysit-Fazies* (PM 4-10 bis PM 4-16) besteht überwiegend aus Halloysit. Goethit ist eine kennzeichnende Nebenkomponente, Vermikulit, Feldspat, Hornblende und Allophan fehlen in dieser Fazies.

Tabelle 1: Ergebnisse der qualitativen XRD Analyse

Probe	Identifizierte Minerale									
	röntgenmorph (Allophan, Imogolit, Fe- Oxide)	Halloysit	Gibbsit	Quarz	Cristobalit	Vermikulit	Hornblende	Feldspat	Goethit	Dolomit
Allophan-Fazies										
PM 4-01	+			+						
PM 4-02	+			+						
PM 4-03	+			+						
PM 4-04	+			+						
PM 4-05	+			+						
PM 4-06	+			+						
PM 4-07	+			+			+			
PM 4-08	+			+						
PM 4-09	+			+						
Halloysit-Fazies										
PM 4-10		+	+							
PM 4-11		+	+							
PM 4-12		+								
PM 4-13		+							+	
PM 4-14		+							+	
PM 4-15		+							+	
PM 4-16		+							+	

\*+ = Hauptkomponente, +- = Nebenkomponente, \* = Nebenkomponente-Spur, - = Spur

Die Ergebnisse der XRF Analyse bestätigen die Ergebnisse der XRD Analyse. Zusätzlich zu den XRD Ergebnissen konnten zwei charakteristische Horizonte identifiziert werden. Der erste Horizont (PM 4-07, 6-7 m Tiefe) wird infolge hoher Cristobalit- und Quarz-Gehalte durch hohe SiO<sub>2</sub>-Gehalte charakterisiert. Der zweite Horizont (PM 4-13/14, 12-14 m Tiefe) wird durch Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>-reiche Verhältnisse charakterisiert, die sich aus hohen Goethit-Gehalten ergeben. Möglicherweise können diese zwei Horizonte zur Fazies Differenzierung in weiteren Allophan-Profilen verwendet werden.

Die organische Kohlenstoff-Analyse (Leco) ergab, dass in dem 16 m Profil nur sehr geringe organische Kohlenstoff Gehalte (< 1,4 Gew.-%, lokal < 0,4 Gew.-%) vorkommen.

Das SEM (Niedrigvakuum, Feldemissions-Kathode) wurde verwendet um optische Unterschiede zwischen den zuvor beschriebenen Fazies festzustellen. Dafür wurde die luftgetrocknete Probe auf einem Kohlenstoff-Leit-Tab präpariert. Die Allophan-Fazies (Abbildung 1a) besteht aus Allophan-Aggregaten, die eine wolkenartige Erscheinung haben.

Im Gegensatz dazu zeigt die Probe der Halloysit-Fazie (Abbildung 1b) nicht aggregierte Körner mit deutlichen Korngrenzen. Der durchschnittliche Korndurchmesser liegt bei 600 nm.

Die Abbildungen zeigen, dass das hochauflösende SEM für die Differenzierung beider Fazies gut geeignet ist.

DTA-MS wurde verwendet um die XRD amorphen Mineralphasen zu charakterisieren. Insbesondere kann hierbei Imogolit von Allophan unterschieden werden. Die untersuchten Proben der Allophan Fazies zeigen alle einen großen endothermen Peak zwischen 50 und 300 °C (Desorption von Wasser) und einen charakteristischen exothermen Peak zwischen 900 und 1000°C (Rekristalli-

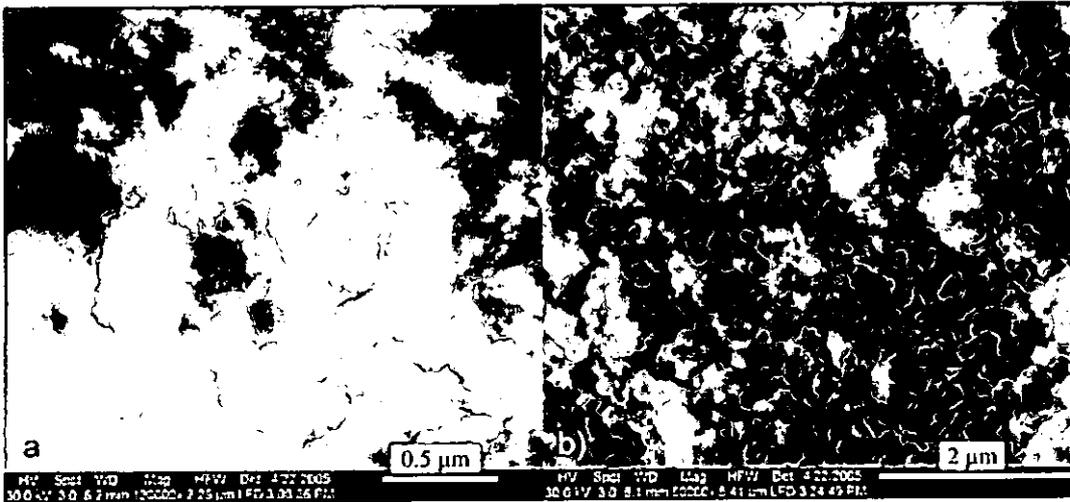


Abbildung 1:  
SEM Bild, niedrig-  
Vakuum, Feld  
emissions-Kathode;  
a) Allophan-Fazies,  
b) Halloysit-Fazies

sation von Mullit). Der charakteristische Peak für Imogolit zwischen 390 und 420°C fehlt, somit konnte Imogolit mittels DTA-MS nicht identifiziert werden. Dieses Ergebnis wird künftig mittels TEM überprüft.

Während XRD nur begrenzte strukturelle Informationen über Allophan (Nahordnung) gibt, kann FTIR hierfür eingesetzt werden, weiterhin können damit isomorphe Substitution (z.B. *Goodman*, 1994) untersucht werden. Diese Methode ist zudem nützlich um strukturelle Materialveränderungen bei verschiedenen Vorbehandlungen (z.B. Erhitzung und Mahlung) zu untersuchen.

Zur KAK-Bestimmung wurden drei verschiedene Methoden verwendet: Na-Azetat-Methode (*Bower et al.*, 1952), Cu-triene-Methode (*Kahr & Meier*, 1996; *Kaufhold & Dohrmann*, 2003) und BaCl<sub>2</sub>-Methode (*Dohrmann*, 1997). Die Cu-triene- und die BaCl<sub>2</sub>-Methode liefern vergleichbare Werte von 3 bis 9 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>. Die Na-Azetat-Methode liefert Werte zwischen 17 und 103 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>. Es ist fraglich ob der große Unterschied der KAK-Werte abhängig vom pH-Wert (Na-Azetat: pH 8,2, Cu-triene und BaCl<sub>2</sub>: pH 5 bis 6) und/oder der Zugänglichkeit der verschiedenen Moleküle zu der inneren Hohlkugel des Allophans sind. Der Einfluss der organischer Substanz auf die unterschiedlichen Werte dürfte gering sein.

Weiterhin wurde die Phosphat-Retention (*Blakemore et al.*, 1987) untersucht. Die allophanreichen Proben adsorbieren 99 Gew.-% des eingesetzten Phosphats (KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>; Ausgangskonzentration: 1 mg P ml<sup>-1</sup>). Vergleichsmaterialien wie Eisenhydroxide (Goethit), Bentonite und Zeolithe (Clinoptilolit) adsorbieren 50 bis 83 Gew.-% des eingesetzten Phosphats.

#### Spezielle Eigenschaften des Allophans

Allophan ist bekannt als Adsorber für Organik, einige Anionen (z.B. Phosphat, Arsenat) und Wasser. Dieser natürliche ‚special clay‘ hat eine hohe spezifische Oberfläche (N-BET Methode) mit einem Maximum bei 320 m<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>. Weitere Untersuchungen werden sich auf die Modifizierung der Oberflächen durch verschiedene Vorbehandlung und somit auf die Erhöhung der spezifischen Oberfläche konzentrieren.

Eine weitere interessante Eigenschaft ist der geringe organische Kohlenstoffgehalt, der generell unter 1,4 % und lokal unter 0,4 % liegt. Dies ist besonders für industrielle Anwendungen wichtig, da die bisher beschriebenen Allophane in Literatur und Patenten wesentlich mehr organischen Kohlenstoff enthalten. Häufig ist in Patenten die Entfernung von organischem Kohlenstoff die Erfindung (5 von 30 Patenten).

Die Sorption von Wasser wurde mit verschiedenen relativen Luftfeuchten untersucht. Die allophanreichen Proben sorbieren hohe Mengen an Wasser. Bei einer relativen Luftfeuchte von 20 % sorbieren die Proben 10 % Wasser, bei 90 % rel. Luftfeuchte 30 %. Die hohe Wasseraffinität verursacht Probleme bei der Produktion und Aufbereitung. Das Ergebnis ist Schmierer und klebende Aggregate. Für unterschiedliche Anwendungen müssen demzufolge spezielle Aufbereitungen entwickelt werden.

#### Schlussfolgerungen

Aufgrund der interessanten Eigenschaften des allophanreichen Materials, primär die hohe spezifische Oberfläche, kann dieser ‚special clay‘ in den folgenden Anwendungsgebieten verwendet werden.

1. Die Fähigkeit des Allophans hohe Mengen an organischen Materialien und einige Anionen wie Phosphat und Arsenat zu adsorbieren, macht dieses Material zum geeigneten Kandidat für die Abwasserbehandlung. Diese fokussiert sich auf die Adsorption und Flockung von Schadstoffen und organischem Material. Weitere Adsorptionskapazitäten von Schadstoffen wie Chromat müssen noch untersucht werden. Da Allophan pH-abhängige Oberflächenladungen besitzt, kann das Flockungsverhalten durch pH-Wert-Änderung gesteuert werden.
2. Die Wasseraffinität von Allophan ist vergleichbar mit der von Zeolithen. Allophan könnte somit als Trockenmaterial und als Wärmespeicher verwendet werden. Folglich muss die Wasseraufnahme in Abhängigkeit von verschiedenen Trocknungszyklen untersucht werden.

Es gibt viele mögliche Anwendungen für den ‚special clay‘ aus Santo Domingo, besonders im Bereich der Umweltschutztechnik. Die wichtigste Herausforderung, von der technischen Seite, ist die optimale Aufbereitung je nach Anwendung. Letztendlich ist der entscheidende Faktor der Wettbewerbsfähigkeit des Allophans auf dem Weltmarkt der Produktpreis.

#### Literatur

- Blakemore, L.C., Searle, P.L., & Dady, B. (1987).* NZ Soil Bureau, 44-45.  
*Bower, C.A., Reitemeier, R.F. & Fireman, M. (1952).* 73, 251-261.  
*Dohrmann, R. (1997).* RWTH-Aachen, AGB Verlag, Aachen.  
*Goodman, B.A. (1994).* In *Wilson, M.J. (ed.)*, Chapman und Hall, London, 1-10.  
*Kahr, G. & Meier, L. (1996).* Berichte der DTTG 1996.  
*Kaufhold, S. & Dohrmann, R. (2003).* Zeitschrift für Angewandte Geologie, 13-18.

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

REFERATE / POSTER

**Gemeinsame Sitzung der Kommissionen V und VIII**

Band 107

Heft 2

2005



# Automatisierte Erstellung der digitalen Geomorphographischen Karte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1:1.000.000 (GMK 1000)

von

GERT H. ADLER<sup>1</sup>, MICHAEL BOCK<sup>2</sup>, ERNST GEHRT<sup>3</sup>, RÜDIGER KÖTHE<sup>2</sup> UND ULRICH STEGGER<sup>1</sup>

## 1. Einleitung

Das Relief der Erdoberfläche ist ein wesentlicher Steuerungsfaktor landschaftsökologischer Prozesse und ein wichtiger Indikator für die räumliche Differenzierung bedeutender Landschaftsbildender Geofaktoren wie Boden, Gestein, Wasser, Klima, usw. Aus diesem Grund werden in den Geowissenschaften (Geographie, Bodenkunde, Geologie, Hydrologie, Meteorologie/Klimatologie, Landschaftsökologie, usw.) seit langem Reliefinformationen zur Unterstützung von Kartierungen und räumlichen Gliederungen sowie zum Aufbau von Geoinformationssystemen genutzt. Mit der zunehmenden Verfügbarkeit von Digitalen Geländemodellen (DGM) und der Entwicklung von geeigneten Auswertungswerkzeugen haben sich zudem neue Möglichkeiten ergeben, Reliefinformationen systematisch für eine Vielzahl von Anwendungen in den Geowissenschaften in Wert zu setzen. Hinsichtlich der Nutzbarmachung digitaler Reliefdaten zur Unterstützung von Bodenkartierungen bzw. zur Ergänzung bodenkundlicher Informationssysteme besteht zwischen der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), dem Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung (NLFb), dem Geographischen Institut der Universität Göttingen und der scilands GmbH eine langjährige Forschungs Kooperation. Vor diesem Hintergrund wurde von der BGR die Erstellung einer digitalen Geomorphographischen Karte der Bundesrepublik Deutschland (GMK1000) zur Erarbeitung bundesweit einheitlicher bodenkundlicher Kartenwerke der Maßstäbe 1:1.000.000 und 1:200.000 bei der scilands GmbH in Auftrag gegeben. Die GMK1000 unterscheidet sich von anderen Geowissenschaftlichen Karten der Bundesrepublik grundlegend dadurch, dass die GMK1000 als ein *automatisch generierter Datensatz* zu verstehen ist.

Der Name "GMK1000" wurde dabei in Anlehnung an andere Kartenwerke gewählt, ist aber etwas irreführend, da digital erstellte Datensätze – nicht zu verwechseln mit der Digitalisierung analoger Karten - grundsätzlich keinen Maßstab, sondern ein räumliches Auflösungsvermögen (Rasterweite) besitzen.

## 2. Datengrundlage der GMK1000

Digitale Geländemodelle (DGM) bilden die ausschließliche Datengrundlage der GMK1000. Für die Erstellung der GMK1000 wurde das DGM M745 genutzt, das auf der Basis von digitalisierten Isohypsen der TK50 "M745" erstellt worden ist. Die Erstellung des DGM war sicherlich nicht einheitlich, worauf innerhalb der Landesfläche unterschiedlich verteilte Fehler im DGM hinweisen. Das DGM M745 lag in der Projektion der "Quadratischen Plattkarte" (Zylinderabbildung mit längentreuen Meridianen und Äquator) vor. Da die GMK1000 ungefähr einen Generalisierungsgrad von Bodenkarten mit Maßstäben zwischen 1:200.000 und 1:1.000.000 aufweisen sollte, war eine Generalisierung des Basis-DGM erforderlich (Rasterweite 250 m). Es werden zwar alle wesentlichen Reliefstrukturen im DGM abgebildet, den Möglichkeiten einer präzisen Identifikation der Reliefformen und der Lagegenauigkeit der Reliefeinheiten in der GMK1000 sind jedoch durch die Generalisierung Grenzen gesetzt. Des Weiteren werden in den flach und insbesondere in den sehr flach geneigten Gebieten Deutschlands die Möglichkeiten der Reliefdifferenzierung eingeschränkt.

Die Qualität des verwendeten DGM hat – neben den eingesetzten Verfahren der Reliefanalyse – somit einen entscheidenden Einfluss auf die Möglichkeiten und Grenzen der erstellten GMK1000.

## 3. Konzeption, Methodik und Inhalte der GMK1000

Da die GMK1000 ausschließlich auf einem DGM beruht, kann sie das Relief der Erdoberfläche nur geomorphometrisch und geomorphographisch beschreiben.

Von Seiten der Geomorphologie und auch der Bodenkartierung sind zwar eine Vielzahl von Reliefgliederungen entwickelt worden, jedoch war keines der entwickelten Gliederungskonzepte für eine zufrieden stellende, automatische Reliefklassifikation geeignet. Entweder fehlen den Gliederungskonzepten exakte morphometrische Definitionen oder sie beschränken sich z.B. auf sog. Reliefelemente, die über die Wölbung des Reliefs klar definiert sind, aber die Ab-

<sup>1</sup> Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover/Berlin

<sup>2</sup> scilands GmbH, Göttingen

<sup>3</sup> Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover

komplexerer Reliefformen offen lassen.

Um diese Forschungsdefizite abzubauen, wurde zwischen 1989 und 1993 das Programm SARA → System zur Automatischen Relief-Analyse - (KÖTHE & LEHMEIER 1993, 1996 und KÖTHE & GEHRT & BÖHNER 1996) zur automatischen Reliefklassifikation am Geographischen Institut der Universität Göttingen entwickelt.

In Kooperation mit der BGR und dem NLFb war eine Weiterentwicklung der Verfahren zur automatischen Reliefanalyse möglich, z.B. um Verfahren der Clusteranalyse mit dem Programm SADO → System zur Analyse und Diskretisierung von Oberflächen ( BÖHNER & KÖTHE & TRACHINOW 1997). Diese beiden Ansätze - automatische Reliefklassifikation und Clusteranalyse - bilden nun die methodischen Grundlagen für die GMK1000.

Die Grundlage jeglicher digitaler Reliefanalyse und Reliefklassifikation bilden *morphometrische Reliefparameter*, die aus den Höhenwerten des DGM berechnet werden. Wie bereits in Kap. 3.2 (b) erwähnt, wird dabei zwischen lokalen und komplexen morphometrischen Reliefparametern unterschieden. Die Qualität der Verfahren zur Berechnung der nachfolgenden Reliefparameter, insbesondere der komplexen morphometrischen Reliefparameter, hat z. T. einen erheblichen Einfluss auf die Qualität der Reliefanalyse. Im Einzelnen sind dies:

**Lokale morphometrische Reliefparameter** (beschreiben die Geometrie der Erdoberfläche in einem Punkt - Mittelpunkt der Rasterzelle).

*Neigung* (Neigungsstärke, berechnet aus einem 4er-Feld von Rasterzellen);

*Exposition* (Neigungsrichtung, Berechnung nach BAUER & ROHDENBURG & BORK 1985);

*Wölbungen* (Krümmungen): Horizontalwölbung, Vertikalwölbung;

*Konvergenz-Divergenzindizes* als Maß für die Konzentration bzw. Streuung des Abflusses auf der Erdoberfläche nach KÖTHE & LEHMEIER (1996), das die Abflussverhältnisse anhand der Exposition (s. o.) berechnet.

**Komplexe morphometrische Reliefparameter:** Reliefparameter, für deren Berechnung ein größerer räumlicher Zusammenhang berücksichtigt werden muss.

*Einzugsgebietsgrößen* – Größe des oberhalb jeder Rasterzelle gelegenen, oberirdischen Einzugsgebietes

*Höhe über Tiefenlinie* – über ein iteratives Verfahren berechnete, relative Höhendifferenzen jeder Rasterzelle über einem zuvor ermittelten Tiefenliniennetz (als lokale Erosionsbasis).

Die Synthese der automatischen Reliefklassifikation – Programm SARA System zur Automatischen Relief-Analyse - (KÖTHE & LEHMEIER 1993, 1996 und KÖTHE & GEHRT & BÖHNER 1996) mit den Ergebnissen der Clusteranalyse – Programm SADO System zur Analyse und Diskretisierung von Oberflächen ( BÖHNER & KÖTHE & TRACHINOW 1997) ergeben am Schluss die Reliefeinheiten der GMK1000.

In den Reliefeinheiten wird das Relief in "Senkenbereiche", "Scheitelbereiche", "Geschlossene Hohlformen" und "Hangbereiche" gegliedert. Dies geschieht in den Landschaftsteilräumen "Senkenbereiche", Norddeutsches Tiefland, Alpenvorland, Bergland, Alpen

Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass auf Grund der vielfachen Möglichkeiten, die die Reliefklassifikation und Clusteranalyse bieten, Geomorphographische Karten nach dem hier vorgestellten Konzept unterschiedliche Inhalte aufweisen können, die z.B. für die jeweilige Fragestellung optimiert sind. Die GMK1000 hätte also bei einer anderen Zielvorgabe im Detail andere bzw. auch wesentlich stärker differenzierte Reliefeinheiten beinhalten können.

## Zur Aussagesicherheit von abgeleiteten flächenbezogenen Profil- Horizontdaten

A. Bauriegel<sup>1)</sup>, Jutta Zeitz<sup>2)</sup>

### Einleitung

Die Verfügbarkeit von aussagekräftigen punkt- und flächenbezogenen Informationen zu den Eigenschaften der Bodendecke sind Voraussetzung für eine sachgerechte Beantwortung von bodenschutzbezogenen und bodennutzungsbezogenen Fragestellungen. Die bereitgestellten Bodendaten müssen einerseits dem Anspruch gerecht werden, die flächenhaft verbreiteten Bodenformen des Landes Brandenburg in ihren Merkmalen und mittleren stofflichen Eigenschaften zu charakterisieren. Andererseits sind sie in Form parameterbezogener Werte notwendige Eingangsgrößen für die bundesweit abgestimmten Auswertemethoden (HENNING 2000) und müssen deren Anforderungen genügen. Oft steht nicht mehr nur die klassische Bodenkarte im Mittelpunkt des Interesses, sondern zunehmend die aus bodenkundlichen Basisdaten abgeleiteten oder modellierten Auswertethemen (FRIEDRICH 1999).

Bodendaten beeinflussen mit ihrer Güte sowohl die Art als auch die Akzeptanz von umweltpolitischen Entscheidungsprozessen (EG 2000). Insofern sind Angaben zur Aussagesicherheit der abgeleiteten flächenbezogenen Profil- Horizontdaten notwendig.

### Eingangsdaten und Parameterspektrum

Die vorhandenen bodenkundlichen Punktinformationen bilden die Datenquelle für die Parametrisierung der Flächenbodenformen. Sie zeichnen sich durch einen historisch gewachsenen und thematisch sehr vielfältigen Erhebungshintergrund aus. Infolgedessen unterscheiden sie sich in ihren Kennzeichnungssystemen, Parameterspektren, Analysenmethoden und in ihrer (digitalen) Verfügbarkeit. Die Auswahl der zu beschreibenden Zielparameter (→ Abbildung 2) erfolgte auf Basis der etablierten und bundesweit abgestimmten Methodenkataloge (MÜLLER (1997), HENNING (2000)). Auf Basis dieser Methodenkataloge erweisen sich verschiedene Parameter wie die Bodenart (n=66) und der Humusgehalt (n=48) als die Kennwerte mit den häufigsten Nennungen innerhalb der Verknüpfungsregeln und unterstreichen damit die Bedeutung der Stoffdaten für die bodenkundlichen Auswertemethoden.

Die Abbildung zeigt die Bedeutung die die einzelnen Parameter innerhalb aller Auswertemethoden einnehmen. Sie bilden im Weiteren das zu berücksichtigende Spektrum an stofflichen Zielparametern.

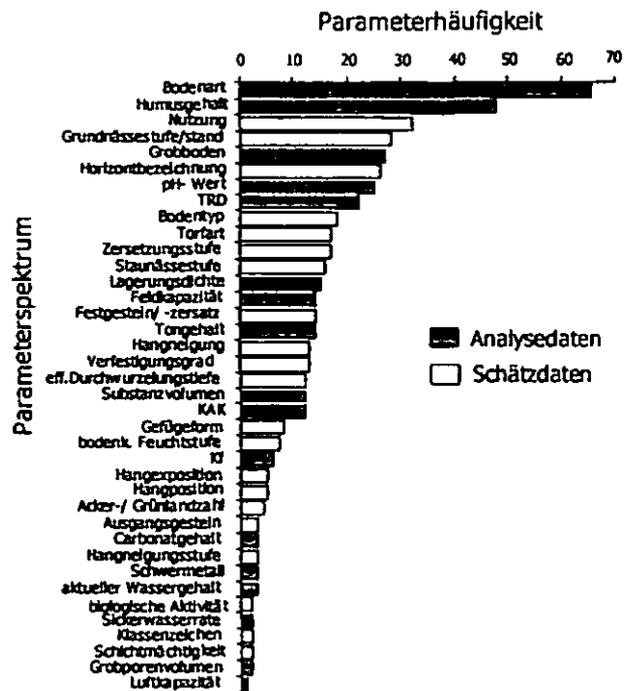


Abb.1: Anzahl von Nennungen als Eingangsparameter innerhalb der bodenkundlichen Auswertemethoden, hinterlegte Balken entsprechen dem Spektrum für stoffliche (gemessene) Parameter

### Ableitungsumfang

Ein Teil der Aussagesicherheit kann über den erzielbaren Ableitungsumfang beschrieben werden. Dieser entspricht dem Stichprobenumfang an Punktdaten, der mit dem Ziel-datenspektrum verknüpft werden kann (Abb. 2, 3).

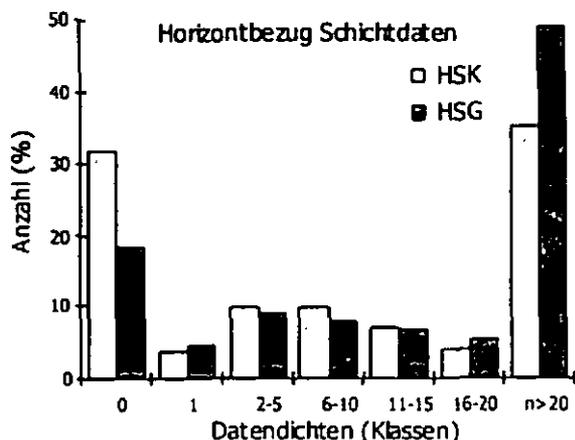


Abb. 2: Klassenbezogene Stichprobenumfänge der Kategorien HSK<sub>2</sub> und HSG für die Ableitungsziele Schichtdaten und Analysedaten. Ein Großteil der horizontbezogenen Zieldaten lässt sich über konkrete Stichproben charakterisieren. Defizite bestehen insbesondere bei Daten, die für die Hinterlegung von Flächenbodenformen aus anthropogenen Substraten benötigt werden (Stadtböden, Bergbaufolgestandorte). Auf den Arealbezug (Abb. 3) wirken sich die Datendefizite dieser

<sup>1</sup> Landesamt f. Bergbau, Geologie u. Rohstoffe, Dezernat Bodengeologie, Stahnsdorfer Damm 77, 14532 Kleinmachnow

<sup>2</sup> Humboldt-Universität zu Berlin, Institut für Pflanzenbauwissenschaften FG Bodenkunde und Standortlehre, Invalidenstraße 42, 10115 Berlin

Flächenbodenformen durch ihren begrenzten Verbreitungsgrad (BAURIEGEL, 2004) weniger aus. Sie müssen aber dennoch in der künftigen Datenerhebung eine besondere Berücksichtigung finden.

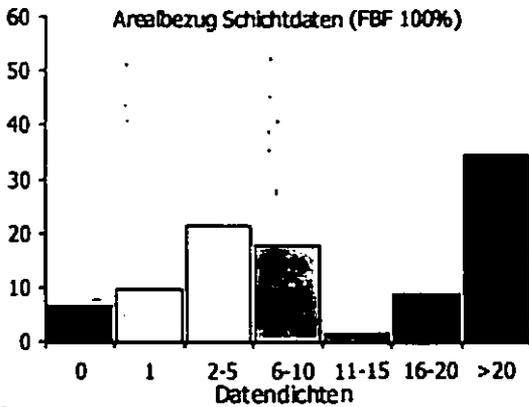


Abb. 3: arealbezogene Datendichten (Landesfläche in %) für vollständig mit Schichtdaten beschreibbare Flächenbodenformen (FBF 100%)

Neben dem Ableitungsumfang besitzt die parameterbezogene Ableitungssicherheit eine besondere Bedeutung für die Aussagesicherheit von thematischen Ableitungsergebnissen. Die Bewertung erfolgte auf Basis der Variationskoeffizienten der Zielparameter. Diese wurden für die Parameter für jede Horizont-Substrat-Gruppe berechnet bewertet (Abb. 4). In der Parameterbezogenen Betrachtung lassen sich tendenziell ableitungssichere (Trockenrohdichte (TRD)) bzw. -unsichere Parameter (gesättigte Wasserleitfähigkeit (Kf)) erkennen. Die parameterbezogene Ableitungssicherheit sollte daher auch in der Bewertung der flächenbezogenen Auswertungsergebnisse Berücksichtigung finden.

**Fazit**

Der Bedarf an bereits thematisch ausgewerteten bodenkundlichen Flächendaten ist offenkundig. Neben dem Ableitungsergebnis erscheint die Angabe von statistisch-deskriptiven Kennwerten sinnvoll. Die angegebenen Streuungskennwerte ermöglichen sowohl eine Sicht auf den Datenhintergrund als auch die zu erwartende Aussagesicherheit der Ableitungsergebnisse.

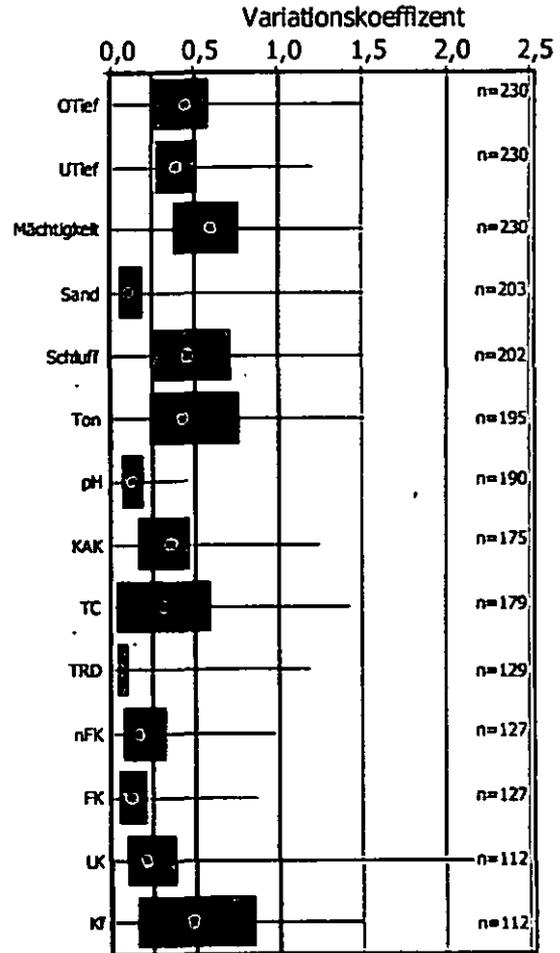


Abb. 4: Mediane, Interquartilabstände und Spannweiten der parameterbezogenen Variationskoeffizienten  $\tilde{x}_{vm}$  der Horizont-Substrat-Gruppe

**Literatur**

BAURIEGEL, A. (2004): Methoden zur Ableitung und Parametrisierung von flächenbezogenen Profil- und Horizontdaten - Am Beispiel der Bodenübersichtskarte des Landes Brandenburg im Maßstab 1:300 000. - Dissertation, Humboldt-Universität Berlin, 147 S., Berlin

EG (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik - Wasserrahmenrichtlinie, AB.L 327.

FRIEDRICH, K. (1999): Die Bodenflächendaten 1:50 000 Hessen, Ziele, Aufbau und Erfahrungen. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Band 91(II): 977-980.

HENNINGS, V. (2000): Methodendokumentation Bodenkunde - Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Geologisches Jahrbuch, SG 1. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und die Staatlichen Geologischen Dienste in der Bundesrepublik Deutschland, Hannover.

MÖLLER, U. (1997): Auswertungsmethoden im Bodenschutz, Dokumentation zur Methodendatenbank des Niedersächsischen Bodensysteminformationssystem (NIBIS), Niedersächsisches Landesamt f. Bodenforschung, Hannover,

## Zur Aussagesicherheit einer Ableitung der nutzbaren Feldkapazität aus den Klassenzeichen und Wertzahlen der Bodenschätzung

Hans Joachim Betzer, Dirk Elhaus und Heinz Peter Schrey

### Einleitung und Zielsetzung

Die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraums (nFKWe) ist eine zentrale Kenngröße bei der Ableitung vieler Bodenfunktionen. Je nach Datenbestand der Bundesländer wird sie aus Bodenkartierungen und/oder aus den Grablochbeschrieben der Bodenschätzung abgeleitet. Die enge Beziehung auch der Wertzahlen der Bodenschätzung zur nutzbaren Feldkapazität ist seit langem bekannt. Im Jahre 2004 haben VORDERBRÜGGE et al. eine neue Methode vorgestellt, die für jedes Klassenzeichen die nutzbare Feldkapazität im Wurzelraum angibt. Hierzu wurden u. a. auch jedem Klassenzeichen empirisch ermittelte Durchwurzelungstiefen zugewiesen. Zum Abgleich dieser Methode mit den auf Grablochbeschrieben und/oder Kartierungen fußenden Verfahren anderer Bundesländer wurden die nFK-Werte im Kreidemünsterland in NRW nach allen drei Verfahren ermittelt.

### Untersuchungsgebiet und Methoden

Das Untersuchungsgebiet umfasst etwa 870 ha landwirtschaftliche Nutzfläche. Es liegt im Kreidemünsterland zwischen den Orten Hamm und Drensteinfurt. Der Untergrund wird von Mergelsteinen des Campans (Oberkreide) bestimmt. Diesen lagern lückenhaft Geschiebelehm und -sand, Flugsand und Sandlöss auf. Über die Stimmigkeit zwischen der Bodenkartierung des Geologischen Dienstes NRW (GD NRW) i. M. 1 : 5 000 und einigen Auswertungen der Bodenschätzung wurde bereits 2002 (BETZER et al.) berichtet.

Es dominieren Klassenzeichen schwerer Böden (LIIa3: 15 Flächen%, TIIa3: 11%; LT5DV: 10%;

T5DV: 7%; T4Vund sL4D und L5DV je 6%; T4DV und IS3D je 5%). Diese sind überwiegend von Staunässe geprägt (s. Tabelle 1).

Tab.1: Anteil der Bodentypen im Untersuchungsgebiet nach der Bodenkartierung 1 : 5 000

Bodentyp	Anteil in %
Pseudogley	47
Pseudogley-Braunerde	14
Pseudogley-Pararendzina	10
Braunerde-Pseudogley	8
Gley-Pseudogley	5
Braunerde-Pararendzina	4
Plaggenesch	3

Für den Methodenvergleich wurden folgende drei Verfahren angewandt:

1. Kartierung i. M. 1 : 5 000; Ermittlung der nFKWe auf der Grundlage der Tabellen 56 und 68 der KA4 (AG BODEN 1994) über das „Informationssystem Boden“ des GD NRW (Methode BK5)
2. manuelle Übersetzung der Grablochbeschriebe nach KA4 unter Verwendung der Klassenzeichen, Wertzahlen, der digitalen BK50, der GK25 etc.; Ermittlung der nFKWe aus den Bodenarten wie oben nach KA4 über das „Informationssystem Boden“ des GD NRW (Methode Grablochb.)
3. direkte Ableitung der nFK im Wurzelraum aus den Klassenzeichen der Bodenschätzung nach VORDERBRÜGGE et al. (2004) (Methode KLZ)

Allen folgenden Auswertungen liegen Grafik und Attribute der 652 Klassenflächen der Bodenschätzung zugrunde. Für die Berechnung von Mittelwerten und Abweichungen wurden die Werte der einzelnen Klassenflächen gegeneinander verrechnet – ohne Berücksichtigung deren Flächengröße. Wo erforderlich wurden die Flächendaten der Bodenkartierung 1 : 5 000 mit denen der Schätzung digital verschnitten und anteilmäßig berücksichtigt. Seltene Sonderflächen wie Hutungen, Nassgleye und solche mit Lö-KLZ wurden vor den folgenden Berechnungen aussortiert.

## Ergebnisse

Die durchschnittliche nFKWe nach der Methode Grablochb. liegt bei 146 mm, die Methode BK5 ist im gleichen Größenbereich und die nFK der Methode KLZ bei 127 mm. Diese Tendenzen zwischen den Methoden treten sowohl bei staunassen und auch bei kaum vernässten Böden auf (Tab.2). Erhebliche Unterschiede zeigen die schweren Böden (Tab.3).

Tab.2: Methodenvergleich in Abhängigkeit von der Staunässestufe (Acker- und Grld.-KLZ)

Auswahlkriterium	Verglich. Methoden	Zahl der Flächen	Differ. der Mittelwerte	Mittlere Abweichung (absolut)
Mittlere bis starke Staunässe oder Grundw. bei 8-13 dm unter Flur	BK5-KLZ	265	+25 mm mehr bei BK5	28 mm
Allenfalls schwache Staunässe, Grundw. tiefer als 8-13 dm unter Flur	BK5-KLZ	292	+23 mm mehr bei BK5	29 mm

Tab. 3: Methodenvergleich in Abhängigkeit von der Bodenart (Acker- und Grld.-KLZ)

Auswahlkriterium	Verglich. Methode n	Zahl der Fläche n	Differ. der Mittelwerte	Mittlere Abweichung (absolut)
Leichte Böden (alle KLZ ohne „T“ und „LT“)	BK5-KLZ	346	+12mm (8% der nFKWe der BK5)	19 mm
Schwere Böden (KLZ „T“ und „LT“)	BK5-KLZ	214	+44mm (29% der nFKWe der BK5)	44 mm
Schwere Böden (KLZ „T“ und „LT“)	BK5-Grablochb.	220	+13mm (8% der nFKWe der BK5)	19 mm

Generelle Unterschiede zwischen dem Acker- und Grünlandschätzungsrahmen hinsichtlich des Methodenvergleichs BK5-KLZ wurden hier im Gegensatz zu anderen Gebieten (MITHÖFER 2002) nicht festgestellt. Dies ist auf die Dominanz

hydromorpher Böden sowohl auf Acker- als auch auf Grünlandflächen zurückzuführen.

## Schlussfolgerung

Auf der schmalen Datenbasis von 270 Flächen bieten die Flächen der Klassenzeichen sL4D, SL4D,SL3D,ISIIa3,IS3D u.a. zwischen allen drei Methoden gute Übereinstimmungen (Fehlerintervall <13%; Abweichung der Mittelwerte /Klassenzeichen etwa 10%). Der Methodenvergleich zwischen dem Verfahren KLZ auf der einen Seite und der BK5 bzw. der Übersetzung der Grablochbeschriebe auf der anderen Seite bringt bei schweren Böden und solchen mit schlechter Zustandsstufe Differenzen von meist >30% der nFKWe je KLZ. Das ist auf die im Schnitt um 3 dm geringere Durchwurzelungstiefe bei der Methode KLZ zurückzuführen. Dies ist methodisch bedingt, da der Einfluss der Staunässe auf die Durchwurzelungstiefe in den Methoden KLZ und KA4 unterschiedlich abgebildet ist (vgl. HARRACH et al. 2005) und eine landesweite Bewertung von Sd-Horizonten als Wurzelhemmnis kaum umzusetzen ist. Zum Abgleich der KLZ-Methode bei staunassen Böden eignen sich hier wohl eher Auswertungen wie die des „pflanzenverfügbaren Bodenwassers“ des GD NRW, in die im Gegensatz zur nFKWe u.a. auch Staunässemerkmale eingehen; für die schweren V-Böden hingegen ist eine Validierung der Eingangsdaten der nFKWe nach KA4 und denen der KLZ-Methode, besonders der Durchwurzelungstiefe (vgl. HARRACH et al. 2005), Voraussetzung.

## Literatur

- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Auflage, Stuttgart.
- BETZER, H. J., & ELHAUS, D., & SCHREY, H. P. (2002): Zur Vertrauenswürdigkeit von aus der Bodenschätzung abgeleiteten Bodenparametern am Beispiel der „Bodenkarte 1 : 5 000 auf der Grundlage der Bodenschätzung“ in Nordrhein-Westfalen. – Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., 99: 101-102, 2 Abb.; Oldenburg.
- HARRACH, T., & VORDERBRÜGGE, TH. (2005): Offene Fragen zur nFK von natürlichen und anthropogenen Böden. – DBG-Nachrichten, 24/1: 55 – 56; Oldenburg.
- MITHÖFER, K. (2002): Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung digitaler Bodenschätzungsdaten für Fragen des Bodenschutzes.- Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., 99: 93-94, 3 Abb., 2 Tab.; Oldenburg.
- VORDERBRÜGGE, TH., & MILLER, R., & PETER, M. & SAUER, ST. (2004): Ableitung der nutzbaren Feldkapazität aus den Klassenzeichen der Bodenschätzung. - Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., 104: 33-34, 1 Abb., 3Tab.; Oldenburg.

Die Autoren bedanken sich bei Th. Vorderbrügge, R. Miller, M. Peter und St. Sauer für die freundliche Überlassung ihrer Methodendokumentation

## **FISBo BGR - Das Fachinformationssystem Bodenkunde der BGR – Status 2005**

ECKELMANN, W.<sup>1)</sup>

### **Einleitung**

Das 1998 verabschiedete Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG), die Diskussionen um die Fortschreibung der ihm nachgeordneten Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung sowie die seit der Verabschiedung der Mitteilung 179 „Hin zu einer spezifischen Bodenschutzstrategie“ im Jahr 2002 von der Kommission der EU verfolgte Initiative zur Entwicklung einer EU-Bodenrahmenrichtlinie haben den Bedarf an umfassenden und detaillierten Informationen über den Zustand und die Eigenschaften der Böden weiter ansteigen lassen. In ihrem Bemühen, diesen Anforderungen gerecht zu werden, sind die Arbeiten der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) beim Aufbau des länderübergreifenden Fachinformationssystems Bodenkunde (FISBo BGR) einige entscheidende Schritte vorangekommen (Eckelmann 2005).

Aufgabe des FISBo BGR ist u. a., die Bundesregierung, deren Bundesbehörden sowie die EU bei allen Fragen von Nutzung, Bewertung und Schutz der Böden kompetent zu beraten, sowie der Wirtschaft, Universitäten, Forschungsinstituten, Länderbehörden und Institutionen auf europäischer Ebene qualitätsgesicherte Daten und validierte Methoden für deren Aufgaben zur Verfügung zu stellen.

Vor diesem Hintergrund hat die BGR ihre Zusammenarbeit mit den Staatlichen Bodenkundlichen Diensten der Länder weiter intensiviert und der interessierten Fachwelt einige wesentliche Produkte verfügbar machen können. Weitere Kooperationen betreffen u. a. die Zusammenarbeit mit den Mitgliedern des European Soil Bureau Network, mit der EU sowie weiteren nationalen und europäischen Partnerinstitutionen.

### **Bodenkundliche Kartieranleitung KA 5**

Nach langjähriger Vorbereitung im Rahmen der Ad-hoc-AG Boden konnte im Mai 2005 die in Zusammenarbeit mit der BGR entwickelte 5. Auflage der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA 5) der Fachwelt zur Verfügung gestellt werden. Die KA 5 ist die zwischen den Staatlichen Geologischen Diensten (SGD) und der BGR vereinbarte Grundlage zur Beschreibung der Böden. Sie ist darüber hinaus wichtiger Standard in Forschung und Entwicklung und seit der Verabschiedung des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) verbindli-

che Norm im Vollzug entsprechender Ländergesetze und Verordnungen.

Wegen ihres verbindlichen Charakters im Verwaltungsgeschehen wurde darauf geachtet, dass die in der vierten Auflage (KA 4) angelegten Tabellenwerke durch die Neuerungen und Fortschreibungen – von Ausnahmen abgesehen – inhaltlich nicht verändert wurden. Neue Datensätze lassen sich deshalb qualitativ vergleichbar in vorhandene Punkt- und Flächendatenbanken integrieren. Kontinuität ist damit gewährleistet, vor allem auch im Sinne der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV).

### **Übersetzungsschlüssel zum Transfer von Bodendaten**

Für die Übertragung von Bodendaten Deutschlands in die aktuellsten nationalen und internationalen Standards hat die BGR einen Übersetzungsschlüssel herausgegeben, der sicherstellt, dass die mit großem Aufwand erhobenen Bodendaten früherer Nomenklaturen auch in Zukunft und vor allem auch international verwendet werden können.

Die komplexe programmtechnische Lösung erlaubt die standardisierte Übersetzung von Bodendaten z. B. der Staatlichen Geologischen Dienste der Länder auch unter Einbindung länderspezifischer Modifikationen aus der Nomenklatur der Bodenkundlichen Kartieranleitung, 3. Ausgabe (KA3), in die Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Ausgabe (KA4), und von der KA4 in die internationalen Nomenklaturen der „Revised Legend“ der „Soil Map of the World“ (FAO) und der „World Referenced Base for Soil Resources“ (WRB). Als Folge der Herausgabe der KA 5 wird der Übersetzungsschlüssel gegenwärtig um diese Anwendung erweitert. Der Übersetzungsschlüssel wurde von der BGR (2004) als Programm-CD mit Erläuterungsheft herausgegeben.

### **Labor- und Profildatenbank**

Die in der Labor- und Profildatenbank des FISBo BGR in enger Kooperation mit den Staatlichen Geologischen Diensten (SGD) der Länder verarbeiteten Profildaten wurden u. a. zur bundesweiten Darstellung spezieller Bodenmerkmale (z. B. Bodenarten, Gehalt von  $C_{org}$ ) ebenso genutzt wie z. B. für die Entwicklung eines Programm zur Berechnung von Beziehungen zwischen Totalgehalten und königwasserextrahierbaren Elementgehalten in Böden. Das Ergebnis einer Zusammenarbeit mit den Bodenkundlichen Diensten der Län-

<sup>1)</sup> Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 30655 Hannover

der ist im Internet als Anwendung der Ad-hoc-AG Boden über den Bereich „Ressource Boden“ des Internetauftritts der BGR <http://www.bgr.de/> verfügbar.

Den weltweiten Vergleich von Bodendaten ermöglichen die in der Datenbank abrufbaren Nomenklaturen Deutschlands: Die Daten sind verfügbar in den Nomenklaturen von KA3, KA4 und KA 5 der Ad-hoc-AG BODEN, der FAO (Food and Agriculture Organization der UN) sowie des US Department of Agriculture (Soil Taxonomy).

### Flächendatenbank

Für die Flächendatenbank des FISBo BGR wurden die Bemühungen zur Entwicklung und Fertigstellung von Bodenübersichtskarten in enger Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten (SGD) der Länder sowie mit Partnerinstitutionen der Europäischen Union forciert. Einen Überblick geben Adler et al. (2003), die Einbindung dieser Kartenwerke in den europäischen Kontext wurde von Eckelmann (2005) in einem gemeinsamen Kompendium mit Mitgliedern des European Soil Bureau Network dokumentiert.

Schwerpunkt der Arbeiten liegt nach wie vor auf der Herstellung der **Bodenübersichtskarte 1:200.000 (BÜK 200)**; sie ist das von den SGD und der BGR gemeinsam entwickelte Basiskartenwerk mit einer Flächendeckung von inzwischen ca. 35 %.

Für die **Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (BÜK 1000)**, der wichtigsten Quelle für Angaben zu Bodeneigenschaften bundesweit sowie Grundlage für europäische Maßstäbe wurde kürzlich eine nutzungsdifferenzierte Variante entwickelt (Richter et al, 2005). Sie ermöglicht eine bessere Einschätzung von Bodenpotentialen und -gefährdungen.

Im gleichen Maßstab ist eine erste **Geomorphographische Karte von Deutschland** fertiggestellt worden, die gegenwärtig mit einem verbesserten Höhenmodell aktualisiert wird.

Mit dem Ziel der Übertragung der für Deutschland vereinbarten Bodenregionalisierung in die EU wurde in der BGR in Zusammenarbeit mit dem European Soil Bureau Network eine **Bodenregionenkarte für Europa 1:5.000.000** erarbeitet. Die Publikation ist in Vorbereitung.

### Weitere Entwicklungen und Arbeitsschwerpunkte

In Zusammenarbeit zwischen den Ad-hoc-Arbeitsgruppen Hydrogeologie und Boden sind unter Leitung der BGR „*Empfehlungen für die Charakterisierung und Parametrisierung des Transportpfades Boden-Grundwasser als Grund-*

*lage für die Sickerwasserprognose*“ erarbeitet worden. Ein weiterer Arbeitsschwerpunkte waren u. a. Entwicklungen zum Indikator basierten Monitoring von Bodenerosion in Europa (Düwel et al. 2005). Alle Fachentwicklungen sind im Internetauftritt der BGR enthalten.

Zur Verbesserung des Datenzugriffs durch Externe wird bei der BGR gegenwärtig ein webbasiertes System mit folgenden Komponenten aufgebaut:

- Datenbankgestütztes Steuerungsmodul für die Selektion von Berechnungs- und Visualisierungsprozessen,
- Darstellung von BGR-Kartenwerken und bodenkundlichen Themenkarten auf der Basis eines Mapservers,
- Web Soil Service (WSS) zur Bearbeitung von labor-, profil- und kartenspezifischen Aufgaben.

Zur Zeit werden die beschriebenen Funktionalitäten im Intranet der BGR getestet. Schon realisiert ist das Angebot der BÜK 1000 als WMS über das Bundesportal <http://geoportal.bkg.bund.de/>.

### Literatur

Adler, G., Behrens, J., Eckelmann, W., Hartwich, R., & Richter, A. (2003): Böden im Überblick. – In: Institut für Länderkunde (Hrsg.): Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland: 100-103; Heidelberg, Berlin (Spektrum).

Ad-hoc-AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. verbesserte und erweiterte Auflage (KA 5); Hannover (in Kommission: Schweizerbart)

Ad-hoc-AG Boden (2005): Methodenvergleich Gesamtgehalte Haupt- und Spurenelemente. – Internetauftritt der Ad-hoc-AG Boden unter <http://www.bgr.de/> im Bereich Boden

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR, 2004): Übersetzungsschlüssel zum Transfer von Bodendaten aus der deutschen Klassifikation KA3 nach KA4 und von KA4 in die internationalen Klassifikationen WRB und FAO. – „Arbeitshefte Boden“, Heft 1/2004; Hannover.

Düwel, O., Böken, H., Hennings, V., Schäfer, W. & A Thiermann (2005): Indikator basiertes Monitoring von Bodenerosion in Europa. – Mitt Deutsche Bodenkundl. Gesellsch.; (in diesem Band).

Eckelmann, W. (2005): Soil Information for Germany: the 2004 Position. – In: Jones, R.J.A., Houskova, B., Bullock, P. & L. Montanarella: Soil Resources of Europe. Second Ed.: p. 147 - 157; Ispra (I; EUR 20559 EN).

Richter, A., Stegger, U. & Siebner, C.(2005): Hinweise zur Auswertung heterogener Kartiereinheiten am Beispiel der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte (BÜK 1000N). – Mitt Deutsche Bodenkundl. Gesellsch.; (in diesem Band).

# Bodendauerbeobachtung in Hessen: Auswertung Schwermetalle

Karl-Heinz Emmerich<sup>1</sup>, Ulrich Drolshagen<sup>1</sup>,  
Katrin Lügger<sup>2</sup>, Sybille Stern<sup>1</sup>

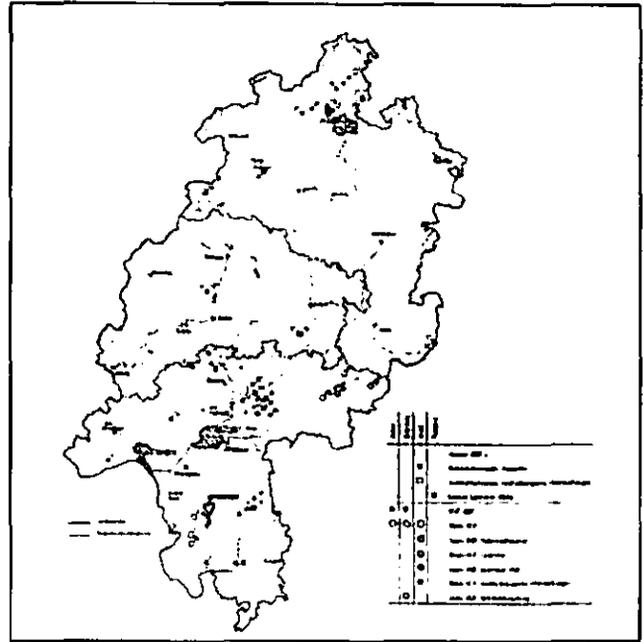
## 1 Einleitung

Mit Hilfe der Bodendauerbeobachtungsprogramme soll der Ist-Zustand der Böden beschrieben, die Veränderung der Böden langfristig überwacht und Prognosen für die zukünftige Entwicklung abgeleitet werden. Damit erfüllt die Bodendauerbeobachtung wesentliche Funktionen, unter anderem als Frühwarnsystem für schädliche Bodenveränderungen, als Kontrollinstrument für umweltpolitische Maßnahmen und auch als Referenz für Bodenbelastungen (BARTH ET AL., 2000).

In Hessen wurden in den Jahren 1992 – 1999 insgesamt 67 Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) eingerichtet, wobei darauf geachtet wurde, dass möglichst alle typischen Landschaften, Boden- und Nutzungsformen Hessens repräsentiert wurden (HLFB, 1998). Ein Teil der Flächen entstand durch Einbindung von Standorten vorhandener Umweltmonitoring-Programme (z.B. MST der Bodenschätzung, Level II, Wdl), andererseits wurden Flächen teilweise an Standorten spezifischer lokaler Belastungen errichtet (z.B. Überschwemmungsflächen, Flughafen) (Karte 1).

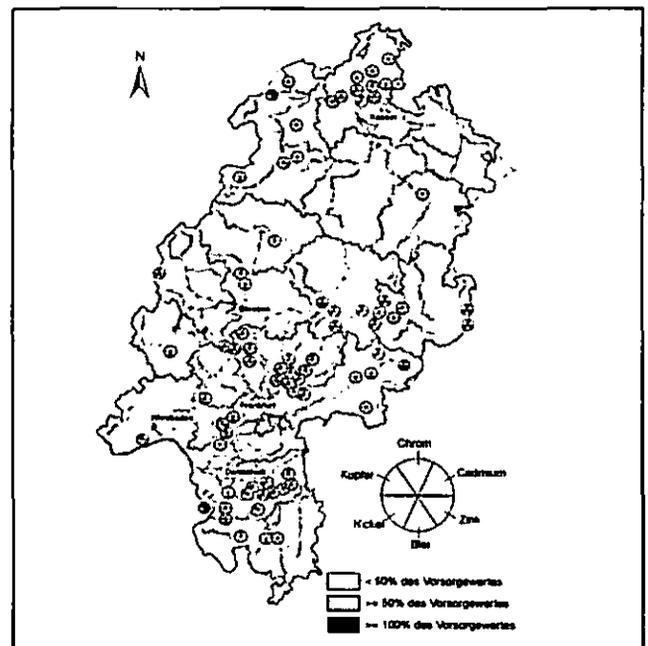
## 2 Methoden

Angrenzend an jede Bodendauerbeobachtungsfläche wurde eine Profilgrube aufgedigelt, an der einmalig Proben auf bodenchemische und -physikalische Parameter untersucht wurden. Weiterhin wurden auf der Fläche nach einem definiertem Schema (BARTH ET AL., 2000) horizontbezogene Flächenmischproben bis in eine Tiefe von mindestens 30 cm gewonnen, die bodenchemisch analysiert wurden. Nach ungefähr 5 Jahren (1997 - 2004) wurde eine erste Wiederholungsbeprobung und -analyse von Flächenmischproben durchgeführt.



**Karte 1:** Die Standorte der hessischen Bodendauerbeobachtungsflächen, ihre Nutzungsformen, Ausstattungen und Einbindung in vorhandene Umweltmonitoring-Programme

An allen gewonnenen Proben wurden die Gehalte von Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn nach Königswasseraufschluß bestimmt; teilweise wurden auch Sb, V, Hg, As und Tl analysiert. Im Laufe der ersten Wiederholungsbeprobungen wurde begonnen, zusätzlich Schwermetallgehalte nach Extraktion mittels Ammoniumnitratlösung und EDTA zu ermitteln.



**Karte 2:** Schwermetallgehalte der Oberböden hessischer Bodendauerbeobachtungsflächen in Bezug auf die Vorsorgewerte der BBODSCHV (1999)

<sup>1</sup> Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG), Dezernat Bodenschutz, Rheingastr. 186, 65203 Wiesbaden; k.emmerich@hlug.de

<sup>2</sup> Professur für Bodenkunde, Johann-Wolfgang-Goethe-Universität Frankfurt a.M., Georg-Voigt-Str.14, 60054 Frankfurt am Main; bodenschutz@hlug.de

### 3 Ergebnisse

Die Schwermetallgehalte der untersuchten Bodendauerbeobachtungsflächen liegen größtenteils im Bereich der Hintergrundwerte Hessens (LABO 2003). Auf Karte 2 wird die Schwermetallbelastung der Oberböden in Bezug auf die Vorsorgewerte der Bodenschutzverordnung (BBODSCHV 1999) abgebildet. Die sechs auf allen Standorten untersuchten Elemente Cr, Cd, Zn, Pb, Ni und Cu werden als Sektoren in einem Kreisdiagramm dargestellt, wobei die Schattierung Aufschluss darüber gibt, ob die jeweiligen Vorsorgewerte überschritten oder zu mehr oder weniger als 50 % erreicht werden.

Auf einigen Bodendauerbeobachtungsflächen werden Vorsorgewerte überschritten, in erster Linie aufgrund erhöhter geogener Grundgehalte der Elemente Cr, Ni und Zn, beispielsweise auf Standorten mit vulkanischem Ausgangssubstrat im Gebiet des Vogelsberges oder in der Rhön. Auch pedogene Anreicherungen (Residualbildungen) auf zwei Terra-Fusca-Standorten können Überschreitungen einiger Vorsorgewerte bewirken.

Hohe Blei-Konzentrationen sind meist auf Standorten unter Waldnutzung zu finden und weisen auf einen erhöhten atmosphärischen Eintrag hin. Als mit Abstand am höchsten belastet zeigt sich eine Bodendauerbeobachtungsfläche in der rezenten Rheinaue, die infolge des fluvialen Schwermetalleintrages für alle dargestellten Schwermetalle (mit Ausnahme von Nickel) die Vorsorgewerte teilweise beträchtlich überschreitet.

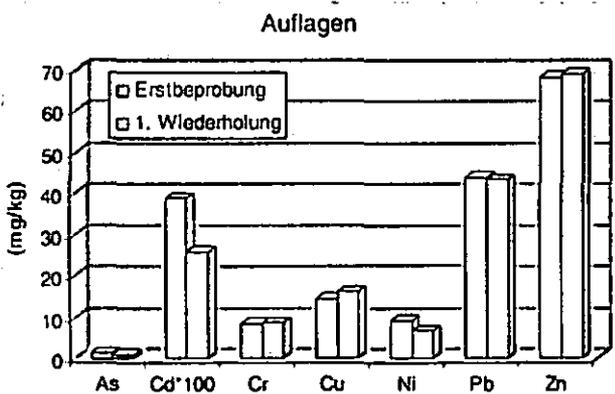


Abb. 1: Mediane der Erst- und der ersten Wiederholungsbeprobung für die Auflagen

### Oberböden

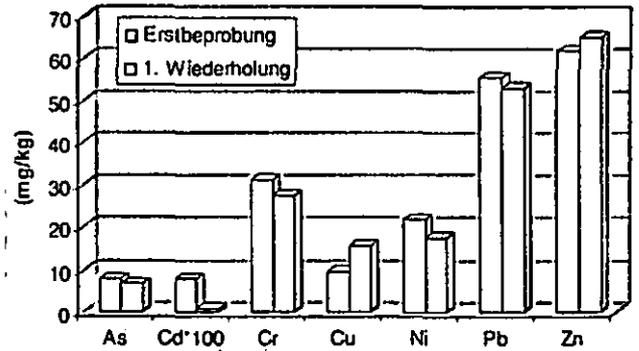


Abb. 2: Mediane der Erst- und der ersten Wiederholungsbeprobung für die Oberböden

Vergleicht man die Mediane der Erst- mit der ersten Wiederholungsbeprobung (Abbildung 1 und Abbildung 2), so lassen sich sowohl bei den Auflagen als auch bei den Oberböden nur für Cu und Zn leicht zunehmende Konzentrationen beobachten. Die Gehalte der übrigen Schwermetalle zeigen eine gleichbleibende bzw. teilweise sinkende Tendenz (Cd). Ob sich dieser Trend nach Auswertung der folgenden Wiederholungsbeprobungen bestätigen lässt, bleibt allerdings abzuwarten.

Die bisherige Datenlage lässt zunächst keine eindeutigen Abhängigkeiten der einzelnen Schwermetall-Aufschlüsse (Königswasser, Ammoniumnitrat und EDTA) erkennen.

### 4 Literatur:

BARTH, N., BRANDTNER, W., CORDSEN, E., DANN, T., EMMERICH, K.-H., FELDHAUS, D., KLEEFISCH, B., SCHILLING, B. und J. UTERMANN (2000): Boden-Dauerbeobachtung – Einrichtung und Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. – in: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., KÖNIG, W. und G. EINSELE (HRSG.): Handbuch Bodenschutz, Bd.3, 32. Lfg. XI/00.

BBODSCHV (1999): Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung, BGBl. I, S.1554.

HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (1998): Böden im Wandel. Geologie in Hessen, Band 2/1998, Wiesbaden.

LABO (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. – in: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., KÖNIG, W. und G. EINSELE (HRSG.): Handbuch Bodenschutz, Bd.3, 40. Lfg. III/04.

# Quantifizierung und Darstellung von Phosphorausträgen aus drei diffusen P-Quellen für Niedersachsen

Annegret Fier<sup>1</sup>, Walter Schäfer<sup>2</sup>, Udo Müller<sup>2</sup>

## Einleitung

Phosphor gelangt über zahlreiche diffuse und punktuelle Quellen in Gewässer. Drei wichtige diffuse P-Quellen werden für Niedersachsen auf Einzugsgebietsbasis quantifiziert und in Form von Rasterkarten dargestellt:

- die potentiellen P-Austräge aus Ackerflächen durch Wassererosion und die P-Einträge in die Gewässer
- die Phosphorausträge aus Moorböden mit dem Dränwasser
- die Phosphorausträge aus Marschböden mit dem Dränwasser

## Methodik

Der potentielle Phosphoraustrag aus Ackerflächen gibt an, wie viel Phosphor im langjährigen Mittel partikelgebunden durch Wassererosion aus Ackerflächen ausgetragen werden kann. Dazu werden drei Faktoren miteinander multipliziert:

- o Der mittlere, langjährig zu erwartende potentielle Bodenabtrag. Er wird mit Hilfe der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) bestimmt. Hierbei findet lediglich der Erosionsschutzfaktor keine Berücksichtigung, da auf dieser Maßstabsebene keine flächendeckenden Daten vorliegen.
- o Der Phosphorgesamtgehaltes im Oberboden. Zur Abschätzung werden auf Kreisebene vorliegende Bodenuntersuchungsergebnisse des pflanzenverfügbaren Phosphorgehaltes der Landwirtschaftskammern und aus der Bodenübersichtkarte 1:50 000 (BÜK 50) von Niedersachsen abgeleitete Sand-, Ton-, C<sub>org</sub>-Gehalte und Ziel-pH-Werte miteinander verrechnet (Fier et al. 2005).
- o Ein P-Anreicherungsfaktor. Da sich Nährstoffe und insbesondere Phosphor im Bodenabtrag anreichern (Auerswald 1989).

Das sich aus der Multiplikation ergebene Phosphoraustragspotential in t/a wird für Flusseinzugsgebiete aufsummiert und auf die Fläche bezogen dargestellt in kg P/km<sup>2</sup>·a.

In einem weiteren Schritt wird der Anteil am Phosphoraustrag abgeschätzt, der tatsächlich in die Gewässer transportiert wird bzw. ein Einzugsgebiet verlässt (Abb. 1). Es wird Phosphoreintragspotential genannt. Dazu wird nach einem Ansatz von Behrendt et al. (1999) für jedes Einzugsgebiet der Anteil am Bodenabtrag abgeschätzt, der in ein Gewässer gelangt, das sog. Sedimenteintragsverhältnis. Auch die weitere Phosphoranreicherung zum und im Gewässer wird berücksichtigt.

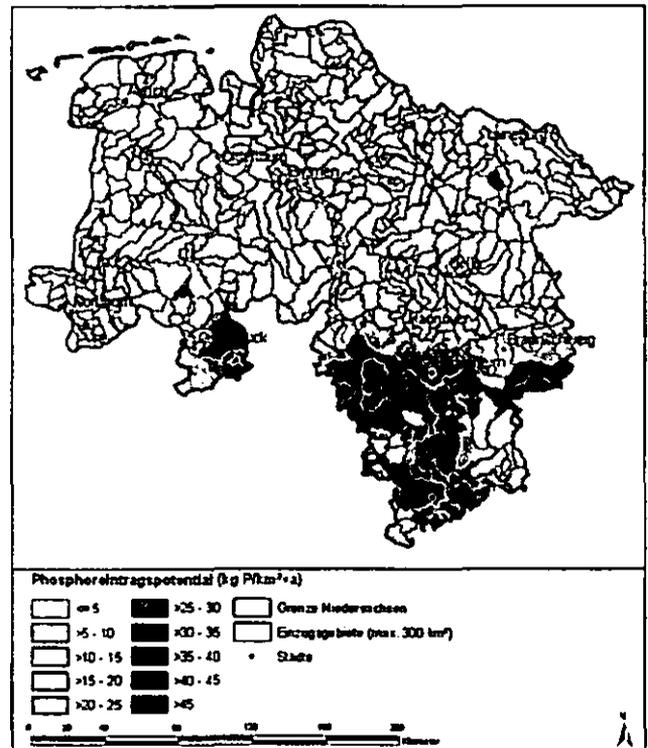


Abb. 1: Karte des Phosphoreintragspotentials in Gewässer aus ackerbaulich genutzten Flächen in kg P/ km<sup>2</sup>·a für Einzugsgebiete bis 300 km<sup>2</sup>

Besonders Hochmoorböden neigen wegen fehlender Bindungsplätze zur Phosphorverlagerung mit dem Sickerwasser. Um die Phosphorausträge aus Moorböden zu bestimmen wird aus der BÜK 50 eine Rasterkarte aller Moorstandorte unterteilt in Hoch- und Niedermoor angelegt. Mit Hilfe der Karte der Landnutzung nach ATKIS werden die Moorflächen weiter nach Acker, Grünland und sonstiger Nutzung differenziert und der entsprechende Wert aus Tabelle 1, umgerechnet auf eine Rasterzelle, zugeordnet.

<sup>1</sup> Fachhochschule Osnabrück, Fakultät Agrarwissenschaften und Landschaftsarchitektur, Oldenburger Landstr. 24, 49090 Osnabrück, a.fier@fh-osnabrueck.de  
<sup>2</sup> Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Stilleweg 2, 30655 Hannover

Tab. 1: Mittlere Phosphorausträge aus Moorböden (Scheffer und Blankenburg 2004)

mittlerer Phosphoraustrag [kg P/ha × a]	Hochmoor	Niedermoore
Acker	14	1,3
Grünland	6,5	0,8
Sonstige Nutzung	1	0,2

Die P-Austräge werden für jedes Einzugsgebiet aufsummiert und bezogen auf die Fläche dargestellt in kg P/km<sup>2</sup>×a (Abb.2).

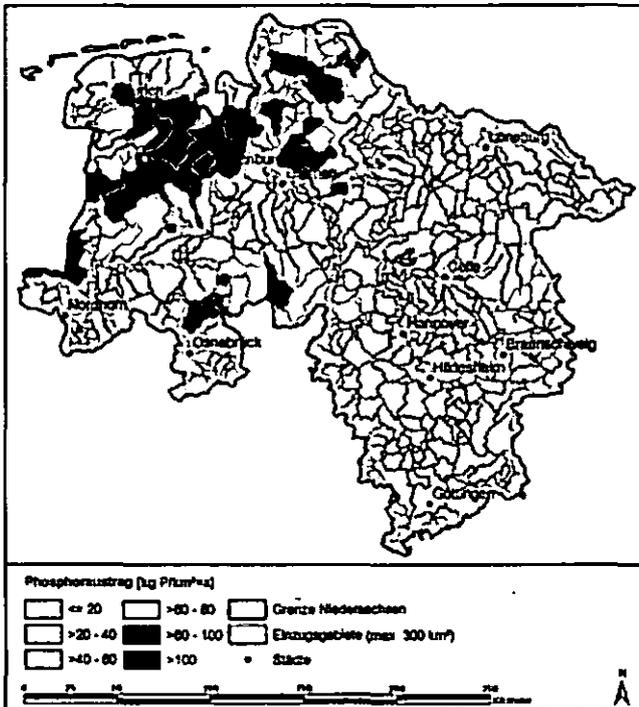


Abb. 2: Karte des Phosphoraustrags aus Hoch- und Niedermooren mit dem Dränwasser in kg P/km<sup>2</sup>×a für Einzugsgebiete bis 300 km<sup>2</sup>

Bedingt durch ein dichtes Entwässerungsnetz aus Gruppen und Rohrdrainagen weisen Marschen ebenfalls erhebliche P-Austräge auf. Es wird eine Karte der Marschenstandorte aus der BÜK 50 erstellt und mit der Landnutzung verschnitten. Die mittleren P-Austräge werden entsprechend Tabelle 2 zugeordnet. Die Ergebnisse werden pro Einzugsgebiet in kg P/km<sup>2</sup>×a angegeben und dargestellt.

Tab. 2: Mittlere Phosphorausträge aus Marschen (Foerster 1998)

mittlerer Phosphoraustrag [kg P/ha×a]	Marschen
Acker	0,5
Grünland	1,5
Sonstiges	0

### Ergebnisse

Gebiete mit hohem P-Austragspotential durch Erosion liegen vor allem im südniedersächsischen Berg- und Hügelland. Weitere Schwerpunkte bilden Sandlößgebiete der Syker Geest und das Uelzener Becken. Niedersachsenweit werden im langjährigen Mittel potentiell ca. 1600 t P/a von Ackerflächen abgetragen (Abb. 1), davon gelangen ca. 410 t/a in die Gewässer.

Aus den Moorböden werden ca. 1330 t gelöstes P/a in die Vorfluter ausgetragen. Die Marschen tragen weitere 410 t P/a dazu bei.

### Schlussfolgerung

Werden die drei P-Quellen verglichen, kommt in Niedersachsen dem P-Austrag aus den Mooren aufgrund der flächenstarken landwirtschaftlich genutzten Hochmoore die größte Bedeutung zu. Erst danach folgt die Erosion als Phosphorlieferant, gleichauf mit den Austrägen aus den Marschen. Die erzeugten Karten dienen der Orientierung über betroffene Gebiete, die einer eingehenderen Untersuchung bedürfen. Diese Arbeit stellt einen Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie dar.

### Literatur

- Auerswald, K. (1989): Predicting Nutrient Enrichment from long-term average Soil Loss. In: Soil Technology, 2. S.217-277.
- Behrendt, H.; P. Huber; M. Kornmilch et al. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Umweltbundesamt, Forschungsvorhaben Wasser, Forschungsbericht 296 25 515, UBA-Texte 75/99, Berlin.
- Foerster, P. (1998): Stoffausträge im Oberflächenabfluss auf Grünland in der Marsch. In: Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung, 39. S. 12-16.
- Scheffer, B.; J. Blankenburg (2004): Diffuse Nährstoffeinträge aus nordwestdeutschen Niederungsgebieten in Fließgewässer. In: Wasserwirtschaft, Bd. 94, Heft 3. S. 28-32.
- Fier, A.; A. Thiermann, W. Schäfer (2005): Ermittlung der Erosionsgefährdung in Niedersachsen und die Anwendungsmöglichkeiten am Beispiel von Phosphorausträgen. In: NNA-Berichte, Bd.18, Heft 1. S.129-138.

## Erfahrungen zur landesweiten Auswertung von Daten zum Schätzungsnachweis (ALB Folie 32) und Vergleich mit Auswertungen der Folie 042 (ALK) für Belange des Bodenschutzes in Hessen

FRIEDRICH, K.<sup>1</sup> & M. SCHMANKE<sup>2</sup>

In einigen Bundesländern haben sich in den letzten Jahren die verfügbaren mittelmaßstäbigen Daten für Belange des Boden- und Naturschutzes, der Landschaftsrahmen- und Regionalplanung sowie für hydrologische, wasserwirtschaftliche u. a. Fragestellungen etablieren können. Mit den Planungsinstanzen auf nächster Ebene sind die Arbeitsmaßstäbe und damit der Bedarf an Grundlagendaten mittlerweile auf kommunalen Maßstäben angekommen. In jüngerer Zeit nehmen daher die Anfragen nach großmaßstäbigen Auswertungen zu Bodenfunktionen und -eigenschaften deutlich zu. Trotz des großen Maßstabes handelt es sich häufig aber doch um regionale oder sogar landesweite Projekte, die es in überschaubarem Zeitraum zu bearbeiten gilt. Für die Maßstabebene 1 : 5.000 und größer, liegt bezüglich Bodendaten für die landwirtschaftliche Nutzfläche in den meisten Ländern flächendeckend nur die fiskalische Bodenschätzung vor.

### Daten der Bodenschätzung

Seit 2002 wird in den Ländern Hessen und Rheinland-Pfalz im Rahmen einer Kooperation die systematische Auswertung der Bodenschätzungsdaten betrieben. Entgegen dem Ansatz von BENNE & HEINEKE (1987) sowie BARTSCH et al. (2003) werden die Daten ohne eine Übersetzung in die so genannte „moderne bodenkundliche Ansprache“ direkt ausgewertet, um räumliche Aussagen zur Bodenbeschaffenheit sowie deren -eigenschaften und -funktionen zu gewinnen (FRIEDRICH & KEIL 2003). Aufsetzend auf den Datenstrukturen des Digitalen Feldschätzungsbuches (FESCH) und der Automatisierten Liegenschaftskarte (ALK) werden Klassenzeichen und Grablochbeschriebe mit Hilfe einer strukturierten Methodenbank ausgewertet (vgl. SAUER et al. und VORDERBRÜGGE et al. 2004).

Tab. 1: Daten der Bodenschätzung

Datenpool	Kurzbez.	Inhalte
Bodenschätzungskarte auf Basis der Katasterkarte Amtliches Liegenschaftskataster (ALK) Folie 042	ALK Folie 042	Bodenschätzungsgrenzen, bestimmende Grablöcher, Klassenzeichen
Feldschätzungsbuch Digitalisiert Digitales Feldschätzungsbuch FESCH, ab 2005 FESCH.32 (32 bit Version)	FESCH	Grablochbeschrieb der bestimmenden Grablöcher, Vergleich- und Musterstücke, in manchen Ländern sind Bohrungen (keine Koordinaten der Grablöcher)
Klassifizierung Fiskalische Klassifizierung der Bodenschätzung für Flurstücke im amtlichen Liegenschaftsbuch (ALB) in der Folie 32	ALB Folie 32	Flächengewichtete Klassenzeichen der Flurstücke, erstellt auf Grundlage der Bodenschätzungskarte, Darstellbar auf Basis der Folie 001 des ALK

Für flächendeckende Fragestellungen liegt jedoch die Verfügbarkeit in Hessen – wie auch in anderen Ländern - noch in weiter Ferne. Für Hessen liegt der Erfassungsstand zur Folie 042 des ALK bei ca. 17%, während FESCH-Daten für ca. 32% der Gemarkungen erfasst sind. Ohne Veränderung der Ressourcen ist mit einem weiteren Bearbeitungszeitraum von 8 bis 10 Jahren zu rechnen.

Um möglichst rasch flächendeckende Auswertungen auf Basis der Bodenschätzung vornehmen zu können, bietet sich darüber hinaus die Folie 32 des Automatisierten Liegenschaftsbuches (ALB) an. Mit der fiskalischen Klassifizierung liegen unter Verwendung der Flurstücksgeometrie des ALK (Folie 001) Bodenschätzungsdaten auf Basis flächenanteiler Klassenzeichen für die einzelnen Flurstücke vor (vgl. Tab.1). Dieser Datenbestand ist in vielen Bundesländern flächendeckend digital verfügbar (vgl. Tab. 2). Der Zusammenhang von ALK Folie 042, FESCH und ALB Folie 32 ist in Abb. 1 veranschaulicht.

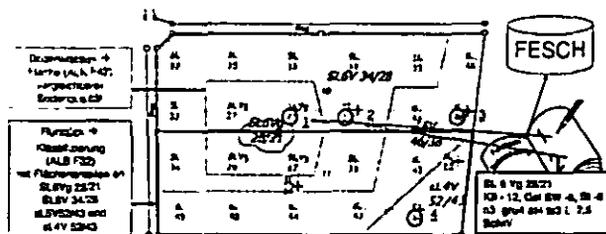


Abb. 1 Zusammenhang der Feldschätzungskarte -ALB Folie 042, Feldschätzungsbuch – FESCH und ALB Folie 32

Die ALB-Daten bestehen für Hessen aus ca. 3,7 Mill. Datensätzen mit Angaben zur Gemarkung, Flur, Flurstück, Klassenzeichen und Fläche. Die analog planimetrierten und editierten Daten beinhalten dabei eine Vielzahl von Fehlerquellen. Ein großer Anteil der Fehler kann auf Basis automatisierter syntaktischer und semantischer Plausibilitätsprüfungen bereinigt werden (ca. 0,6 % der Datensätze). Drei Promille der Datensätze ist aufgrund nicht übersetzbarer Begriffe nicht zu bereinigen. Plausibilitätsprüfungen auf die Angaben zur Flächengröße und Vergleiche mit den Daten zur ALK Folie 042 lassen weitere Fehler von ca. 2 % annehmen. Somit liegt für Hessen ein Bodenschätzungsdatenbestand bezogen auf die Flurstücke mit einer Fehlerwahrscheinlichkeit von etwa 3 % vor (Bezug ALK, Folie 042).

### Aussageschärfe der Folie 32 des ALB

Mit der flurstücksbezogenen Aussage der ALB-Daten variiert die räumliche Auflösung sehr stark mit der Flurstücksgröße. In Realteilungsgebieten ohne Flurbereinigung erreicht sie fast die Auflösung der ALK Folie 042, während in differenziert geschätzten aber flurbereinigten Gebieten die räumliche Auflösung gegenüber den ALK stark eingeschränkt ist. Zur Bewertung der Gemarkungen eignet sich hier eine Auswertung zur mittleren Flächengröße der Flurstücke und ein Zerschneidungsindex mit der mitt-

<sup>1)</sup> Hess. Landesamt für Umwelt und Geologie, Rheingaustraße 186, D-65203 Wiesbaden

<sup>2)</sup> Ingenieurbüro SCHNITTSTELLE BODEN, Belsgasse 13, 61239 Ober-Mörlen

Tab. 2: Stand der Verfügbarkeit digitaler Bodenschätzungsdaten in den einzelnen Bundesländern (Stand Februar 2005)

Bundesland	Stand der digitalen Verfügbarkeit (Februar 2005)						
	Folie 42 ALK (Bodenschätzungskarten mit Klassenzeichen und räumlicher Referenz der bestimmenden Grablöcher)		Folie 032 des ALB (Klassifizierung, Flurstücke mit prozentualer Verteilung der Klassenzeichen) und Folie 1 ALK (Flurstücke) Folie 32 ALB/Folie 1 ALK in %		Grablochbeschreibungen (mit Ausnahme von NS in FESCH)		Bemerkungen
	Anteil	Abschluss	Flächenanteil	Abschluss	Anteil	Abschluss	
BW	8 %	-	100/100%	-	5 % der Gemarkungen	-	
BY		bis 2007	100/100%			bis 2007	Nach OFD – F042 eher später, FESCH früher
BB		bis 2006	„teilweise“	wird nach F042 erstellt	45 %		
HH	100 %	abgeschlossen	?		100 %	abgeschlossen	
HE	17%	Bis 2010ff	100/100%		Ca. 32 %	k.a.	
MV	Pilotstudien				Pilotstudien		
NS	70 %		100/100%		70 %		Nach OFD nahe 100%
NW	In sehr wenigen Kreisen abgeschlossen		100?/100%		Digitalisierung wurde begonnen		
RP	50 %	2006	100/100%		60 %	2006	
SL	Pilotstudien			?	Pilotstudien		
SN			?		20 %		
ST	100%		?		100 %	abgeschlossen	F42 mit erheblichen Auswertungsproblemen
SH		2006	?		100%	abgeschlossen	
TH	80 Gemark	„langfristig“	Ca. 50%/65%		55 %		

aus: Pfeiffer, E.-M., S. Sauer & E. Engel (Hrsg.) (2005): Bodenschätzung und Bodenbewertung - Nutzung und Erhebung von Bodenschätzungsdaten - 2. überarb. u. akt. Aufl., Verlag Chmielorz GmbH, Wiesbaden, 88 S. und eigener Erhebung

leren Anzahl von Klassenzeichen je Flurstück (vgl. <http://www.hlug.de/medien/boden/fisbo/bs> unter Rubrik „Produkte & Anwendungen“).

Da Flurstücke neben der landwirtschaftlichen Nutzung auch andere Nutzungsarten vorweisen können, bezieht sich die Aussage des Klassenzeichens bzw. der Klassenzeichen nur auf die landwirtschaftliche Nutzfläche. Die Nutzungsart ist prinzipiell über die Folie 021 des ALK nachweisbar. In Hessen wie auch in vielen anderen Bundesländer liegt diese aber ebenfalls nur eingeschränkt vor. Bei der alleinigen Nutzung der Folie 001 kommt es so bspw. bei Waldfluren zum Auszeichnen sehr großer Flurstücke, obwohl nur sehr kleine Areale des Flurstücks landwirtschaftlich genutzt sind.

Die Folie 32 des ALB wird bis zur Fertigstellung des ALKIS nicht weiter gepflegt. Dies führt dazu, dass schon jetzt Datenbestände unterschiedlicher Bodenschätzungen im Vergleich zur ALK, Folie 042 vorliegen. Da gerade problematische Gemarkungen einer Nachschätzung unterzogen werden, können sich hieraus beträchtliche Aussageunterschiede hinsichtlich Qualität und räumlicher Auflösung ergeben.

### Bewertung und Anwendungsgebiete

Erste landesweite Auswertungen zeigen zahlreiche Anwendungsgebiete für die Bodenschätzungsdaten des ALB auf. Obschon die räumliche Auflösung gegenüber der Folie 042 der ALK eingeschränkt ist, kann der Anwendungsbereich auf der Ebene des Flurstücks z. T. ohne Nachteile genutzt werden, wenn man von den fehlenden Grablochbeschrieben des FESCH einmal absieht. Denn viele Fragestellungen sind für sich schon flurstück- bzw. schlagbezogen. So eignet sich der Datenbestand bspw. zur Ausweisung von pot. landwirtschaftlichen Kompensationsflächen durch die neue Verordnung über die Durchführung von Kompensationsmaßnahmen, Ökokonten, deren Handelbarkeit und die Festsetzung von Ausgleichsabgaben (Kompensationsverordnung - KV) vom

1.9.2005. Aufgrund von Gemarkungsstatistiken können hier Flächen von „untergeordneter landwirtschaftlicher Bedeutung“ ausgewiesen werden.

Andere Anwendungsbereiche sind landwirtschaftliche Fördermaßnahmen bzw. Förderprogramme. Ein Anwendungsgebiet ist die Bewertung der Erosionsgefährdung von landwirtschaftlichen Nutzflächen im Rahmen von Cross Compliance. Der AK Erosionsgefährdungsabschätzung im Rahmen von Cross Compliance empfiehlt hier die Verwendung der Klassenzeichen zur Ableitung der Erodierbarkeit (K-Faktor) in Anlehnung an DIN 19708. K-Faktor und Reliefauswertungen können so bei Verfügbarkeit einer Schlagdatei (InVeKos) auf der räumlichen Abgrenzungsebene des Bewirtschaftungsschlages durchgeführt werden.

Ausgehend von diesen Beispielen erscheint der Einsatzbereich nach den ersten Auswertungen des hessischen Datenbestandes als sehr vielfältig. Die Anwendungsbereiche bleiben aber gegenüber der Nutzung der Folie 042 der ALK und der Grablochbeschriebe durch FESCH weiterhin eingeschränkt.

### Literatur

BARTSCH, H.-U., BENNE, I., GEHRT, E., SBRESNY, J. & WALDECK, A. (2003): Aufbereitung und Übersetzung der Bodenschätzung.- Arb.-H. Boden, 2003/1, 45-95; Hannover.

BENNE, I. & HEINEKE, H.-J. (1987): Die Übersetzung der Bodenschätzung und ihre digitale Bereitstellung in einem Bodeninformationssystem für den Umwelt- und Bodenschutz.- Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges., 53, 89-94; Oldenburg.

FRIEDRICH, K. & KEIL, B. (2003): Bodenfunktionsbezogene Auswertung von Bodenschätzungsdaten für Hessen und Rheinland-Pfalz. - Projektübersicht - Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. 102/2, 469-470; Oldenburg.

PFEIFFER, E.-M., SAUER, S. & ENGEL, E. (Hrsg.) (2005): Bodenschätzung und Bodenbewertung -Nutzung und Erhebung von Bodenschätzungsdaten -2. Aufl., 88 S.; Wiesbaden (Chmielorz Verlag).

VORDERBRÜGGE, TH., MILLER, R., PETER, M. & SAUER, S. (2004): Ableitung der nutzbaren Feldkapazität aus den Klassenzeichen der Bodenschätzung. - Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges., 104, 33-34.; Oldenburg.

Sauer, S., R. Miller, M. Peter & Vorderbrügge, Th. (2004): Bodenfunktionsbezogene Auswertung von Bodenschätzungsdaten für Hessen und Rheinland-Pfalz - Methodenentwicklung -. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges., 104: 33-34; Oldenburg.

# Bodenbewertung in Planungs- und Zulassungsverfahren

Dr. Marion Gunreben<sup>1</sup>

## 1 Das Schutzgut Boden in Planungs- und Zulassungsverfahren

Mit der gestiegenen rechtlichen Bedeutung des Bodenschutzes (u. a. durch Bundes- und Landes-Bodenschutzgesetze) sind Zielvorstellungen des Bodenschutzes immer stärker umzusetzen – auch wenn das Bodenschutzrecht gegenüber einer Reihe von Rechtsbereichen nachrangig ist (u. a. gegenüber dem Baurecht, dem Wasserrecht oder dem Abfallrecht). In vielen Planungs- und Zulassungsverfahren unterschiedlicher Maßstabsebenen, bei denen Belange des Bodenschutzes betroffen sind, sind bodenkundliche Beiträge notwendig, z. B.:

- Obere Planungsebene (2:200000): Landesraumordnungsprogramme, Landschaftsprogramme, Flurbereinigungsprogramme
- Mittlere Planungsebene (1:50.000, 1:25.000): Regionale Raumordnungsprogramme, Raumordnungsverfahren, Landschaftsrahmenpläne, Agrarstrukturelle Entwicklungsplanungen, Deponieleitplanungen, Abfallplanungen, Umweltverträglichkeitsstudien
- Untere Planungsebene (1: 10.000, 1:5.000): Bauleitpläne, Landschaftspläne, Grünordnungspläne, Flurbereinigungsverfahren, Agrarstrukturplanungen, Deponieplanungen, Sanierung von Altlasten, Umweltverträglichkeitsstudien

Obwohl Belange des Bodenschutzes in vielen Verfahren betroffen sind und Eingriffe in Böden durch Überplanungen stattfinden, werden sie nicht immer adäquat berücksichtigt. In der Praxis

- wird der Boden oftmals gar nicht als Abwägungsbelang in der Entscheidung berücksichtigt,
- erfolgen schlaggenaue Bodenbewertungen anhand von oftmals ungeeigneten Datengrundlagen,
- legen die Beteiligten in Planungs- und Zulassungsverfahren vielfach unterschiedliche Bewertungskriterien und Bewertungsverfahren zu Grunde und
- ist bodenkundlicher Sachverstand bei den für die Verfahren zuständigen Stellen in der Regel selten vorhanden.

## 2 Schutzwürdige und schutzbedürftige Böden

Der vorsorgeorientierte Schutz der Böden ist mit Verabschiedung des Bundes-Bodenschutzgesetzes auf eine breitere Basis gestellt worden. Eine Reihe der bislang vorliegenden Umweltfachgesetze schützt darüber hinaus unmittelbar und mittelbar auch Belange des Bodens. Eine zentrale Bedeutung bei der Bewertung der Böden hat deren Grad an Schutzwürdigkeit und Schutzbedürftigkeit, bewertet auf Grundlage der Funktionen nach Bodenschutzrecht.

Von besonderer Bedeutung im Sinne der §§ 1 und 2 BBodSchG sind dabei die natürlichen Bodenfunktionen und die Funktion als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte: Deren Beeinträchtigung durch Einwirkungen auf den Boden soll nach Bodenschutzrecht vermieden werden.

Die Bewertung in Niedersachsen wird mit den Methoden des Niedersächsischen Bodeninformationssystems NIBIS<sup>®</sup> (MÜLLER, 2004) auf einfache, relevante Bewertungskriterien zurückgeführt (vgl. Tabelle 1).

Bodenfunktion nach Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG)	Kriterien
Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Besondere Standorteigenschaften (Extremstandorte)</li> <li>• Naturnähe</li> <li>• Natürliche Bodenfruchtbarkeit</li> </ul>
Bestandteil des Naturhaushalts, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen	Bodenwasserhaushalt <ul style="list-style-type: none"> <li>• Wasserrückhaltevermögen</li> </ul>
Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen auf Grund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften, insbesondere auch zum Schutz des Grundwassers	Filterpotenzial gegenüber <ul style="list-style-type: none"> <li>• Schwermetalle</li> <li>• Organika</li> <li>• Nitrat</li> </ul>
Funktionen als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Naturgeschichtliche Bedeutung</li> <li>• Kulturgeschichtliche Bedeutung</li> <li>• Seltenheit</li> </ul>

Tabelle 1: Natürliche Bodenfunktionen und Archivfunktion nach BBodSchG und ihre Operationalisierung in Niedersachsen (vgl. GUNREBEN UND BOESS, 2003)

## 3 Beispiel: Umweltprüfung und Umweltbericht nach Baugesetzbuch (BauGB)

Beispielhaft kann die Bewertung des Schutzgutes Boden bei den geänderten Verfahren zur Bauleitplanung nach BauGB dargestellt werden. Mit der Anpassung des Baugesetzbuches an EU-Richtlinien ist es notwendig geworden, für Bauleitpläne (Bebauungspläne und Flächennutzungspläne) eine Umweltprüfung durchzuführen und in einem Umweltbericht die Umweltbelange darzustellen. Dabei ist das Schutzgut Boden in den folgenden Schritten zu integrieren:

### Bestandsaufnahme der Böden

In der Bestandsaufnahme des derzeitigen Umweltzustandes ist die Bodenausstattung darzustellen. Dies geschieht durch eine – möglichst großmaßstäbige – Bodenkarte, in der die Bodentypen des Plangebietes dargestellt sind.

In der Bestandsaufnahme sollten die schutzwürdigen und schutzbedürftigen Böden besonders berücksichtigt werden, die im Plangebiet vorkommen. Die Bewertung der Böden sollte insbesondere die natürlichen Bodenfunktionen und die Archivfunktion umfassen (vgl. Tabelle 1).

### Prognose der Beeinträchtigungen

Über die Entwicklung des Bodenzustandes sowohl bei Durchführung als auch bei Nichtdurchführung der Planung ist eine Prognose durchzuführen. Diese Prognose sollte anhand von bodenbezogenen Beeinträchtigungen (sog. Wirkfaktoren) gemacht werden.

Aus Sicht des Bodenschutzes sind u. a. die folgenden bodenbezogenen Beeinträchtigungen zu bewerten, wenn sie durch die geplanten Maßnahmen im Rahmen der Bauleitplanung zu erwarten sind:

- Versiegelung:  
Bei baulichen Anlagen wie sie z.B. beim Bau von Wohn- und Gewerbeflächen oder Straßen zu finden sind, wird die Oberfläche zu meist mit Beton oder Asphalt versiegelt. Dies führt in der Regel zum Verlust aller natürlichen Bodenfunktionen und der Archivfunktion.
- Bodenauftrag:  
Baumaßnahmen (z.B. die Herstellung von Straßendämmen und Lärmschutzwällen) bedingen oft den anthropogenen Auftrag von Bodenmaterial. Dadurch geht der natürliche Bodenaufbau verloren und der standörtliche Bodentyp wird überprägt.
- Bodenabtrag:

<sup>1</sup> Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (NLFb), Referat „Bodennutzung, Bodenschutz“, Stilleweg 2, 30655 Hannover, e-Mail: m.gunreben@nlfb.de

Im Rahmen von Baumaßnahmen wird häufig ein Teil des Bodenkörpers entfernt (z.B. bei Einschnitten entlang von Straßen). Dieser Abtrag betrifft in der Regel wertvolles Oberbodenmaterial, welches vom Bodenprofil entfernt wird.

- **Bodenverdichtung:**  
Durch das Befahren von Böden mit Maschinen im Rahmen von Baumaßnahmen kann es zu Verdichtungen im Boden kommen. Schadverdichtungen beeinträchtigen in erster Linie den Boden als Lebensraum für Pflanzen und Tiere sowie den Wasser- und Lufthaushalt des Bodens.
- **Veränderung des Bodenwasserhaushaltes:**  
Im Rahmen von Baumaßnahmen können beispielsweise Entwässerungen von grundwasserbeeinflussten Böden oder Vernässungen grundwasserferner Standorte den natürlichen Boden in seinem Profilaufbau nachhaltig verändern und überprägen.
- **Schadstoffeinträge:**  
Sie können z. B. durch den Bau und Betrieb von Industrieanlagen oder durch den Straßenverkehr verursacht werden, wodurch das Filterpotenzial und das Puffervermögen der Böden negativ beeinflusst werden kann.

#### **Bodenbezogene Maßnahmen zur Vermeidung und Verringerung von nachteiligen Auswirkungen**

Die durch die Prognose erwarteten erheblichen Beeinträchtigungen des Schutzgutes Boden sind durch geeignete Maßnahmen so weit wie möglich zu vermeiden. Geeignete Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Verringerung des Eingriffs in das Schutzgut Boden können z.B. sein:

- Sollen schutzwürdige und schutzbedürftige Böden überplant werden, sind diese soweit wie möglich zu erhalten.
- Der nach BauGB geforderter sparsame Umgang mit Grund und Boden kann z. B. durch verdichtete Bauweise, durch Beschränkung der Grundflächendichte oder Reduzierung des Ausbaugrades von Erschließungsstraßen erreicht werden.
- Ein konsequentes Brachflächenrecycling, also die Wiedernutzung ehemaliger Gewerbe- und Industriestandorte, vermindert die Flächeninanspruchnahme bisher nicht überbauter landwirtschaftlicher Flächen mit wertvollen Böden.
- Die Verwendung wasserdurchlässiger Beläge bzw. Teilversiegelungen (anstatt Vollversiegelung durch Asphalt) verringern den Versiegelungsgrad der Böden.
- Die Reduzierung von Bodenauftrag bzw. -abtrag im Rahmen der Baumaßnahmen vermeidet Beeinträchtigungen des standörtlichen Bodentyps.
- Ein Boden schonender Bauablauf mit sachgerechter Behandlung der Böden kann Bodenschadverdichtungen vermeiden helfen.
- Erosionsschutzmaßnahmen können Bodenabtrag vermeiden.
- Der Verzicht auf Grundwasserentnahmen und Drainagen sowie die Vermeidung von Gewässerkanalisierung und -begradigung verringern oder vermeiden einen Eingriff in den Bodenwasserhaushalt.
- Der Eintrag von Schadstoffen in den Boden kann durch die Anwendung umweltneutraler Baustoffe, Boden schonender Pflegemaßnahmen (z. B. Verzicht auf Streusalz) sowie Anlage von Schutzpflanzungen verringert werden.

#### **Bodenbezogene Maßnahmen zum Ausgleich von nachteiligen Auswirkungen**

In der bisherigen Praxis der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung wurden für die Ermittlung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen vorrangig Biotoptypen herangezogen. Mit der Änderung des BauGB und der eingeständigen Darstellung und Bewertung des Schutzgutes Boden im Umweltbericht sind auch Maßnahmen zum Ausgleich der auf den Boden wirkenden nachteiligen Auswirkungen anzugeben (vgl. Anlage zu §2

Abs.4 und §2a BauGB).

Geeignete Maßnahmen zum Ausgleich können z. B. sein:

- **Entsiegelungsmaßnahmen:**  
Für Maßnahmen und Planungen, durch die Böden neu versiegelt werden, ist grundsätzlich aufgrund der Schwere der Beeinträchtigung die Entsiegelung von Böden an anderer Stelle zu fordern. Dies kann der Rückbau von Bodenversiegelungen (vollständige Entsiegelung) oder auch Teilentsiegelung durch einen Belagwechsel (z. B. durch die Verwendung wasserdurchlässige Beläge) sein.
- **Nutzungsintensivierungen:**  
Hierunter fallen sowohl Maßnahmen der konservierenden Bodenbearbeitung (z. B. Mulchsaat, Direktsaat) als auch Maßnahmen aus dem Arten- und Biotopschutz, wenn sie zu einer Verbesserung der natürlichen Bodenfunktionen führen.
- **Auftrag von standortgemäßem Bodenmaterial:**  
Bei Böden, die aufgrund eines anthropogenen Abtrages von (zumeist wertvollem) Oberbodenmaterial negativ beeinflusst worden sind, bietet sich der Auftrag von standortgemäßem Bodenmaterial an.
- **Bodenlockerung verdichteter Böden:**  
Bei Böden, die durch die Bewirtschaftung oder durch Baumaßnahmen eine Schadverdichtung aufweisen, kann ggf. eine Bodenlockerung zur Wiederherstellung bzw. Stärkung der natürlichen Bodenfunktionen durchgeführt werden.
- **Wiederherstellung des Bodenwasserhaushalts:**  
Bei Beeinträchtigung des natürlichen Wasserhaushaltes bieten sich Entwässerungsmaßnahmen bei grundwasserbeeinflussten Böden oder Vernässungen bei grundwasserfernen Standorten an.
- **Erosionsschutzmaßnahmen:**  
Bei erosionsgefährdeten Standorten empfiehlt sich die Anlage von Erosionsschutzpflanzungen (z. B. Hecken oder Gehölzpflanzungen), um den Abtrag von Bodenmaterial durch Wind oder Wasser zu vermindern.
- **Beseitigung von Bodenverunreinigungen:**  
Zum Ausgleich von Schadstoffeinträgen durch geplante Nutzungen kann auch die Beseitigung bzw. Verminderung von bereits vorhandenen Bodenkontaminationen durchgeführt werden. Dabei kann es sich sowohl um die Sanierung kontaminierter Böden als auch um Schadstoffentzug durch Extensivierungsmaßnahmen handeln.

#### **4 Literatur**

BOESS, J., DAHLMANN, I., GUNREBEN, M. UND MÖLLER, U. (2002): Schutzwürdige Böden in Niedersachsen. – Hinweise zur Umsetzung der Archivfunktion im Bodenschutz. In: Geofakten 11. Hannover

DAHLMANN, I. ET AL. (2003): Bodenbezogene Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen in der Bauleitplanung. Vorschläge des Bundesverbandes Boden, Fachausschuss 3.1 "Bewertung von Böden in der Bauleitplanung". In: Rosenkranz/Einsle/Harreß (Hrsg.): Bodenschutz - Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. 7360 (37. Lieferung). Berlin

GUNREBEN, M UND BOESS, J. (2003): Schutzwürdige und schutzbedürftige Böden in Niedersachsen. In: Nachhaltiges Niedersachsen, Heft 25. Hildesheim

MÖLLER, U. (2004): Auswertungsmethoden im Bodenschutz. – Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformati- onssystems NIBIS®. In: Arbeitshefte Boden, Heft 2004/2. Hannover

MÖLLER, U., DAHLMANN, I., BIERHALS, E., VESPERMANN, B. UND WITTENBECHER, CH. (2000): Bodenschutz in Raumordnung und Landschaftsplanung. In: Arbeitshefte Boden, Heft 2000/4.

# Prioritäten bei der behutsamen Reform der Bodenschätzung

T. Harrach<sup>1</sup>

## 1 Einleitung

Vor einigen Jahren haben wir Vorschläge zur behutsamen Reform der Bodenschätzung vorgestellt (Harrach et al. 2001). Seit dem sind intensive Diskussionen geführt und Erfahrungen mit der Umsetzung unserer Vorschläge gesammelt worden (Harrach 2004, Harrach et al. 2005; [www.hlug.de/medien/boden/fisbo/dbg/bosch/index.html](http://www.hlug.de/medien/boden/fisbo/dbg/bosch/index.html)).

## 2 Warum Reform der Bodenschätzung?

Während in der Bodenkunde eine rasante Entwicklung der Methodik und des Kenntnisstandes festzustellen ist, zeichnet sich die Bodenschätzung durch höchstmögliche Kontinuität der Arbeitsweise seit 7 Jahrzehnten aus. Allerdings bildet gerade diese Einheitlichkeit der Methodik einen Grund für das ungebrochen hohe Ansehen, das die Bodenschätzung genießt.

Aus bodenkundlicher Sicht lässt sich die Erfolgsgeschichte der Bodenschätzung in erster Linie damit begründen, dass die Wertzahlen – vor allem die Bodenzahlen der Ackerflächen – mit der nFK im Wurzelraum korrelieren. Diese Beziehung ist auch die wichtigste Grundlage für die vielfältige und zunehmende Nutzung der Bodenschätzungsdaten für nichtsteuerliche Zwecke. Jedoch ist der statistische Zusammenhang nicht immer befriedigend. In den Untersuchungen von Preis et al. (2001) z. B. variiert das Bestimmtheitsmaß zwischen 0,15 und 0,85. Dies ist ein deutliches Zeichen dafür, dass Handlungsbedarf besteht.

## 3 Vorrangiger Grundsatz für die Reform der Bodenschätzung

Die Datenerhebung durch die Bodenschätzung soll dem heutigen Kenntnisstand entsprechend in zumutbarem Umfang bei voller Wahrung der Kontinuität und Einheitlichkeit der Schätzung ergänzt werden.

## 4 Erste Priorität

Das vorrangige Ziel ist die Bestimmung der nFK für die einzelnen Bodenhorizonte und für den

Wurzelraum (nFKWe bzw. nFKdB). Diese Ergänzung der Datenerhebung soll zunächst für die Musterstücke erfolgen, damit ihre Einstufung anhand der statistischen Beziehung zwischen den Bodenzahlen und der nFKdB überprüft werden kann. Die bodenkundlich fundierte Bewertung der Musterstücke bildet eine wichtige Voraussetzung für die Qualitätssicherung in der Bodenschätzung.

## 5 Schätzung der nFK

Die Schätzung der nFK von Böden nach KA 4 bzw. KA 5 oder nach DIN 4220 führt vielfach zu einem unbefriedigenden Ergebnis (Harrach & Vorderbrügge 2005). Daher haben wir Nomogramme entwickelt, die es ermöglichen, die nFK treffsicherer und einfacher zu schätzen (Harrach & Wourtsakis 2005).

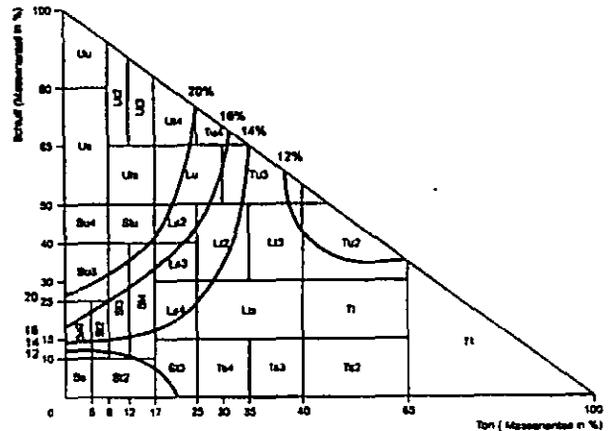


Abb. 1: Nutzbare Feldkapazität (nFK: pF 4,2-1,8) in Vol.-% in Abhängigkeit von Körnung bei mittlerer Packungsdichte. Daten: LGB Rheinland-Pfalz (Harrach u. Wourtsakis 2005)

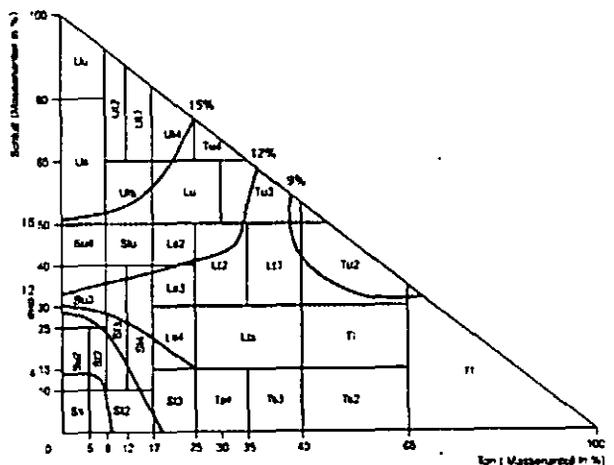


Abb. 2: Nutzbare Feldkapazität (nFK: pF 4,2-2,5) in Vol.-% in Abhängigkeit von Körnung bei mittlerer Packungsdichte. Daten: LGB Rheinland-Pfalz (Harrach u. Wourtsakis 2005)

Mit den Abbildungen 1 und 2 stehen zwei Nomogramme zur Auswahl, um der Problematik Feldkapazität besser gerecht werden zu können. Nach Hartge & Horn (1999) kann der pF-Wert bei Feldkapazität je nach Grundwasserstand und ungesättigter Wasserleitfähigkeit des Bodenprofils sehr unterschiedlich sein. Daher ist die einheitliche Festlegung der Feldkapazität in der KA 5 (KA 4) auf pF 1,8 nicht akzeptabel. In tiefgründigen schluffreichen Böden mit nicht gestörter ungesättigter Leitfähigkeit und ohne Grundwasseranschluss entspricht der pF-Wert bei Feldkapazität eher 2,5, während Sandböden bei Feldkapazität deutlich geringere Wasserspannungen zeigen (pF oft <1,8). Wichtig ist aber der Hinweis von Schindler et al. (2004) auf die Hysterese der Wasserretentionsfunktion. Nach den Autoren besteht im Frühjahr häufig ein Sättigungsdefizit, in dem die gespeicherte Wassermenge geringer ist als der entsprechende Wassergehalt nach der pF-Kurve wäre. Schindler et al. definieren daher die Feldkapazität nicht mit pF 1,8, sondern als Feuchteäquivalent bei pF 2,0.

Mangels Datenbasis kann kein Nomogramm der nFK bei pF 2,0 präsentiert werden. Dennoch ist es möglich, bei entsprechender Abwägung die nFK eines Bodens mit Hilfe der beiden Nomogramme auch für Zwischenwerte der unterstellten Feldkapazität zu schätzen.

Bei Sandböden ist eine weitere Differenzierung notwendig. Feinsandreiche Böden haben höhere Anteile an Mittelporen und vor allem an engen Grobporen als grobsandreiche Böden. Dementsprechend werden wir in Kürze getrennte Nomogramme für grobsandreiche und feinsandreiche Sandböden vorlegen.

Noch einfacher und sicherer lässt sich die nFK eines Bodens mit der Fingerprobe direkt schätzen, wenn man vom Gradienten der nFK vom Schluffboden über feinsandreiche Böden zum Grobsand ausgeht. Die dezidierte Festlegung der Bodenart im Sinne von KA 5, die ja viel schwieriger ist, wird hierbei nicht unbedingt vorausgesetzt.

#### **6 Die nFK im Wurzelraum (nFKWe/nFKdB)**

Die nFK im effektiven Wurzelraum (nFKWe) kann nach KA 5 (KA 4) sinnvoll gemessen werden, aber die Messung ist sehr aufwendig. Vor-

allem die Bohrung im trockenen Sommer 2 – 3m tief bereitet große Mühe. Folglich liegen viel zu wenig Messwerte vor (Sauer et al. 2002). Daher gibt es für die Schätzung von We keine ausreichende Basis. Die Tabelle 81 in KA 5 eignet sich nicht für die Ableitung der „effektiven Durchwurzelungstiefe“, da die hier unterstellten Beziehungen zwischen Durchwurzelung, Bodenart und Rohdichte nicht annähernd belegt sind und Erfahrungswerte hiervon deutlich abweichen.

Demgegenüber lässt sich die nFK im durchwurzelbaren Bodenraum (nFKdB) sowohl durch Messung als auch durch Schätzung mit ausreichender Treffsicherheit ermitteln. Ein Formblatt erleichtert das Vorgehen zur Abschätzung der Durchwurzelbarkeit der einzelnen Horizonte und zur Ermittlung der nFKdB (Harrach et al. 2005).

Rezente Hydromorphie, hohe Packungsdichte, starke Verfestigung bzw. Festgestein sind die wichtigsten Ursachen für eingeschränkte bzw. fehlende Durchwurzelbarkeit. Nicht selten auftretende reliktsche Hydromorphieerkmale haben dagegen kaum einen Einfluss auf die Durchwurzelbarkeit. Dabei ist die tatsächliche Durchwurzelung des Bodens das sicherste Kriterium für die Durchwurzelbarkeit.

#### **8 Literatur**

- Harrach, T. (2004): Mitt.Dtsch.Bdcl.Ges., Bd. 104, S. 19-20  
Harrach, T. et al. (2001): Mitt.Dtsch.Bdcl.Ges., Bd. 96, S. 505-506  
Harrach, T. et al. (2005): Mitt.Dtsch.Bdcl. Ges., Bd. 105, S. 193-196  
Harrach, T. & Th. Vorderbrügge (2005): Mitt.Dtsch.Bdcl.Ges., Bd. 106, S. 19-20  
Harrach, T. & A. Wourtsakis (2005): Nomogramme zur Schätzung der nFK von Böden. Workshop der Komm. IV der DBG: „Kenngrößen des Bodengefüges“ in Gießen am 14./15.06. 2005; Publikation in Vorbereitung  
Hartge, K.-H. & R. Horn (1999): Einführung in die Bodenphysik.  
Preis, M. et al. (2001): Mitt.Dtsch.Bdcl.Ges., Bd. 96, S. 545-546  
Sauer, S. et al. (2002): J.Plant Nutr.Soil Sci., Bd. 165, S. 269-273  
Schindler U. et al. (2004): Bodenphysikal. Kennwerte heterog. Flächeneinheiten.; Fachbeiträge Landesumweltamt Brandenburg, Heft 87

**"Mindestdatensatz Bodenparameter" zur Anwendung bodenschutzrelevanter Methoden**

Klaus-Jörg Hartmann\*, Klaus Friedrich\*, Volker Hennings\* & Udo Müller°

**Veranlassung und Hintergrund**

Mit der wissenschaftlichen Entwicklung der Bodenkunde stiegen auch die Ansprüche an die bodenkundliche Landesaufnahme. Parallel entwickelte sich ein Spektrum, das von der wissenschaftlichen Grundlagenforschung bis zur Bearbeitung anwendungsorientierter Fragestellungen reicht. Die Bodenkundliche Kartieranleitung (AD-HOC-AG BODEN 2005) bildet das Bindeglied, das diesen verschiedenartigsten Anforderungen genügen muss. Neben einer wachsenden Zahl aufzunehmenden Geländeparametern hatte dies eine Zunahme von Komplexität und Umfang zur Folge. Im Gegensatz hierzu geht es bei der Bearbeitung angewandter Fragestellungen um thematische Aussagen und Betrachtungen von Bodenfunktionen (Tab. 1). Die Beschreibung der

Boden(teil)funktionen erfolgt durch Methoden-anwendungen, die eine vergleichsweise geringere Anzahl an Eingangsinformationen benötigen (Tab. 2) (MÜLLER 2004; AD-HOC-AG BODEN 2000/2003). Auf Veranlassung der AD-HOC AG BODEN gilt es die erforderlichen Parameter unter den Gesichtspunkten

- Sicherstellung der Anwendung bekannter und relevanter Methoden,
- Reduzierung von Umfang und Komplexität, zu definieren.

Eine wesentliche Vorgabe besteht in der Vermeidung inhaltlicher Abweichungen zur Kartieranleitung. Hierbei ist zu beachten, dass dieser "Mindestdatensatz Bodenparameter" (Tab. 3) nicht mit dem der Kartieranleitung identisch ist. Es lassen sich drei Mindestdatensatzvarianten mit abweichenden Zielstellungen unterscheiden

- Kartierung (AD-HOC-AG BODEN 2005),
- Bodenparameter für bodenschutz bzw. -funktionsrelevante Methodenanwendungen,
- nachsorgenden Bodenschutz (AD-HOC-AG BODEN plant Mindestdatensatzerarbeitung).

Tab. 1: Kriterien zur Bewertung der Funktionen des Bodens (nach Bundes-Bodenschutzgesetz) (nach AG BODEN 2005)

Hauptfunktion	Teilfunktion	Kriterium
1 Lebensraumfunktion	1.1 Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen 1.2 Lebensgrundlage und Lebensraum für Pflanzen und Bodenorganismen 1.3 Lebensgrundlage und Lebensraum für Pflanzen 1.4 Lebensgrundlage und Lebensraum für Bodenorganismen	- Überschreitung von Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmewerten der BbodSchV - Naturnähe  - Standortpotenzial für Pflanzengesellschaften - natürliche Bodenfruchtbarkeit - Standorteignung für Bodenorganismengemeinschaften
2 Bestandteil des Naturhaushalts	2.1 Funktion des Bodens im Wasserhaushalt  2.2 Funktion des Bodens im Nährstoffhaushalt	- Abflussregulation - Beitrag des Bodens zur Grundwasserneubildung (Sickerwasserrate) - Allgemeine Beurteilung des Wasserhaushalts eines Standorts - Nährstoffpotenzial und Nährstoffverfügbarkeit für basische Kationen
3. Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium	3.1 Filter und Puffer für anorganische sorbierbare Schadstoffe 3.2 Filter und Puffer für organische Schadstoffe 3.3 Puffervermögen des Bodens für saure Einträge 3.4 Filter für nicht sorbierbare Stoffe 3.5 Allgemeine Filterfunktion von Boden und Untergrund	- Bindungsstärke des Bodens für Schwermetalle  - Bindung und Abbau von organischen Schadstoffen - Säureneutralisationsvermögen  - Retention des Bodenwassers - Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung
4. Archiv der Natur- und Kulturgeschichte	4.1 Archiv der Naturgeschichte 4.2 Archiv der Kulturgeschichte	

Tab. 2: Beispiele der Beschreibung bodenfunktionsrelevanter Kriterien mit Kennwerten und Basisparametern

Kriterium	Kennwerte	Basisparameter
- Abflussregulation - Beitrag des Bodens zur Grundwasserneubildung (Sickerwasserrate) - Allgemeine Beurteilung des Wasserhaushalts eines Standorts - Nährstoffpotenzial und Nährstoffverfügbarkeit für basische Kationen	• Feldkapazität (FK) • nutzbare Feldkapazität (nFK) • Wasserleitfähigkeit (Kf-Wert)	○ Bodenart ○ Humusgehalt ○ Lagerungsdichte ○ Grobbodengehalt
- Bindungsstärke des Bodens für Schwermetalle - Bindung und Abbau von organischen Schadstoffen - Säureneutralisationsvermögen - Retention des Bodenwassers - Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung	• Feldkapazität (FK) • nutzbare Feldkapazität (nFK) • Kationenaustauschkapazität (KAK)	○ Bodenart ○ Humusgehalt ○ Lagerungsdichte ○ Grobbodengehalt ○ Kalkgehalt ○ pH-Wert

\* Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt, Köthener Str. 34, 06118 Halle (Saale)  
 \* Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Rheingaustraße 186, 65203 Wiesbaden  
 \* Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 30655 Hannover  
 ° Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Stilleweg 2, 30655 Hannover

### Vorgehensweise und Ergebnisse

Der *Mindestdatensatz Bodenparameter* ergibt sich aus einer Analyse der Dokumentationen

- Methodenkatalog Bodenfunktionsbewertung (AD-HOC-AG BODEN 2003),
- Methodendokumentation Bodenkunde (AD-HOC-AG BODEN 2000),
- Auswertungsmethoden im Bodenschutz, Dokumentation zur Methodenbank des

Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS) (MÜLLER 2004), wo der Parameterbedarf der aktuell dokumentierten Verknüpfungsregeln und Methoden, beschrieben ist. Die Analyse des Parameterbedarf der Methodenanwendungen zeigt, dass sich die Anzahl der Aufnahmeparameter für den Mindestdatensatz auf 17 beschränken lässt (Tab. 3).

Tab. 3: Vorschlag für einen Mindestdatensatz zur Befriedigung des Parameterbedarfs bodenschutzrelevanter Methoden

Parameter	MD	KA 5
Profil-Nr.	A	Feld 3
Datum der Aufnahme	B	Feld 4
Rechtswert	C	Feld 6
Hochwert	D	Feld 7
Probennahme	E	Feld 9
Neigung	F	Feld 11
Nutzung/Versiegelung	G	Feld 19
Horizont Ober-/Untergrenzen	H	Feld 25
Horizontsymbol	I	Feld 27
Humusgehalt	J	Feld 29
Lagerungsdichte/Substanzvolumen/Zersetzungsstufe (Torfe)	K	Feld 40
Feinbodenart/Torfart/Muddeart	L	Feld 44a
Bodenart Grobbodenanteil	M	Feld 44c
Carbonatgehalt	N	Feld 46
Ausgangsgestein	O	Feld 47a
Bodensystematische Einheit: Bodentyp aus Horizontabfolge und -grenzen (Feld 27 und Feld 25)	P	Feld 50
Wasserstand unter der Geländeoberfläche	Q	Feld 53b

Für Methodenanwendungen sind keine umfangreichen, in verschlüsselten Kürzeln dokumentierte Informationen erforderlich. Dies betrifft

- das Horizontsymbol, wo die minimale Dokumentation aus einem Großbuchstaben (Hauptsymbol) und einem nachgestellten Kleinbuchstaben (Zusatzsymbol) zur Beschreibung pedogener Eigenschaften besteht. Eine umfangreiche Aufnahme geogener und anthropogener Merkmale mit vorangestellten Zusatzsymbolen ist verzichtbar,
- das Niveau der bodensystematischen Einheiten, wo mindestens der Bodentyp, nach Möglichkeit der Substyp, aufgenommen werden sollte. Hierfür liegen mittlerweile Bestimmungsschlüssel vor (AD-HOC-AG BODEN 2005), die in Hinblick auf das Horizontsymbol zu modifizieren wären,
- den Verzicht auf die direkte Aufnahme substratsystematischer Einheiten, die sich auf Klassenniveau aus Grobbodenanteil (Feld 44c), Carbonatgehalt (Feld 46) und Feinbodenart/Torfart/Muddeart (Feld 44a) entwickeln lassen.

### Fazit

Eine anwendungsorientierte Reduzierung des Umfangs der nach Kartieranleitung aufzunehmenden Parameter ist problemlos möglich. Die Einordnung in systematische Einheiten auf Grundlage des vorgeschlagenen Mindestdaten-

satzes bereitet keine Probleme. Es stellt sich die Frage, ob dies der Einstieg in den Aufbau einer anwenderorientierten Klassifikation sein kann, die gleichrangig neben der wissenschaftlichen Systematik steht (ALBRECHT ET AL. 2005).

### Literatur

- AD-HOC-AG BODEN (Koordination V. HENNINGS; 2000): Methodendokumentation Bodenkunde. Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. – 2. Aufl., Geol. Jb. SG 1; Hannover
- AD-HOC-AG BODEN (2003): Methodenkatalog Bodenfunktionsbewertung, Arbeitshefte Boden 2003/2, Hannover
- AD-HOC-AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Aufl., Hannover
- ALBRECHT, C, JAHN, R., HUWE, B. (2005); Bodensystematik und Klassifikation Teil 1: Grundbegriffe, J, Plant Nutr. Soil Sci, 168, 7-20
- MÜLLER, U. (2004): Auswertungsmethoden im Bodenschutz, Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS), 7. Erweiterte und ergänzte Auflage Hrsg.: Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Arbeitsheft Boden, Heft 2004/02, Hannover

# Das Umweltdatenraster 40x40 m von Sachsen-Anhalt (UDR 40 ST) als räumliches Datenmodell für die Bodenfunktionsbewertung

Henrik Helbig<sup>1</sup>

## Ausgangslage

Komplexe Bewertungen von Bodenfunktionen beziehen neben Bodeninformationen weiterhin Daten zu Klima, Relief und Landnutzung ein. Diese Datenebenen sind i. d. R. unabhängig voneinander erarbeitet worden. Der Beitrag zeigt einen Lösungsweg hinsichtlich der Integration unterschiedlicher räumlicher Daten sowie deren Einbindung in ein datenbankgestütztes bodenkundliches Bewertungssystem.

## Informationsverarbeitung – vom Bodenprofil zur thematischen Bodenkarte

Die datenbankgestützte bodenkundliche Bewertung (Bodenfunktionsbewertung und thematische Bodenkarten) basiert auf der bodenkundlichen Datenerhebung (Bodenkartierung und Bodendauerbeobachtung) und ist somit Bestandteil der Informationsverarbeitung in der Dezernatsgruppe Bodenkunde. Zunächst werden die zur Bodenfunktionsbewertung erforderlichen Daten kombiniert → **Rasterkarte**. Die Rasterkarte definiert den räumlichen Zusammenhang der Daten. Die Daten selber werden in **Datenbanken** abgelegt.

## Rasterkarte

Alle Datenebenen werden nach Durchführung vorbereitender Arbeitsschritte in das Rasterformat konvertiert und anschließend miteinander kombiniert. Rasterdaten weisen im Vergleich zu Vektordaten eine deutlich einfachere Datenstruktur auf. Im Ergebnis dieser GIS-Operationen entsteht das sogenannte Umweltdatenraster 40x40m von Sachsen-Anhalt, Version X (UDR40STX) als räumliches Datenmodell im GRID-Format, welches Informationen zu Boden (Vorläufige Bodenkarte 1:50.000), Relief (DGM 40), Klima (DWD-Raster 1000) und Landnutzung (DLM 10) beinhaltet. In einem Umweltdatenraster (UDR) gehört jede Rasterzelle zu einer Klasse von Umweltdaten-Kombinationen. Diese Klassen (UDR-Klassen) haben einen geographischen Lagebezug. Der Datenhintergrund der UDR-Klassen wird in Datenbanken verwaltet.

## Eingangsdaten

**Profildaten:** Bodentyp, aktueller und potentieller Vernässungsgrad (klassifiziert), aktueller und potentieller mittlerer Grundwasserhochstand, aktueller und potentieller mittlerer Grundwassertiefstand, Gründigkeit

**Horizontdaten:** Horizontbezeichnung und -tiefe, Bodenart, Skelettgehalt (klassifiziert), (Geogenese,) Humusgehalt (klassifiziert), Lagerungsdichte (klassifiziert), aktueller (und potentieller) pH-Wert (metrisch), Kalziumcarbonatgehalt (klassifiziert).

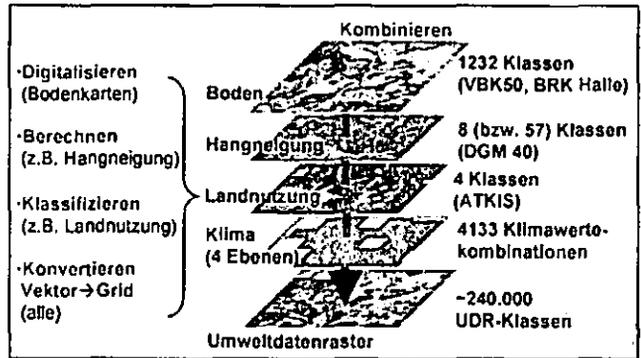


Abb.1 Vorbereitende Arbeiten und anschließende Kombination der Datenebenen im GIS

**flächenbezogene Daten:** Hangneigung (klassifiziert), Niederschlagshöhe und potentielle Evapotranspiration (metrisch) Jahresmitteltemperatur (metrisch), Landnutzung (klassifiziert).

Die Bodendaten werden überwiegend mittels Substrat-Horizont-Gruppen aus Profildaten regionalisiert (HARTMANN 2005). Einige Parameter sind bisher nur aus der Bodenform abzuleiten (Vernässungsgrad, Gründigkeit, Grundwasserstände).

Die Bodenkarte VBK 50 enthält bodenkundlich nicht homogenen Konturen, für die je eine Bodenform als Leitprofil angegeben ist. Nebenbodenformen werden nicht ausgewiesen.

## Klimaparameter

Als Grundlage für die benötigten Klimaparameter dienen die Daten des 1x1 km Rasters (DWD-Klimaraster) des Deutschen Wetterdienstes. Die Originaldaten vom Deutschen Wetterdienst basieren auf den Reihen der Jahre 1961 – 1990. Sie wurden vom Deutschen Wetterdienst aus den punktförmig vorliegenden und relativ gleichmäßig über das Land verteilten Messstationen (in Sachsen-Anhalt 320 Stationen) mittels Interpolation und Höhenregression in eine flächenhafte Darstellung gebracht (MÜLLER-WESTERMEIER 1995).

## Landnutzungsdaten

Grundlage für die benötigten Landnutzungsparameter bildet das Amtliche Geotopographische Informationssystem (ATKIS) des Landesamtes für Landesvermessung und Datenverarbeitung Sachsen-Anhalt; Digitales Situationsmodell 1:25.000 (LLD 1999). Die Daten liegen als Polygone vor.

## Reliefparameter

Reliefparameter werden in Form ganzzahlig gerundeter metrischer Hangneigungen verwendet. Die Hangneigung wurde aus dem Digitalen Geländemodell im 40 m-Raster (LLD 1999) mit Hilfe des „Spatial Analyst“ von ESRI (MCCOY & JOHNSTON 2001) berechnet.

## Datenbank

Die UDR-Klassen bilden den Kern einer Datenbank, welche mit dem Methodenmanagementsystem MeMaS verknüpft ist. MeMaS besorgt die Auswertung der Eingangsdaten hinsichtlich der Bewertung von Bodenfunktionen (MÜLLER 1997 und 2004). Alternativ erfolgt die Bewertung bspw. bei der Bodenerosion und Abflussregulation mit Hilfe von Visual Basic Modulen in einer Access- bzw. GIS-Umgebung.

<sup>1</sup> LAGB Sachsen-Anhalt, Dez. Angewandte Bodenkunde  
helbig@lagb.mw.lsa-net.de

Die Datenbank enthält alle Modell-Eingangsdaten sowie Module und Abfragen zur Anpassung der Daten an die Vorgaben der in MeMaS implementierten Auswertungsalgorithmen. Darüber hinaus werden hier aus Bodenbasisdaten weitere Parameter abgeleitet (bspw. Vernässungsgrad, Gründigkeit).

### Fehlerbetrachtung

Bei einem rein formalen Kombinieren entstehen zwangsläufig irrealer, geökologisch unmögliche oder unwahrscheinliche Datenkombinationen. Klassische Bodenkarten, wie sie in das UDR eingegangen sind, berücksichtigen bei der Konturenfindung zwar Relief- und Landnutzungsgegebenheiten. Aber allein der Umstand, dass einem Teil Bodenkarten die Topographie der preußischen Messtischblätter zu Grunde liegt, führt zu Lagedifferenzen, so dass beispielsweise die Aueböden der Bodenkarte bis zu 60 m von der „topographischen Aue“ des DGM abweichen.

Ein weiteres Problem liegt in der „verdeckten“ Heterogenität der Bodenkarte begründet. Bei der Kombination der verhältnismäßig hochauflösenden Relief- und ATKIS-Daten mit der Bodenkarte entstehen innerhalb einer Bodenkarte sehr kleinflächige neue Kombinationen, bspw. durch einen Steilhang innerhalb einer nur mäßig reliefierten Bodenkarte oder durch ein kleines Grünlandareal innerhalb einer Ackerfläche. Steilhang und Grünlandfläche aber können jeweils völlig andere Bodenformen aufweisen als die umliegende Bodenkarte. Auf Grund des Maßstabes werden solche kleinflächigen Variationen in der Bodenkarte weder räumlich (als Kontur) noch als Begleitbodenform ausgewiesen, erscheinen aber im UDR als neue, wahrscheinlich irrealer Kombination. Diesem Umstand wird zunächst durch entsprechende Hinweise in den textlichen Erläuterungen begegnet, die jeder Themenkarte zur Seite gestellt wird. Weitere Schritte siehe unten.

### Ausblick

Bisher sind die Ergebnisse der Bodenfunktionsbewertung noch als vorläufig zu betrachten. Die Arbeiten an den bodenkundlichen Datengrundlagen dauern an. Insofern ist die Verifikation der Ergebnisse Schwerpunkt der nächsten Monate. Es ist geplant, das Konzept auf Daten der Bodenschätzung und des DGM 10 zu übertragen und auf der Basis eines UDR10ST mit der Bodenfunktionsbewertung in den großmaßstäbigen Bereich vorzudringen.

Weitere Untersuchungen werden sich damit beschäftigen, das rein formale Kombinieren (Daten identischer Lage werden kombiniert) in Richtung eines regelbasierten „intelligenten“ Kombinierens weiterzuentwickeln (Daten identischer Lage werden nur dann kombiniert, wenn es sich um geökologisch sinnvolle (real mögliche) Kombinationen handelt. Irrealer Kombinationen werden modifiziert.) Es ist zu prüfen, ob vorgeschaltete Aggregationen in den Datenebenen Relief und Landnutzung eine Reduzierung vor allem sehr kleinflächiger, häufig irrealer Datenkombinationen ermöglicht.

### Literatur

- Hartmann, K.-J. (2005): *Bereitstellung von Informationen der bodenkundlichen Landesaufnahme zur Bewertung von Bodenfunktionen*. In: Möller, M. & Helbig, H.: *GIS-gestützte Bewertung von Bodenfunktionen*. Heidelberg, 223 S.
- Landesamt für Landesvermessung und Datenverarbeitung Sachsen-Anhalt (Hrsg.) (1999): *Geobasisinformationssystem, Teil Geotopographie*. Halle, 72 S.
- McCoy, J. & Johnston, K. (2001): *Using ArcGIS Spatial Analyst*. ESRI-handbook, 230 S.
- Müller, U. (1997): *Auswertungsmethoden im Bodenschutz. Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystem*. Technische Berichte zum NIBIS, 6. erweiterte und ergänzte Auflage, Herausgegeben vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung, Hannover, 321 S.
- Müller, U. (2004): *Auswertungsmethoden im Bodenschutz. Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystem*. Arbeitshefte Boden, Heft 2004/2, 7. erweiterte und ergänzte Auflage, Herausgegeben vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung, Hannover, 409 S.
- Müller-Westermeier, G. (1995): *Numerisches Verfahren zur Erstellung klimatologischer Karten*. Bericht des Deutschen Wetterdienstes, Nr. 193, Offenbach a. M..

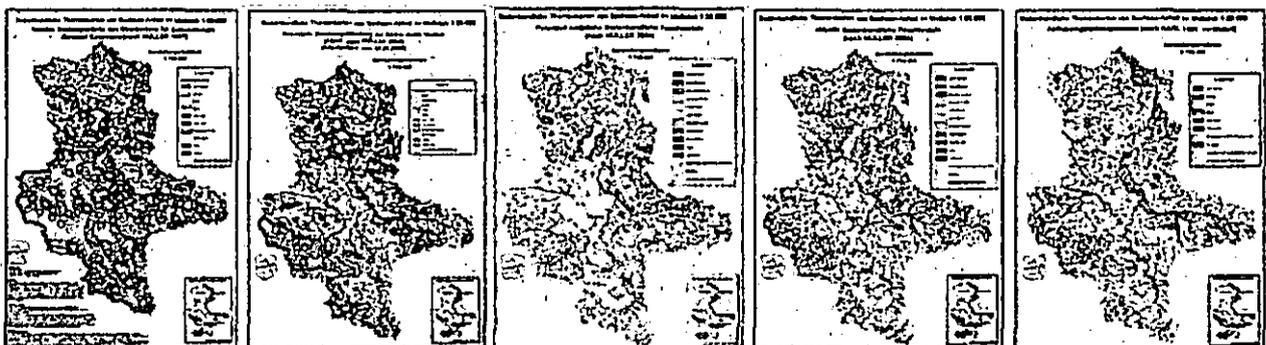


Abb.2 Thematische Bodenkarten auf Basis des Umweltdatenrasters 40x40m von Sachsen-Anhalt, Version 3

## Bundesweite Darstellung bodenkundlicher Kennwerte für Aufgaben zum Bodenschutz - das Projekt "Bodenatlas" der BGR

Volker Hennings<sup>1</sup>, Andreas Richter<sup>1</sup>, Olaf Düwel<sup>1</sup>, Ulrich Stegger<sup>1</sup> und Wolf Eckelmann<sup>1</sup>

### Veranlassung

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 bodenkundlicher Potentiale oder Gefährdungsgrade gefragt. Als Ergebnis einer Bedarfsanalyse, die auf einer Auswertung aller externen Anfragen bei der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) basiert, besteht bei der BGR detaillierte Kenntnis, zu welchen Fragestellungen bodenkundliche Informationen auf der Maßstabebene 1 : 1 Mio. benötigt werden.

Unter Nutzung des Fachinformationssystems Bodenkunde der BGR (FISBo BGR) wurde mit der Erarbeitung eines Bodenatlas begonnen, der in seiner Endversion ca. 60 Blätter umfassen soll. Vorgesehen ist eine Gliederung in 9 Kapitel folgender thematischer Schwerpunkte:

1	Grundlagen (u.a. Böden, Geologie, Relief, Klima)
2	Bodenphysikalische und -chemische Kennwerte
3	Bodenhydrologische Kennwerte
4	Nicht-stoffliche Belastungen des Bodens: Substanzverlust und Strukturbeeinträchtigung
5	Stoffliche Belastungen des Bodens: Potentielle Gefährdungsgrade
6	Stoffliche Belastungen des Bodens: Geogene Gehalte und Hintergrundwerte
7	Sonstige Größen mit Bezug zum Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG)
8	Agrarwirtschaftliche Beratung
9	Sonstige in der Praxis nachgefragte Größen laut interner Nutzungsstatistik BGR

Auf der Grundlage einer Vereinbarung mit dem Umweltbundesamt, nach der die Ermittlung und Darstellung aktueller Bodenbelastungszustände vom UBA bearbeitet wird, enthält das Themenspektrum des Atlas mit Ausnahme der Karten zu aktueller Erosions- und Verdichtungsgefährdung keine Darstellungen anthropogener Einwirkungen auf den Boden.

Für die Kartendarstellung im Bodenatlas wurde der Maßstab 1 : 2,5 Mio. gewählt. Je Kartenthema sind vier Atlasseiten inklusive zwei Seiten Erläuterungstext reserviert.

### Methodik

Zentrale Datengrundlage des Atlas ist die Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1:1.000.000 (BÜK 1000) (HARTWICH et al. 1995). Als kartographische Grundlage der Themenkarten dient in der Mehrzahl der Fälle eine nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte, die als Ergebnis einer Verschneidung von Boden- und Landnutzungsinformationen auf der Maßstabebene 1:1.000.000 entstanden ist. Diese gliedert das Bundesgebiet in ca. 16.500 Polygone, was einer räumlichen Auflösung bis zu Kleinstflächen von 16 km<sup>2</sup> Größe entspricht. Für jede Themenkarte ist beabsichtigt, eine digitale Version im Maßstab 1 : 1 Mio. vorzuhalten, während für die analoge Version im Atlas der Maßstab 1 : 2,5 Mio. favorisiert wird.

Alle Legendeneinheiten der BÜK 1000 sind mit nutzungsspezifischen Referenzprofilen in der Dreierdifferenzierung Acker - Grünland - Wald hinterlegt. Diese Datenbasis wurde in der Vergangenheit fortlaufend nach Repräsentanzkriterien aktualisiert und nach regionalen Kriterien erweitert. Die Referenzprofile der Waldflächen wurden auf der Basis der BZE-Daten über die Bundesanstalt für Forst- und Holzwirtschaft (BfH) mit den Forstplanungsbehörden der Länder abgestimmt. Ein ähnlicher Abgleich wurde für die Acker- und Grünlandflächen mit den Staatlichen Geologischen Diensten der Länder vorgenommen. Als Ergebnis steht eine Datengrundlage zur Verfügung, die deutschlandweit an Befunden mittelmaßstäbiger bodenkundlicher Erhebungen überprüft wurde.

In Einzelfällen wird die Legendeneinheit der BÜK 1000 nicht nur durch ein mittleres, flächentypisches Bodenprofil charakterisiert, sondern das Inventar der Profil- und Labordatenbank des FISBo BGR dazu genutzt, Häufigkeitsverteilungen einzelner Bodenparameter innerhalb der gegebenen Grenzen zu ermitteln. Auf diese Weise kann auch für Kennwerte, die mittels Pedotransferfunktionen aus bodenkundlichen Basisdaten wie Bodenart, Lagerungsdichte und Humusgehalt abgeleitet werden, nicht nur ein einzelner Mittelwert, sondern eine Zusatzinformation zur Spannweite des jeweiligen Kennwerts angegeben werden.

In Einzelfällen steht am Anfang der Themenkartenerstellung die Entwicklung einer eigenen Pedotransferfunktion oder Methode, wenn das etablierte Verfahren Schwächen besitzt, z.B. der Übertragbarkeit auf Gebiete außerhalb des regionalen Gültigkeitsbereichs. Ein Beispiel bietet die Entwicklung des TUB-BGR-Verfahrens zur Bemessung der mittleren jährlichen Sickerwasserrate aus dem Boden (WESSOLEK et al. 2004). Anlässe waren u.a. die Umstellung auf die neue bundesweit einheitliche FAO-Gras-Referenzverdunstung sowie die geforderte Anwendbarkeit in

<sup>1</sup>Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 30655 Hannover; volker.hennings@bgr.de

Klimaregionen mit relativ großen Differenzen zwischen Niederschlag und potentieller Evapotranspiration, wie sie z.B. in den Hochlagen der Mittelgebirge bestehen. Zu diesem Zweck wurden Sickerwasserberechnungen per Simulationsmodell für unterschiedliche Nutzungen, Klimaräume, Böden und Grundwasserbedingungen durchgeführt. Aus den Ergebnissen wurden neue Regressionsgleichungen abgeleitet, die für alle Standortbedingungen der Bundesrepublik Deutschland verlässliche Schätzungen der Sickerwasserrate aus dem Boden ermöglichen.

Erste Kartendarstellungen bodenhydrologischer Kennwerte wurden bereits für den neuen Hydrologischen Atlas von Deutschland (HAD) (BMU 2003) erstellt. Im neuen Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland (INSTITUT FÜR LÄNDERKUNDE DER UNIVERSITÄT LEIPZIG 2003) wurden bereits Karten der potentiellen Erosionsgefährdung ackerbaulich genutzter Böden durch Wasser in Deutschland sowie der Hintergrundwerte ausgewählter Schwermetalle veröffentlicht.

Mit dem Projekt "Bodenatlas" ist auch eine Reihe innovativer Fragestellungen verbunden, die zur Erstellung bundesweiter Themenkarten zum Bodenschutz zu beantworten sind. Diese betreffen u.a. die Art der Regionalisierung von Relief- und Klimadaten, das Ausmaß räumlicher Variabilität der jeweiligen Kennwerte innerhalb der Areale der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte und den zugehörigen Wissenstransfer über die Legende an den Kartennutzer. Insbesondere wird versucht, über verschiedene statistische Konzepte die Aussagegenauigkeit einer Bodenfunktionskarte zu quantifizieren und die Kartenlegende um Angaben zur Werteverteilung des dargestellten Kennwerts zu erweitern. Zu diesem Zweck kann auf Ergebnisse exemplarischer Arbeiten von HENNINGS (2002) und LÖSEL (2004) zurückgegriffen werden.

#### Ausblick

In der Zukunft besteht Handlungsbedarf zu folgenden Punkten:

- Aktualisierung der Grenzföhrung der BÜK 1000 auf der Basis der flächendeckenden BÜK 200,
- Hinterlegung der Legendeneinheiten der BÜK 1000 mit präziseren Profilinformatiönen (nutzungsspezifische Referenzprofile für alle Bodenregionen Deutschlands),
- Regionalisierung von Agrarstatistikdaten für die Karten der aktuellen Erosionsgefährdung / aktuellen Verdichtungsgefährdung,
- verbesserte Algorithmen zur Bemessung des kapillaren Aufstiegs in Abhängigkeit von Klima- und Bodenbedingungen,
- fortlaufende Aktualisierung der Themenkarten im Fall der Verfügbarkeit verbesserter Pedotransferfunktionen/-regeln.

#### Literatur

- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (Hrsg.) (2003): Hydrologischer Atlas von Deutschland. - 3. Lieferung; Bonn/Berlin.
- 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. (2002): Accuracy of coarse-scale land quality maps as a function of the upscaling procedure used for soil data. - *Geoderma*, 107: 177-196.
- INSTITUT FÜR LÄNDERKUNDE DER UNIVERSITÄT LEIPZIG (Hrsg.) (2003): Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland. - Bd. 2: Relief, Boden und Wasser. Spektrum Akademischer Verlag; Heidelberg-Berlin.
- LÖSEL, G. (2004): Informationsgüte kleinmaßstäbiger Bodenkarten - Probleme und Entwicklungsmöglichkeiten. - Dissertation, Geographisches Institut der Universität Hannover.
- WESSOLEK, G., DUJNISVELD, W.H.M. & TRINKS, S. (2004): Ein neues Verfahren zur Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden: das TUB-BGR-Verfahren. - In: BRONSTERT, A., THIEKEN, A., MERZ, B., ROHDE, M. & MENZEL, L. (Hrsg.): Wasser- und Stofftransport in heterogenen Einzugsgebieten. - Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Heft 05/04: 135-145.

## **Erfassungsmöglichkeiten verschiedener Bodenparameter mit Hilfe einer Multi – Sensortechnik**

Hinck, S.<sup>1</sup>, Mueller, K.<sup>1</sup>, Emeis, N.<sup>1</sup>

### **Einleitung**

Für die teilflächenspezifische Landbewirtschaftung sind Kenntnisse über eine kleinräumige Verteilung der Bodeneigenschaften notwendig (KRUSE-STEFFENHAGEN et al. 2004; DURLESSER 1999). Eine kleinräumige Bodenkartierung ist kosten- und zeitaufwändig. Mit Hilfe von Sensorik kann der Kartieraufwand eingegrenzt und somit reduziert werden (KRUSE-STEFFENHAGEN et al. 2004). Im Forschungsprojekt PIROL (Precision farming als Instrument der interdisziplinären potentialorientierten Landnutzung) der Fachhochschule Osnabrück wird ein eigenes Bodensensorsystem entwickelt und modifiziert. Der Vorteil dieses System liegt in der Kombination verschiedener Sensoren. Ziel soll es sein, Möglichkeiten einer beprobungsarmen bzw. -freien Flächenkartierung zu schaffen.

### **Material und Methode**

#### **Aufbau und Funktion des Sensors**

Zwei Metallplatten dienen als Elektroden und sind an einem Rahmen montiert. Somit sind dynamische Messungen durch Anbau an einem Schlepper möglich. Die beiden Messplatten werden mit einer sinusförmigen Wechselspannung von 125 kHz und 2 Volt versorgt. Der Boden stellt den Kontakt zwischen den beiden Elektroden her und bildet das Dielektrikum. Gemessen wird der komplexe Leitwert, aus welchem der elektrische Leitwert des Bodens und die elektrische Kapazität der Plattenanordnung errechnet werden. Der elektrische Leitwert ( $G_{mS}$ ) beschreibt wie gut der Boden den Strom leitet. Die elektrische Kapazität ( $C_{pF}$ ) wird von der die-

lektrischen Polarisierung (Ausrichtung der Moleküldipole in einem Dielektrikum) beeinflusst. Weiterhin wird ein Rauschen des Messstroms gemessen. Dieses Rauschen wird von der Qualität des Kontakts zwischen Messplatten und Boden bestimmt.

Die Bodentemperatur ( $Btemp_{°C}$ ) wird berührungslos mit einem Pyrometer (Infrarotthermometer) aufgenommen. Die Messung kann sowohl an der Bodenoberfläche als auch in einigen Zentimeter Tiefe erfolgen.

Die Bodenfestigkeit wird anhand der Durchbiegung eines Zinkens gemessen.

Die Messdaten werden mit einem Analog/Digitalwandler digitalisiert und mit einem tragbaren Computer aufgezeichnet. Zeitgleich werden separat Positionsdaten mit Hilfe eines GPS – Empfängers aufgezeichnet. Die Daten werden im Anschluss an die Messung mit einer Software georeferenziert und lassen sich mit Hilfe üblicher Geoinformationssystem-Programme darstellen.

#### **Beprobungsflächen**

Zwei Versuchsflächen der Fachhochschule Osnabrück (1,6 ha; 2,4 ha) wurden im 10 m \* 10 m Raster bodenkundlich kartiert. Korngrößenzusammensetzung, pH-Werte, Humus- und Nährstoffgehalte wurden nach Probennahme im Labor bestimmt. Weiterhin wurden die Bodentypen angesprochen. Die Ergebnisse dienen der Überprüfung der Bodensensormessungen.

#### **Ergebnisse**

In Tabelle 1 sind die Pearsonschen und Spearmanischen Korrelationskoeffizienten der Messergebnisse und der Bodenarten beispielhaft für die Versuchsfläche „Im Berge“ dargestellt. Der Rangkorrelations-Koeffizient nach Spearman wird auf Zahlenreihen angewandt, die eine Nichtlinearität aufweisen, weiterhin ist die Wirkung von Ausreißern abgeschwächt (SACHS 2003). Insbesondere die Messergebnisse der

<sup>1</sup> Fachhochschule Osnabrück, Postfach 1940, 49009 Osnabrück ([www.projekt-pirol.de](http://www.projekt-pirol.de))

elektrischen Kapazität sind nicht normalverteilt und zeigen eher einen nichtlinearen Verlauf. Die elektrische Leitfähigkeit dagegen weist eine Normalverteilung und einen linearen Verlauf auf.

**Tabelle 1: Korrelationskoeffizienten Messergebnisse und Bodenart für die Versuchsfläche "Im Berge"**

PEARSONSCHEN Korrelationskoeffizienten			
Bodenart	Messgröße		
	G_mS	C_pF	Btemp_°C
Sand	-0,8 **	0,8 **	0,1
Schluff	0,8 **	-0,7 **	-0,2 **
Ton	0,8 **	-0,7 **	<0.1
SPEARMANSCHEN Korrelationskoeffizienten			
Bodenart	Messgröße		
	G_mS	C_pF	Btemp_°C
Sand	-0,8 **	0,8 **	0,1
Schluff	0,7 **	-0,8 **	-0,2 **
Ton	0,8 **	-0,8 **	<0.1
** Korrelation ist hoch signifikant G_mS = elektrische Leitfähigkeit C_pF = elektrische Kapazität Btemp_°C = Bodentemperatur in °C			

Es zeigt sich ein enger Zusammenhang zwischen der Bodenart und dem elektrischen Leitwert bzw. Kapazität. In der Literatur wird ebenfalls auf den Zusammenhang der Bodenart und der elektrischen Leitfähigkeit hingewiesen (DOMSCH 2004). Die Beziehung von elektrischer Kapazität und Bodenart ist nach dem Spearmanschen Korrelationskoeffizienten aufgrund der oben beschriebenen statistischen Eigenschaften der Zahlenreihen höher als bei dem Pearsonschen Korrelationskoeffizienten. Die Bodenoberflächentemperaturmessung zeigt keine deutlichen Beziehungen zu der Bodenart.

Das Rauschsignal zeigt örtliche Besonderheiten im Boden an, deren Ursachen noch geklärt werden müssen. Auffällig ist das ortsbezogene Auftreten des Rauschsignals, d.h. ein starkes Ansteigen des Signals tritt immer an bestimmten Stellen im Feld auf.

Auf einer weiteren Versuchsfläche (Klostergarten) wurden ebenfalls Messungen durchgeführt. Anhand einer ausgewählten Messung konnte

eine Korrelation von 0,5 zwischen der Bodentemperatur in 5 cm bis 8 cm Tiefe und dem Durchzugswiderstand in 20 cm Tiefe nachgewiesen werden. Der Durchzugswiderstandssensor hat in ersten Messungen seine Funktionsfähigkeit bewiesen, weitere Modifikationen sind notwendig.

### Zusammenfassung

Ein Bodensensorsystem zur gleichzeitigen Erfassung mehrerer Bodenparameter wurde entwickelt.

Eine gute Korrelation konnte zwischen der elektrischen Leitfähigkeit und der Bodenart nachgewiesen werden. Das Rauschsignal wird von Besonderheiten im Boden beeinflusst, deren genaue Ursachen in weiteren Messungen zu klären sind. Anhand der Messung auf der Versuchsfläche „Klostergarten“ konnte eine mittlere Korrelation zwischen Bodentemperatur und Durchzugswiderstand aufgezeigt werden.

Weitere Untersuchungen werden folgen, um die Messergebnisse für bodenkundliche und pflanzenbauliche Interpretationen zu nutzen.

### Literatur

Domsch, H. (2004): Aufnahme und Interpretation der elektrischen Bodenleitfähigkeit für eine teilflächenspezifische Bewirtschaftung, S. 11 - 20 in Arbeitsheft Boden. Hrsg.: Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover (ISSN 0949 - 1538)

Durlesser, H. (1999): Bestimmung der Variation bodenphysikalischer Parameter in Raum und Zeit mit elektromagnetischen Induktionsverfahren. ISBN 3-8265-6180-5, Shaker Verlag, Stuttgart.

Kruse-Steffenhagen, E.; Severin, K.; Boess, J.; Müller, U.; Lorenz, F. (2004): „Precision Farming“ – Einstieg in eine informationsgeleitete, teilflächenbezogene Pflanzenproduktion, S. 71 - 74 in Arbeitsheft Boden. Hrsg.: Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover (ISSN 0949 - 1538)

Sachs, L. (2003): Angewandte Statistik. Springer Verlag, Berlin.

### Danksagung

Das Forschungsprojekt PIROL wird von der Volkswagen Stiftung gefördert.

## Die Geomorphographische Karte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1:1.000.000 (GMK 1000)

von

KRUG, DIETMAR<sup>1</sup>, HAGEDORN, J.<sup>2</sup>, GERT H. ADLER<sup>1</sup>, MICHAEL BOCK<sup>3</sup>, ERNST GEHRT<sup>4</sup>, RÜDIGER KÖTHE<sup>3</sup> UND ULRICH STEGGER<sup>1</sup>

### 1. Die GMK 1000 im Vergleich mit anderen geomorphologischen Übersichtskarten Mitteleuropas in ähnlichem Maßstab

Die GMK 1000 ist ohne Vorbild. Erstmals wird hier für diesen Maßstab auf der Grundlage Digitaler Geländemodelle und mit Hilfe der digitalen Reliefanalyse eine geomorphographische Karte Deutschlands erstellt. Die hier vorgenommene, weitgehend automatische Reliefgliederung ausschließlich nach gemessenen bzw. errechneten Werten hat zu einer geomorphometrischen Karte geführt, die sich nach Entstehung und Aussage grundlegend von für den mitteleuropäischen Raum vorliegenden geomorphologischen Karten ähnlichen Maßstabs unterscheidet. Dies mag durch den Vergleich mit den wichtigsten dieser Karten verdeutlicht werden. Die anspruchsvolle Karte "Landformen im mittleren Europa. Morphographische Karte mit Reliefenergie" im Maßstab 1:2 Mio. von WALDBAUR (1958) enthält als dominierende Aussage die Darstellung der Reliefenergie. 15 Jahre nach WALDBAURS Karte erschien die "Geomorphologische Übersichtskarte des westlichen Mitteleuropa" im Maßstab 1:1 Mio. von NEUGEBAUER (1973). Der dargestellte Hauptgegenstand sind die Formengemeinschaften, gegliedert in sieben geomorphologische Haupteinheiten. Nur wenig früher als NEUGEBAUERS Karte erschien die Karte von GOHL (1972) "Deutsche Landschaften - Bau und Formen". Der Titel entspricht dem Ziel, einen neuen Typ einer synthetische Karte des inneren Baus und der äußeren Formen einer Landschaft zu erarbeiten. Schließlich ist das Blatt "Georelief und aktuelle reliefbildende Vorgänge" zu nennen (H. KUGLER Atlas der DDR). Hier wird die Konzeption für morphographische Karten großen Maßstabs (vgl. Kugler 1977) für kleinmaßstäbige Karten umgesetzt.

Der Vergleich der Inhalte der vorliegenden (im weiteren Sinne) geomorphologischen Übersichtskarten Mitteleuropas verdeutlicht die Sonderstellung der GMK 1000.

### 2. Die Großgliederung des Reliefs und ihre geomorphologischen Grundlagen

Die GMK 1000 unterscheidet vier Großräume des Reliefs als Landschaftsteilräume, die unabhängig von der späteren detaillierten Reliefanalyse entsprechend der klassischen geomorphographischen Gliederung Mitteleuropas vorgegeben werden: das Norddeutsche Tiefland, das Bergland, das Alpenvorland und die Alpen. Die Grenzen sind in unterschiedlicher Weise, aber weitgehend geomorphographisch bzw. geomorphometrisch definiert worden. Die Gliederung ist von grundlegender Bedeutung für die weitere Erstellung der Karte, da für jeden Teilraum die Reliefeinheiten nach eigenen Kriterien bestimmt werden, also nicht von Teilraum zu Teilraum vergleichbar sind, abgesehen von den gesondert behandelten Senkenbereichen.

### 3. Reliefeinheiten und ihre Vergesellschaftung in den Großräumen des Reliefs

Im Norddeutschen Tiefland werden auf der Basis von Clusteranalysen nach Höhenlage über der Tiefenlinie, also relativer Höhe, und Hangneigung vier Reliefeinheiten unterschieden. Dabei haben die flach geneigten Reliefeinheiten mit geringer Höhe über der Tiefenlinie die größte Flächenausdehnung. Als nicht konstituierende, da in allen Großräumen vertretene Reliefeinheiten kommen die Senkenbereiche hinzu. Die Interpretation der Karte für den Bereich des Alpenvorlandes wird hier unmittelbar an die Darstellung des Tieflandes angeschlossen, weil weitgehend die gleichen Reliefeinheiten unterschieden werden. Der Vergleich der morphometrischen Daten für Tiefland und Alpenvorland zeigt für die Reliefeinheiten des Alpenvorlandes signifikant größere Höhen als für die entsprechenden des Tieflandes.

Die GMK 1000 fasst im Bergland die auf den Strukturen des Grundgebirges und des Deckgebirges entwickelten Formenkomplexe des Rumpfschollengebirges und der Schichtstufenländer zusammen. Sie werden in der Karte von sieben Reliefeinheiten eingenommen. Zu diesen für das Bergland spezifischen Reliefeinheiten kommen wie in den anderen Landschaftsteilräumen die Reliefeinheiten der Senkenbereiche hinzu.

Die Alpen haben nur einen verhältnismäßig kleinen Anteil an der Fläche der GMK 1000. Ihre Untergliederung beschränkt sich auf zwei

<sup>1</sup> Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover/Berlin

<sup>2</sup> scilands GmbH, Göttingen

<sup>3</sup> Emeritus, Geographisches Institut, Universität Göttingen

<sup>4</sup> Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover

Reliefeinheiten unterschiedlich starker Hangneigung und die Scheitelbereiche. Hinzu kommen auch hier die Senkenbereiche in den größeren Tälern.

#### **4. Zusammenfassende Bewertung**

Eine geomorphologische Bewertung der GMK 1000 kann von der Frage ausgehen, wieweit in dieser Karte mit den eingesetzten Methoden eine zutreffende und sinnvolle Abbildung des Reliefs erreicht worden ist. Für die Großgliederung des Reliefs in Landschaftsteilräume ist festzustellen, dass sie den größten in anderen geomorphologischen Karten auf struktureller Grundlage vorgenommenen Gliederungen und ihren Grenzziehungen entspricht. Der Inhalt der Karte lässt sich also auch in der Untergliederung und Detaildarstellung der großen Landschaftsteilräume der bekannten, vor allem strukturell basierten geomorphologischen Gliederung der Bundesrepublik sehr gut zuordnen. Die GMK 1000 kann und soll andere geomorphologische Karten keinesfalls ersetzen. Im Vergleich mit ihnen oder auch mit geologischen Karten bietet sie aber die Möglichkeit, die Relief prägende Auswirkung struktureller Gegebenheiten und einzelner geomorphologischer Prozesse objektiv zu erfassen und auszuwerten.

#### **5. Literatur**

GOHL, D. (1972): Strukturen und Skulpturen der Landschaft. Die Methodik der Darstellung am Beispiel einer Karte von Deutschland. - Forschungen z. Deutschen Landeskunde, 184, Bonn-Bad Godesberg. 62 S.

KUGLER, H. (1977): Die geomorphologische Reliefcharakteristik im Atlas DDR. - Geographische Berichte, 84, S. 187 -197

NEUGEBAUER, G. (1974): Die Geomorphologische Übersichtskarte des westlichen Mitteleuropa 1:1 Million und ihre topographisch-kartographische Anwendung. - Landformen im Kartenbild. S. 14 - 22

WALDBAUER, H. (1958): Zur Karte "Landformen im mittleren Europa" 1:2000000. - Wiss. Veröff. D. Deutschen Inst. f. Länderkunde, N.F. 15/16, Leipzig. S. 133 - 177

# Einsatz und Nutzung der Bodengeologischen Karte 1:50.000 (Blatt Potsdam) und anderer landesweit verfügbarer Kartenwerke für die Kennzeichnung und Bewertung von Böden als Archive der Naturgeschichte

Patrick Lantzsch<sup>1</sup> & Jutta Zeitz<sup>2</sup>

## 1. Einleitung und Ziel

Ein realistisches Anliegen des Bodenschutzes ist es, die schutzwürdigsten Archivböden zu ermitteln und sie vor Beeinträchtigungen bzw. Zerstörungen zu schützen. Hierzu ist es erforderlich, diese Belange stärker in Planungsverfahren einfließen zu lassen. Die bundesweit existierenden Bewertungsvorschläge für die genannte Bodenfunktion sind vielfältig, in der Regel jedoch nicht vergleichbar. Eine Standardisierung nach einheitlichen Kriterien und Parametern erfolgte bisher nicht. In Ermangelung einer Objektivierung der herangezogenen Bewertungskriterien und -parameter ist eine Transparenz und Nachvollziehbarkeit der einzelnen Methoden nur eingeschränkt gegeben. Hinzu kommt ein regionalspezifischer Bezug sowie eine darauf ausgerichtete expertengestützte Bewertung.

Ziel der vorliegenden Arbeit war die Ableitung einer transparenten, reproduzierbaren und praktikablen Bewertungsmethode für Böden mit einer schutzwürdigen Ausprägung in ihrer Funktion als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte sowie deren kartographische Darstellung auf Basis digitaler Datengrundlagen in Brandenburg. Nachfolgend ist dies beispielhaft für die ausgewählten Kriterien Seltenheit und Naturnähe dargestellt [1].

## 2. Material und Methoden

Für die zu betrachtenden Fragestellungen wurde ein kognitiver methodischer Ansatz gewählt. Die bundesweit existierenden verschiedenen Betrachtungsansätze wurden analysiert, Schlussfolgerungen gezogen und Problemstellungen abgeleitet, die anschließend mit eigenen Untersuchungen geprüft wurden. Für Brandenburg vorliegende digitale Datensätze wurden hinsichtlich ihrer Eignung untersucht.

Auf Geländeaufnahmen und -untersuchungen wurde im Rahmen dieser Arbeiten verzichtet.

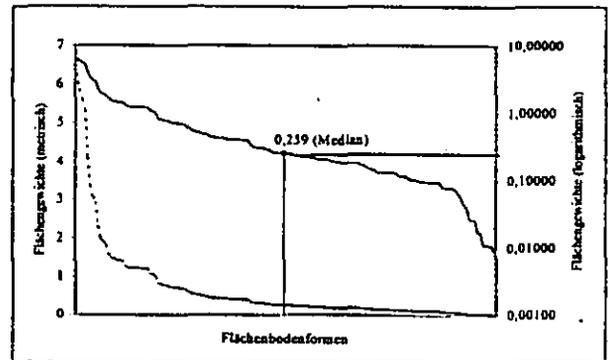
Als Untersuchungsraum wurde der Blattausschnitt der Bodengeologischen Karte Potsdam (Maßstab 1:50.000) gewählt [2]. Der im Vorfeld der Arbeiten geprüfte alternative Ansatz, einen Landkreis im Sinne einer „politischen Betrachtungsebene“ als Untersuchungsraum auszuwählen, entfiel, da zum Zeitpunkt der Aufnahme der Untersuchungen für keinen brandenburgischen Landkreis flächendeckende Bodenkarten im Maßstab 1:50.000 vorlagen.

## 3. Ergebnisse

### 3.1. Untersuchungen zum Kriterium Seltenheit

Für die Untersuchungen des Kriteriums Seltenheit bilden die bodenkundlichen Karten des Landesamtes für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg (LBGR) die digitale Datenbasis. In diesen Karten erfolgt die Darstellung von Bodenformengesellschaften mit ihren Flächenverteilungen und Häufigkeiten. Flächenbodenformen sind dabei Teile einer Bodenformengesellschaft und unterste Flächeneinheit. Es handelt sich dabei um eine maßstabsunabhängige räumliche Kategorie, die ein bestimmtes, jedoch nicht abgrenzbares Flächenareal mit weitgehend gleichen Eigenschaften kennzeichnet [3]. Flächenbodenformen dienen zur Beschreibung der jeweiligen Blattlegeneinheit. Ziel der Untersuchungen ist die flächenhafte Ermittlung und Bewertung sehr seltener und seltener Flächenbodenformen sowie deren kartographische Abbildung. In Anlehnung an [3] werden in einem ersten Schritt die Parameter Deckungsgrad und Frequenz (Häufigkeit) zugeordnet. Als gemittelter Summenparameter wird aus diesen Größen der Parameter relatives Flächenbodengewicht abgeleitet und flächenstatistischen Auswertungen unterzogen (Abb. 1).

Abbildung 1: Verteilung der relativen Flächenbodengewichte (%) der Flächenbodenformen aller Blattlegeneinheiten der BK50 (Blatt Potsdam)



Die Flächenbodenformen werden fünf Verbreitungsclassen zugeordnet. Hierbei wird der große Einfluss des Kennzeichnungsniveaus der substratsystematischen Einheit der einzelnen Flächenbodenformen deutlich. So führt ein sehr hohes Kennzeichnungsniveau gegebenenfalls zu einer Einstufung in die Verbreitungsclassen „sehr selten“, was sich bei einer nicht so detaillierten Aufschlüsselung der substratsystematischen Einheit der jeweiligen Flächenbodenform nicht ergeben muss.

In einem weiteren Schritt werden den relativen Flächenbodengewichten die Parameter absoluter Deckungsgrad und absolute Frequenz zugeordnet und nach fünf Verbreitungsclassen nachfolgend dargestellt (Abb. 2). Die Zuordnung in Verbreitungsclassen stellt dabei immer eine „Momentaufnahme“ der untersuchten Datenbestände und für ein bestimmtes Betrachtungsgebiet dar.

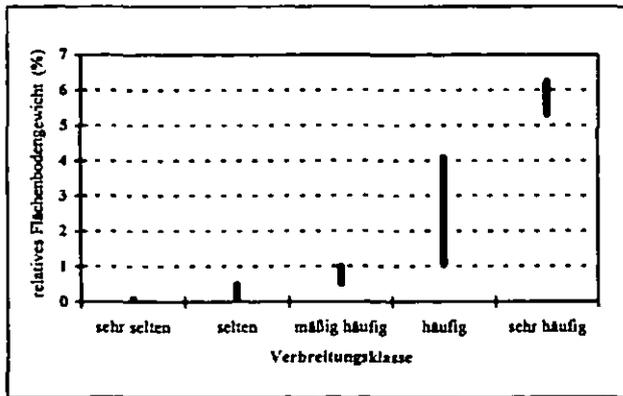
Eine kartographische Abbildung der ausgewiesenen Flächenbodenformen ist über die zugehörigen Blattlegeneinheiten der bodengeologischen Kartenwerke möglich. Die dargestellten Areale stellen dabei Bereiche dar, in denen die jeweiligen Flächenbodenformen auftreten.

<sup>1</sup> Landesumweltamt Brandenburg, Referat Bodenschutz, Postfach 601061, D-14410 Potsdam. e-mail: patrick.lantzsch@lua.brandenburg.de

<sup>2</sup> Humboldt-Universität zu Berlin, Institut für Pflanzenbauwissenschaften, FG Bodenkunde und Standortlehre, Invalidenstraße 42, D-10115 Berlin. e-mail: jutta.zeitz@agrar.hu-berlin.de

ten. Die genaue Lage der Flächenbodenformen kann nur durch Experten nach Detailuntersuchungen oder durch Auswertung vorhandener Untersuchungsergebnisse im Gelände ermittelt werden.

Abbildung 2: Darstellung der Wertespannen des relativen Flächenbodengewichtes nach fünf Verbreitungsklassen



Die detaillierte Datenlage der vorliegenden brandenburgischen bodengeologischen Karten ermöglicht eine Betrachtung von Flächenbodenformen im Untersuchungsgebiet. Mit der Ableitung des Parameters „relatives Flächenbodengewicht“ und den darin berücksichtigten Größen Frequenz und Deckungsgrad wird eine verbesserte Beschreibung des räumlichen Bezugs der jeweiligen Flächenbodenform möglich, so dass der damit verbundene Aufwand für den Anwender der Methode gerechtfertigt ist.

Für die spätere Anwendung dieser Parameter stellt sich dieses aufwändige Erfordernis der analogen Ableitung jedoch nicht, da mit dem Flächenbodenformenarchiv im LBGR eine digitale Datenbasis geschaffen wurde, die dem Methodenanwender künftig durch Ableitung der erforderlichen Bewertungsparameter bei der Erfassung und Bewertung von Böden unterstützen kann.

### 3.2. Untersuchungen zum Kriterium Naturnähe

Für die Beschreibung des Kriteriums Naturnähe liegen flächendeckende und digitale Daten zu bodenkundlichen Parametern im Land Brandenburg ggw. nicht vor. Für die Prüfung des Methodenvorschlags zur Bewertung des Kriteriums Naturnähe wurden die landesweit existierenden Daten der CIR-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung (Maßstab 1:10.000) auf ihre Nutzbarkeit geprüft [4]. Dies begründet sich aus dem Zusammenhang zwischen der Ausprägung eines Biototyps und den dafür notwendigen Relief-, Boden- und Bodenwasserformen. Zahlreiche Biotoptypen beziehungsweise Vegetationsausprägungen stehen in engem Zusammenhang zu bestimmten, über einen längeren Zeitraum konstant bleibenden Standortverhältnissen. Dies lässt eine Ungestörttheit der Böden und eine damit verbundene hohe Ausprägung des Kriteriums Naturnähe für solche Böden erwarten (Abb. 3).

Mit den für Brandenburg flächendeckend vorliegenden digitalen Datensätzen der CIR-Biotopkartierung können für das Kriterium Naturnähe Erwartungsbereiche für potenzielle naturnahe Böden mit einer Funktion als Archiv der Naturgeschichte dargestellt werden. Daten der

terrestrischen Biotopkartierung sind zur Untersetzung der mittels CIR-Kartierung ausgewiesenen Bereiche sinnvoll, bieten zum ggw. Zeitpunkt in Brandenburg jedoch keine flächendeckende digitale Datengrundlage. In einem weiteren Schritt sind zur Verdichtung der Flächeninformationen vorhandene Unterlagen hinsichtlich ihrer Aussagen zu den bodenbezogenen Parametern Versiegelung, Verdichtung, Nähr- und Schadstoffzufuhr, Bodenwasserhaushalt sowie Horizont- und Substratabfolge auszuwerten.

Abbildung 3: CIR-Erfassungseinheiten, die eine hohe Ausprägung der Naturnähe für den Boden erwarten lassen (Auszug)

CIR-Biotoptypen- und Landnutzungsschlüssel			
Hauptgruppe	Untergruppe	Bestand	Biotopbeschreibung
04			Moore und Sümpfe
	0410		Hochmoore, Zwischenmoor (offen, incl. Degenerationsstadien)
	0412		Großseggen- und Röhrichtmoor, Landröhricht
	0413		Moorgehölze (Strauchstadium, Jungbäume)
		04136	Moorgehölze (Birke, Erle)
05			Gras- und Staudenfluren
	0510		Feuchtwiesen und Feuchtweiden
		05101	Großseggenwiese, Streuwiese

### 4. Schlussfolgerungen / Ausblick

Im Ergebnis der vorgestellten Arbeiten ist eine automatisierte und objektivierbare Bewertungsmethode entstanden, die unter Nutzung digitaler Datensätze die kartographische flächenhafte Ausgrenzung von Archivböden in Brandenburg ermöglicht und dabei Differenzierungen der ermittelten Schutzwürdigkeit zulässt. Im ausgewählten Maßstab 1:50.000 können damit für Planungsvorhaben Bereiche dargestellt werden, in denen Archivböden mit einer hohen Ausprägung der Kriterien Seltenheit und/oder Naturnähe zu erwarten sind.

Für die künftige Methodenanwendung gilt es Möglichkeiten zu prüfen, die flächenhaften Seltenheitsbetrachtungen mit den Daten der CIR-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung zu verschneiden. Im Zusammenhang mit der Betrachtung des Kriteriums Naturnähe sind die digitalen Daten der terrestrischen Biotopkartierung zu integrieren.

### 5. Literatur

- [1] LANTZSCH (2005): Untersuchungen zur Kennzeichnung (Darstellung) von Böden mit Funktionen der Natur- und Kulturgeschichte nach dem Bundesbodenschutzgesetz in Brandenburg (eingereichte Dissertation)
- [2] LGRB (1997a): Bodengeologische Karte des Landes Brandenburg 1:50.000, Blatt L3744 Potsdam, Kleinmachnow / Potsdam, Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg in Zusammenarbeit mit dem Landesvermessungsamt Brandenburg
- [3] BAURIEGEL (2004): Methoden zur Ableitung und Parameterisierung von flächenbezogenen Profil- und Horizontdaten am Beispiel der Bodentübersichtskarte des Landes Brandenburg im Maßstab 1:300.000. Dissertation
- [4] LUFTBILD BRANDENBURG (1993): Erfassungseinheiten der CIR-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung Brandenburg. Arbeitspapier

## Anpassungsmaßnahmen zur Bewirtschaftung Cadmium belasteter landwirtschaftlich genutzter Böden

Detlef Laves und Ralf Klose

### 1. Problemstellung

Erzlagerstätten, Lagerstättenabbau und großflächige Verlagerungen der daran beteiligten chemischen Elemente führten in Sachsen zu geogenen Schadstoffkontaminationen von Gebirgsverwitterungs- und Auenböden. Die Produktionsfunktion des Bodens ist folglich geschädigt, sobald ein Element über dem Maßnahmenwert der Bundes-Bodenschutzverordnung liegt. Dies ist z. B. bei Überschreitung des Cadmiumgehaltes im Boden von 0,04 mg/kg auf Brotweizenanbauflächen der Fall. In Sachsen betrifft das etwa 4,3 % (31 000 ha) der Ackerfläche.

Dem Bodenschutzrecht zeitlich nachfolgende Verschärfungen des in deutsches Recht überführten EU-Lebensmittel- und Futtermittelrechts schränken die Produktionsfunktion der Böden weiterhin ein. Dazu gehören

- die Grenzwertabsenkung in der Kontaminantenverordnung gegenüber den Richtwerten der Zentralen Erfassungs- und Bewertungs-Stelle für Umweltchemikalien (ZEBS) im Lebensmittelrecht
- der Wegfall der 2,5-fachen Überschreitung des zulässigen Höchstgehaltes bei Eigenverwertung der Futtermittel
- das Verschneidungsverbot von belasteten mit unbelasteten Partien im Lebensmittel- und Futtermittelrecht
- die Haftung des Erzeugers für seine Produkte bei Bestrafung von fahrlässiger oder vorsätzlicher Zuwiderhandlung.

### 2. Zielstellung

Das Ziel besteht in der Gefahrenabwehr der Getreideproduktion auf Cd-kontaminierten Standorten.

### 3. Methodik

Es wurden zwei verschiedene Gefahrenabwehrmaßnahmen geprüft, indem es galt, aktuelle Getreidesorten mit geringer Cd-Aufnahme zu selektieren und durch Vor-Ernte-Untersuchungen eine Entscheidungshilfe zur Verwertung und Vermarktung von Getreide zu liefern.

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Fachbereich Landwirtschaftliches Untersuchungswesen, Gustav-Kühn-Str. 8, 04159 Leipzig

Zur Selektion Cd-armer Getreidesorten wurden geogen kontaminierte Bodensubstrate des Freilandes (6,3 mg Cd/kg; pH 6,2) homogenisiert und Gewächshaus-Gefäßversuche mit 20 Winterweizen- und 15 Sommergerste-Sorten in jeweils vierfacher Wiederholung durchgeführt. Nach Messung des Cd-Gehaltes im Getreidekorn konnte die Rangfolge der Sorten im Hinblick auf ihre Cd-Aufnahme abgeleitet werden.

Für die Vor-Ernte-Untersuchungen wurde auf Cd-kontaminierten Landwirtschaftsflächen Getreide bei Teigreife (EC85) entnommen. Der Verdacht der Cd-Kontamination war gegeben bei Überschreitung

- des Ammoniumnitrat-löslichen Cd von 0,04 mg/kg Boden
- des Königwasser-löslichen Cd von 1,0 mg/kg Boden

und bei erhöhten Cd-Gehalten im Getreidekorn vorheriger Ernten.

In Verantwortung des Landwirtschaftsbetriebes wurden je Schlag ( $\leq 20$  ha) 20 Einzelproben mit jeweils 30 Ähren entnommen, zu einer Sammelprobe vereinigt und kühl aufbewahrt bis zur Anlieferung in eine von der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft anerkannte Untersuchungsstelle.

Mit den angelieferten Proben erhielten die Untersuchungsstellen folgende Zusatzinformationen:

Getreideart, Getreidesorte, Entnahmeort, Probenahmedatum, Name des Probenehmers. Das Labor stellte die Ergebnisse dem Landwirtschaftsbetrieb auf ein der Lebensmittelüberwachungsbehörde konformgerechtem Protokoll bereit. Das Ergebnisprotokoll dient dem Landwirtschaftsbetrieb als

- Entscheidungsgrundlage für die Verwertungs-/Vermarktungsstrategie der Ernteprodukte
- Nachweis der Eigenkontrolle gegenüber der Lebensmittel-, Futtermittelüberwachungsbehörde

### 4. Ergebnisse

#### 4.1 Sortenspezifische Cd-Aufnahme

6 Winterweizen-Sorten (Batis, Tommi, Cubus, Ludwig, Cardos, Terrier) unterschreiten und 14 Winterweizen-Sorten überschreiten den zulässigen Cd-Lebensmittel-Höchstgehalt von 0,20 mg/kg Erntekorn (86 % TS) Die Sorte Batis mit dem niedrigsten Cd-Gehalt (0,13 mg/kg Erntekorn) und die Sorte Elvis mit dem höchsten (0,39 mg/kg Erntekorn) unterscheiden sich in ihrem Cd-Gehalt um den Faktor 3.

2 Sommergerste-Sorten (Ursa, Pasadena) halten den zulässigen Lebensmittel-Höchstgehalt für Cadmium von 0,10 mg/kg Erntekorn (86 % TS) ein und 12

Sommergerste-Sorten überschreiten ihn. Der niedrigste Cd-Gehalt wurde bei der Sorte Ursa (0,08 mg/kg Erntekorn) und der höchste bei der Sorte Berras (0,29 mg/kg Erntekorn) nachgewiesen. Beide Sorten unterscheiden sich in ihrem Cd-Gehalt um den Faktor 3,6.

Keine Winterweizen- und Sommergerste-Sorte überschritt den Futtermittel-Höchstgehalt für Cd (1 mg/kg Futter [88 % TS]).

#### 4.2 Vor-Ernte-Untersuchungen

39 von 100 im Jahr 2004 entnommene Winterweizen-Sammelproben überschreiten den zulässigen Lebensmittel-Höchstgehalt für Cadmium (0,20 mg/kg Erntekorn [86 % TS]), unterschreiten aber den zulässigen Cd-Futtermittel-Höchstgehalt (1,0 mg/kg Erntekorn [88 % TS]).

Der Mittelwert des Cd-Gehaltes der 100 Winterweizen-Sammelproben von 0,22 mg/kg Erntekorn überschreitet den zulässigen Lebensmittel-Höchstgehalt. Die richtige Auswahl der Cd-Kontaminations-Beprobungsflächen wird damit bestätigt.

Vergleicht man die Ergebnisse der Vor-Ernte-Untersuchungen bei Winterweizen mit denen der Lebens-

mittelüberwachungsbehörde, so ergab sich eine Übereinstimmung der Ergebnisse in 19 von 23 Vergleichsfällen (83 %).

Der Lebensmittel-Grenzwert von 0,10 mg Cd/kg Erntekorn [86 % TS] für Winterroggen (2 Proben), Sommergerste (2), Dinkel (3), Hafer (2) wurde in keinem Fall überschritten, desgleichen nicht der Futtermittel-Grenzwert von 1,0 mg/kg Erntekorn [88% TS] bei Wintergerste (5) und Triticale (3).

#### 5. Fazit

6 von 20 geprüften Winterweizen-Sorten und zwei von 15 geprüften Sommergerste-Sorten sind für den Anbau auf Cd-kontaminierten Standorten geeignet. Diese Sorten werden mit Hilfe einer gezielten Öffentlichkeitsarbeit empfohlen (Internet, Ämter für Landwirtschaft, Landwirtschaftsbetriebe).

Vor-Ernte-Untersuchungen sind eine geeignete Entscheidungsgrundlage für die Verwertung und Vermarktung des Getreides als Lebensmittel oder Futtermittel oder für die Rohstoffnutzung. Mit Vor-Ernte-Untersuchungen lässt sich die Eigenkontrollpflicht der Landwirtschaftsbetriebe für ihre Erzeugnisse nachweisen.

# Bodendauerbeobachtung in Hessen: Auswertung organischer Spurenstoffe

Katrin Lügger<sup>1</sup>, Ulrich Drolshagen<sup>2</sup>, Karl-Heinz Emmerich<sup>2</sup>, Sybille Stern<sup>2</sup>

## 1 Einleitung

Die Boden-Dauerbeobachtung versteht sich als Instrument zur langfristigen Überwachung der Veränderungen von Bodenzuständen und von Bodenfunktionen im Sinne des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BARTH ET AL., 2000).

Seit dem Jahr 1992 wurden in Hessen insgesamt 67 Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) eingerichtet, auf denen bis 1999 eine erste Beprobung von Flächenmischproben durchgeführt wurde. In dem Zeitraum von 1997 bis 2004 wurde auf allen Flächen eine erste Wiederholungsbeobachtung vorgenommen.

Inzwischen liegen von allen Standorten die Analyseergebnisse beider Beprobungen vor. Auf einigen Bodendauerbeobachtungsflächen wurde bereits eine dritte Beprobung durchgeführt, die bis 2009 auf allen Standorten abgeschlossen sein soll.

## 2 Methoden

Alle gewonnenen Flächenmischproben wurden auf Polychlorierte Dibenzodioxine/Dibenzofurane (PCDD/F), Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Polychlorierte Biphenyle (PCB) und auf diverse Chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW: HCB, HCH, DDT, Dieldrin, Aldrin, Endrin) untersucht. PCDD/F wurden nach Extraktion mit Toluol (Soxhlet) mittels GC-MS bestimmt; PAK, PCB und CKW wurden mit einem Wasser/Aceton/Petrolether-Gemisch extrahiert und mittels HPLC bzw. GC-ECD gemessen.

Die Analyseergebnisse dienen auch der Berechnung der Hintergrundwerte organischer Stoffe in Böden Hessens (LABO 2003).

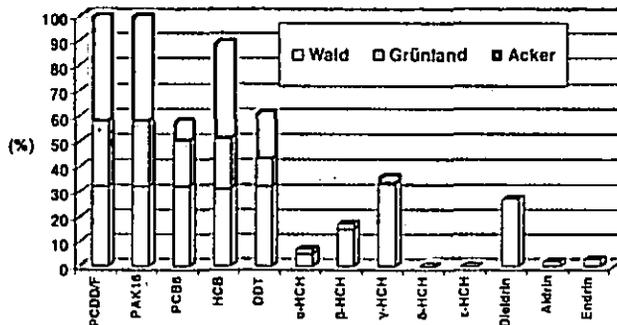
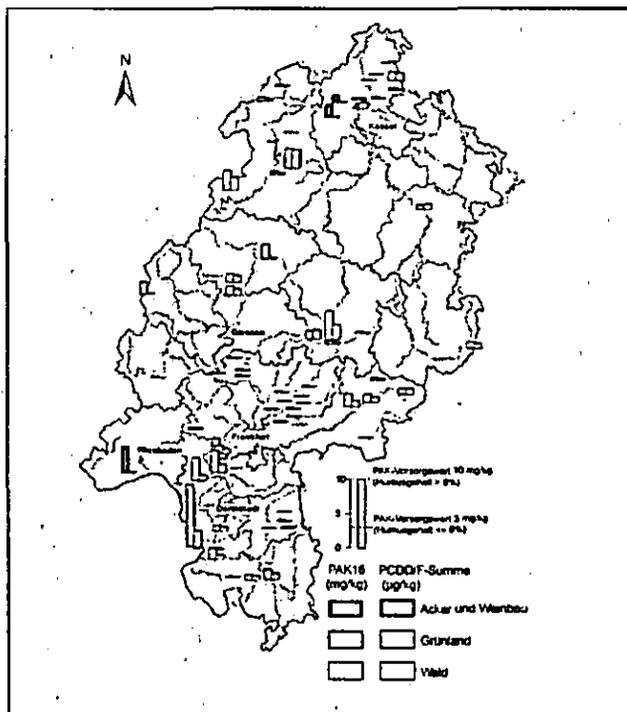


Abb. 1: Anteil der BDF-Standorte mit nachgewiesenen organischen Spurenstoffen in Prozent (Daten der 1. Wiederholungsbeobachtung)

## 3 Ergebnisse

Wie aus Abbildung 1 ersichtlich wird, können mit Ausnahme von δ- und ε-HCH alle untersuchten Spurenstoffe in den Böden der Bodendauerbeobachtungsflächen nachgewiesen werden. Allerdings variiert der Anteil der Standorte mit bestimmbar Gehalten je nach Spurenstoff und Nutzung beträchtlich. Allein PAK und PCDD/F können auf allen Standorten in bestimmbarer Konzentration gemessen werden. PCB, HCB und DDT wurden immerhin noch auf über 50 % der BDF nachgewiesen, während die übrigen analysierten Spurenstoffe teilweise nur vereinzelt und in sehr geringer Konzentration bestimmbar sind.



Karte 1: PAK<sub>16</sub>- und PCDD/F-Konzentrationen in den Oberböden hessischer Bodendauerbeobachtungsflächen

<sup>1</sup> Professur für Bodenkunde, Johann-Wolfgang-Goethe-Universität Frankfurt a.M., Georg-Voigt-Str.14, 60054 Frankfurt am Main, bodenschutz@hlug.de

<sup>2</sup> Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG), Rheingastr.186, 65203 Wiesbaden, k.emmerich@hlug.de

Die Bodendauerbeobachtungsflächen unter Wald weisen im Allgemeinen den größten Anteil an Standorten mit nachweisbaren Spurenstoffgehalten auf.

Karte 1 zeigt die PAK- und PCDD/F-Gehalte der Oberböden aller Bodendauerbeobachtungsflächen als Balkendiagramme, farblich unterschieden nach der jeweiligen Nutzung am Standort. Erwartungsgemäß besitzen die Waldstandorte durchschnittlich höhere Gehalte, während die Ackerstandorte im Mittel die geringsten Konzentrationen aufweisen.

Der PAK-Vorsorgewert der Bundesbodenschutzverordnung (BBODSCHV 1999) von 3 mg/kg (bei einem Humusgehalt von  $\leq 8\%$ ) wird in den Oberböden zweier BDF überschritten. Dabei handelt es sich um eine Fläche unter Weinbau und eine Grünlandfläche im rezenten Überflutungsbereich des Rheins, die aufgrund des fluviatilen Eintrages bei allen analysierten organischen Spurenstoffen die mit Abstand höchsten Belastungen aufweist. Der PAK-Vorsorgewert von 10 mg/kg (bei einem Humusgehalt von  $> 8\%$ ) wird hingegen in keinem Oberboden erreicht.

Für PCDD/F existieren bisher in der Bundesbodenschutzverordnung keine Vorsorgewerte. Der niedrigste Maßnahmewert für den Wirkungspfad Boden-Mensch von 100 ng/kg I-TE für die Nutzung ‚Kinderspielflächen‘ wird auf keiner der Flächen erreicht.

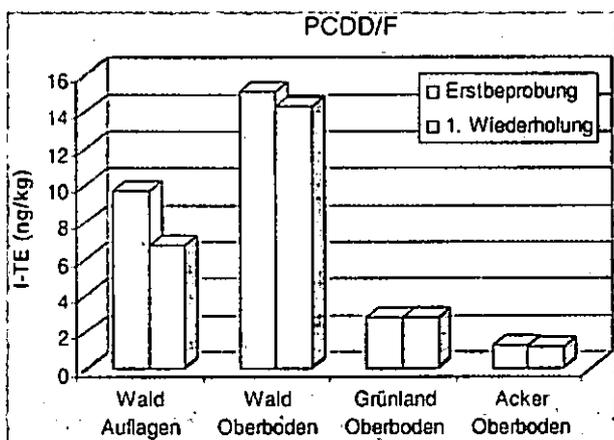


Abb. 3: Nach Nutzung unterschiedene Mediane der PCDD/F-Konzentrationen der Erst- und der ersten Wiederholungsbeprobung

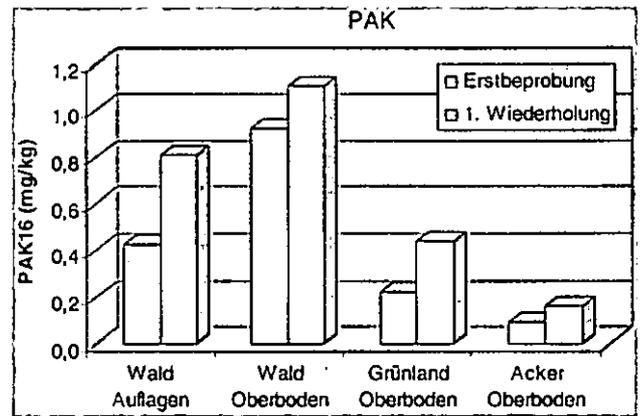


Abb. 4: Nach Nutzung unterschiedene Mediane der PAK-Konzentrationen der Erst- und der ersten Wiederholungsbeprobung

Vergleicht man die Analysen der Erstbeprobung mit der ersten Wiederholungsbeprobung, so zeigen sich für die meisten organischen Spurenstoffe konstante beziehungsweise leicht gesunkene Gehalte. Abbildung 3 zeigt als Beispiel die nach Nutzung unterschiedenen Mediane der PCDD/F-Konzentrationen beider Beprobungszyklen. Allein für die PAK scheinen sich von der Erst- zur ersten Wiederholungsbeprobung leicht ansteigende Gehalte feststellen zu lassen (Abbildung 4). Es bleibt allerdings abzuwarten, ob sich dieser Trend nach Auswertung der zweiten Wiederholungsbeprobung bestätigen lässt.

#### 4 Literatur

BARTH, N., BRANDTNER, W., CORDSEN, E., DANN, T., EMMERICH, K.-H., FELDHAUS, D., KLEEFISCH, B., SCHILLING, B. und J. UTERMANN (2000): Boden-Dauerbeobachtung – Einrichtung und Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. – in: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., KÖNIG, W. und G. EINSELE (HRSG.): Handbuch Bodenschutz, Bd.3, 32. Lfg. XI/00.

BBODSCHV (1999): Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung, BGBl. I, S.1554.

EMMERICH, K.-H., DROLSHAGEN, U., FRITZSCH, D., LÜGGER, K. und S. STERN (2002): Boden-Dauerbeobachtung in Hessen am Beispiel der Intensiv-BDF Frankfurt/M Flughafen. – UBA Texte 66/02.

LABO (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. – in: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., KÖNIG, W. und G. EINSELE (HRSG.): Handbuch Bodenschutz, Bd.3, 40. Lfg. III/04.

# Beurteilung und Verminderung der Heterogenität von Bodenbasisdaten mittelmaßstäbi-ger Karten.

Uwe Meer und Thomas Mosimann

## Problemstellung

Die steigende Anfrage nach Bodeninformationen als Planungs- und Entscheidungshilfe in Wirtschaft und Politik (BÖHNER & KÖTHE, 2003) ist auf der einen Seite auf veränderte Umweltauflagen des Bundesbodenschutzgesetzes aber auch auf den zunehmenden Einsatz GIS-gestützter Prognose- und Simulationsmodelle im Umwelt- und Agrarsektor zurückzuführen. Das Hauptproblem im Modelleinsatz liegt dabei oft nicht mehr bei den Modellen selbst, sondern bei fehlenden oder zu gering aufgelösten Bodeneingangsdaten.

Aufgrund des Mangels werden klein- oder mittelmaßstäbige Bodendaten in Modellanwendungen genutzt, die nicht für diesen Skalenbereich konzipiert wurden. Nach HEUVELINK (1998) ist es gängige Praxis, dass skalenabhängige Modelle über alle Skalenbereiche eingesetzt werden. Aus dieser Problematik lassen sich zwei Forderungen ableiten:

1. Um den Bedarf an höher aufgelösten Informationen zu decken, müssen diese Daten mittels Disaggregation aus klein- oder mittelmaßstäbigen Bodenkarten unter Zuhilfenahme anderer Informationen (z. B. Gesteinsuntergrund, Relief) abgeleitet werden.
2. Mittel- und kleinmaßstäbige Karteninformationen müssen durch ein Heterogenitätsmaß gekennzeichnet werden, um die Unsicherheiten bei der Modellierung besser quantifizieren zu können.

## Methoden

Die Prüfung der Heterogenität einer Datenbasis muss auf der Grundlage eines Referenzdatensatzes geschehen. Zwei methodische Richtungen lassen sich hierbei unterscheiden: Auf der einen Seite ist es denkbar, vorhandene Kartiereinheiten mittelmaßstäbiger Kartenwerke hinsichtlich ihrer Homogenität zu prüfen. Hierbei würde die Merkmalsausprägung (Karteninformation bzw. Attributierung) des höher aufgelösten Datensatzes innerhalb der Kartiereinheiten der geringer aufgelösten Kartengrundlage beurteilt. Dies geschieht über Diversitäts- bzw., wenn diese Maße flächengewichtet sind, über Heterogenitätsmaße (vgl. FUCHS, 2002). Bei der Beurteilung der Heterogenität der Kartiereinheiten ist die Merkmalsausprägung der geringer aufgelösten Bodenkarte sekundär, da nur die Grenzziehung dieser Karte anhand des höher aufgelösten Datensatzes beurteilt wird. In der Literatur übliche Maße sind z. B. der Shannon- (SHDI) oder Simpson- (SIDI) Diversitäts- (Homogenitäts-) Index (vgl. FUCHS, 2002).

Im zweiten Fall werden Merkmalsausprägungen der beiden Kartenwerke in ein Verhältnis miteinander gebracht. In diesem Falle muss von einem Kontrastmaß gesprochen werden. Am häufigsten wird hierzu der RMSE (Root Mean Square Error) herangezogen. Da das Hauptaugenmerk dieses Beitrags auf Heterogenitätsmaßen beruht, wird der Ein-

$$SHDI = - \sum_{i=1}^m (p_i \cdot \ln p_i) \quad 0 \leq SHDI \leq \ln m$$

$$SIDI = 1 - \sum_{i=1}^m p_i^2 \quad 0 \leq SIDI < 1$$

$p_i$  = Proportion von Flächeninhalt des Wertes  $x$  / gesamten

Flächeninhalt  $\sum_{i=1}^n X_i$  ;  $m$  = Anzahl der Klassen

satz von Kontrastindizes innerhalb dieses Beitrags nicht weiter verfolgt.

Wenn Heterogenitätsmaße in zukünftige Legendenkonzep-te integriert werden sollen, müssen diese vom Nutzer leicht zu interpretieren sein. Dies ist bei den Indizes von Shannon bzw. Simpson nicht unbedingt der Fall (vgl. hierzu Erläuterung zu Abb. 2), da diese Maße auch nicht zur Legendenerweiterung konzipiert wurden. Aus diesem Grund wurden eigene Indizes entwickelt, die auf bekannten statistischen Maßen fußen. Heterogenitätsmaße sollen Histogramme hinsichtlich der Werteverteilung beurteilbar machen. Folgende Indizes wurden verwendet und werden in Abbildung 1 anhand eines Beispiels (Schluffgehalte in 10 cm Profiltiefe) visualisiert:

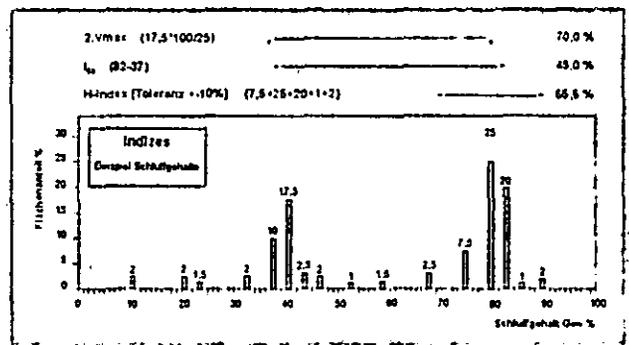


Abbildung 1: Verwendete Heterogenitätsmaße zur Histogrammbeurteilung

## Homogenitätsindex (H-Index):

Der Homogenitätsindex ist ein eigens entwickeltes Maß zur Beurteilung der zentralen Tendenz einer Verteilung. Er summiert sich aus dem Flächenanteil, der vom Modalwert  $\pm$  eines parameterabhängigen Toleranzbereichs eingenommen wird (ergibt sich aus der Klassenmittlenbildung der Kornfraktionen bei der Metrisierung der Bodenartenuntergruppe).

## Interdezilbereich $I_{80}$ :

Der  $I_{80}$  beinhaltet 80% des Wertespektrums (bzw. der Fläche) und ermöglicht einen guten Überblick über die „Breite“ einer Verteilung, da er Extremwerte weniger stark gewichtet.

## Zweites Verteilungsmaximum (2Vmax):

Dieses Kriterium ermöglicht zu beurteilen, ob neben dem durch den Homogenitätsindex bereits erfassten Verteilungsschwerpunkt noch weitere disaggregationwürdige Flächenanteile (Peaks) innerhalb der Verteilung existieren. Aus diesem Grunde wird das (prozentuale) Verhältnis von Modalwert zum „zweiten“ Peak gebildet.

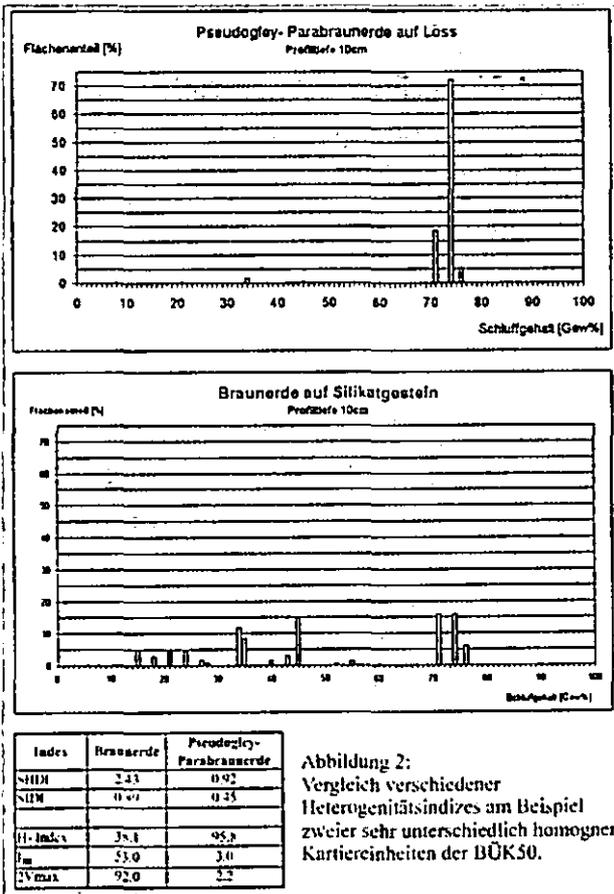
Neben dem Einsatz als zukünftige Legendenerweiterung zur Quantifizierung der Heterogenität von Kartiereinheiten wurden die entwickelten Heterogenitätsmaße innerhalb dieser Arbeit auch zur Beurteilung von Disaggregierungsansätzen für mittelmaßstäbige Bodenkarten am Beispiel der Bodenübersichtskarte 1:50.000 (BÜK50) verwendet.

Als Referenzdatensatz diente die interpretierte Bodenschätzung (Bo5). Die Disaggregation baut auf einem Vektoransatz auf, da diese Datengrundlagen in der Praxis vorherrschen. Zur Disaggregation wurden Informationen zum Gesteinsuntergrund und etwa 30 Reliefparameter getestet. Die besten Ergebnisse hinsichtlich der Reduktion der Merkmalsvarianz in den Kartiereinheiten der BÜK50 lieferte folgender Ansatz:

GIS- gestützte Verschneidung der BÜK50 mit der Informationsschicht Gesteinsuntergrund (Petrographie). Hierbei entstehen in der ersten Disaggregierungsstufe (DISAG 1) kleinste gemeinsame Faktorkombinationen aus den Informationsschichten Boden und Gesteinsuntergrund, welche auf der Grundlage eines hoch aufgelösten Datensatzes (Referenzdatensatz der Bodenschätzung (Bo5), Maßstab etwa 1:5.000) mit neuen Bodeninformationen hinterlegt werden. In einem zweiten Schritt [Disaggregierungsstufe 2] werden Reliefinformationen [z. B. Lage im Relief: Kuppe, Hang oder Tiefenlinie] in die DISAG 1 integriert, um die Heterogenität der Verschneidungsflächen weiter zu minimieren. Für jede Verschneidungseinheit wird anhand von Histogrammverläufen die Ursprungsheterogenität (Kartiereinheiten der BÜK50) mit der nun vorliegenden Heterogenität (DISAG-Stufe 1/2) anhand eigens entwickelter Heterogenitätsindizes (vgl. Abbildung 1) verglichen.

### Ergebnisse

Die Effektivität der verwendeten Maße soll anhand des folgenden Beispiels erläutert werden:



Die unterschiedliche Homogenität der beiden Einheiten wird zwar auch durch die Höhe des SHDI (2,43 / 0,92) bzw. SIDI (0,89 / 0,45) deutlich, allerdings ist die Einschätzung des Histogrammverlaufs nicht ohne weiteres möglich. Anhand der drei eigens entwickelten Maße ist dies sehr wohl zu erreichen.

Die entwickelten Heterogenitätsmaße wurden anschließend genutzt, um das Disaggregierungsmodell zu kalibrieren. Der gewählte Ansatz war in der Lage die Heterogenitäten innerhalb der Kartiereinheiten in der BÜK50 deutlich zu reduzieren. Für die Kornfraktionen waren Varianzminimierungen wie folgt möglich:

Für die lössfreien Areale betragen die mittleren Homogenitätsindizes der Ausgangskarte in den Oberböden, mit geringen Unterschieden der Hauptbodenarten, ca. 50%. Für die Unterböden liegen die Werte für Sand und Ton bei etwa 55% und für den Schluff bei 70%. Nach dem Einsatz des Disaggregierungsansatzes liegen die H-Indizes in den Oberböden bei 80% und in den Unterböden bei 75%. Somit lässt sich eine Fehlerreduzierung bei den Bodenartenuntergruppen um etwa 3 Klassenbreiten erreichen. Maximal vermindern sich die Fehler in den einzelnen Bodeneinheiten der Bodenübersichtskarte 1:50.000 (BÜK50) um 40%. Die durchschnittlichen Homogenitätsindizes des Gesamtblatts in den lössdominierten Kartiereinheiten der BÜK50 lagen bezüglich der Korngrößenzusammensetzungen für den Ton z. B. bei 84%, für den Schluff bei 73% und für den Sand bei 69% (Mittelwerte für alle zehn untersuchten Tiefen). Die Werte zeigen, dass die lössdominierten Einheiten der BÜK50 bereits so homogen sind, dass der Einsatz eines Disaggregierungsmodells weniger sinnvoll erscheint.

### Fazit

Die entwickelten Heterogenitätsmaße haben sich im Praxiseinsatz bewährt. Da alle Maße auf Flächeninhalten basieren, ist eine Anwendung auch für ordinalskalierte Daten (z. B. Bodentypen) gegeben. Die Heterogenitätsmaße können sowohl in zukünftigen Legendeneinheiten fungieren, als auch eine wichtige Entscheidungshilfe bei der Beurteilung von Grenzziehungen in der Bodenkartenerstellung liefern.

Der vektorbasierte Disaggregierungsansatz ist aufgrund der im NIBIS vorhandenen Datengrundlage praxisnah umzusetzen und vermag die z. T. erheblichen Varianzen der Bodenbasisdaten durch Separation entscheidend zu reduzieren. Besonders für den in der Modellierung wichtigen Parameter Bodenart lassen sich die Heterogenitäten durch den Ansatz deutlich reduzieren. Da die im Ansatz verwendeten Informationen zu Gesteinsuntergrund (Petrographie) und Reliefsituation (SARA1 aus DGM50) nicht zu hoch aufgelöst sind, können sie auch in Gebieten mit schlechter Datenlage eingesetzt werden.

### Literatur

- BÖHNER & KÖTJE (2003): Bodenregionalisierung und Prozessmodellierung: Instrumente für den Bodenschutz. In Petermanns Geographische Mitteilungen 2003/3, S. 72-82.
- HEUVELINK, G. B. M. (1998): Uncertainty analysis in environmental modelling under a change of spatial scale. In: FINKE, P. A., BOUMA, J., HOOSBECK, M. R. (1998): Soil and water quality at different scales, 255-264.
- FUCHS, M. (2002): Methoden zur objektiven Ableitung von Bodenkarten im Folgemaßstab. Unterstützung der geometrisch-begrifflichen Generalisierung von Bodenkarten durch erweiterte Werkzeuge in einem Geo-Informationssystem.

## Anwendungsbeispiele der bodenkundlichen Weinbergskartierung in Hessen – Von der Datenaufbereitung zur GIS-gestützten Analyse der Weinberglagen

D. Meschede<sup>1</sup>, K. Friedrich<sup>2</sup> & Ch. Opp<sup>1</sup>

Aufgrund der besonderen Ansprüche der Rebe beschränkt sich der Weinbau in Deutschland auf klimatisch begünstigte Regionen mit einer mittleren Jahrestemperatur von über 9° C. Dabei zählen der Rheingau und die Hessische Bergstraße mit einer bestockten Fläche von insgesamt 3.611 ha zu den kleineren deutschen Anbaugebieten (3,6 %).

Der Boden beeinflusst den Weinbau, die Rebe und den Geschmack des Weines in vielfältiger Weise. Er ist neben dem Klima das zentrale Glied für viele standortkundliche Fragestellungen und für das Bodenpflegesystem im Weinbau. Die digitale Aufarbeitung der schon in den 50er Jahren begonnenen Weinbergsbodenkartierung, stellt die Grundlage für die Entwicklung weinbaulich orientierter Standortbewertungen. Von großem Interesse ist dabei vor allem die standortkundliche Empfehlung für die Auswahl von Unterlagen und Edelreiszug. Daneben ist eine Bewertung der geofaktoriellen Homogenität einer Weinberglage von Bedeutung. Im Rahmen einer Diplomarbeit wurden diese Fragestellungen näher untersucht (MESCHEDÉ 2005).

### Die Böden

Die Böden sind aufgrund der menschlichen Tätigkeiten im Rahmen der weinbaulichen Nutzung meist stark überprägt. So werden ein Großteil aller Weinberge in den heutigen hessischen Anbaugebieten seit dem Mittelalter, z.T. schon römerzeitlich, vor jeder Neuanlage bzw. Wiederbestockung rigolt, d. h. zwischen 40 cm und 1 m tief umgegraben bzw. durchmischt (vgl. FRIEDRICH & SABEL 2004). Hierdurch wurde die natürliche Horizontabfolge zerstört. Häufig werden aber auch Fremdmaterialien in erheblichen Mengen zum Ersatz des so genannten „Erosionsverlustes“, zur technischen Bewirtschaftungserleichterung oder zur Bodenverbesserung auf- bzw. eingebracht. Diese Maßnahmen sind nicht immer, wie seit 1999 nach § 12 BBodSchV gefordert, an den Standort angepasst.

### Rebe und Standort

In der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts wurde die Reblaus (*Dactylosphaera vitifolia*) aus Übersee eingeschleppt. Ihre Ausbreitung führte zu verheerenden Schäden in den gesamten europäischen Weinbaugebieten. Amerikanische Rebstöcke haben naturbedingt eine Resistenz bzw. Toleranz gegenüber der Reblaus

nFK	weinbauliche Faktoren		Unterlage Edelreiszug			
	Begrünung	Standraum	5 BB		SO 4	
			Ri	Bur	Ri	Bur
60-140	unbegrünt	eng	o	o	++	+
		mittel	+	o	+	+
		weit	++	+	o	-
	begrünt	eng	+	+	+	-
		mittel	++	+	+	o
		weit	++	+	o	-

Eigenschaften der Böden in den hessischen Weinbaugebieten			Unterlage Edelreiszug			
Kalkgehalt Rig	Kalkgehalt Ug	staunass	5 BB		Bömer	
			Ri	Bur	Ri	Bur
0-8	0-8	nein	++	+	++	++
0-8	0-8	ja	o	-	-	-
0-8	6-20	nein	++	+	++	++
0-8	8-20	ja	o	-	-	-
0-8	6-20	nein	+	+	o	-
0-8	8-20	ja	+	-	-	-
0-8	0-20	nein	+	o	o	-
8-20	0-20	ja	o	-	-	-
8-20	0-20	nein	o	-	-	-
-	nicht geeignet	ja	o	-	-	-
o	bedingt geeignet	ja	o	-	-	-
+	gut geeignet	ja	o	-	-	-
++	sehr gut geeg.	nein	o	-	-	-
		ja	o	-	-	-

Abb. 1 Auszug aus der Einstufung der Anbaueignung für Unterlags/Edelreiszuggruppen (Beispiel Ri-Rieslin, Bur-Burgunder) nach nFK, Begrünung und Standraum (a) sowie Kalkgehalt und Staunass (b) *Bearb. der Einstufungsempfehlung: J. Schied & C. Presser.*

entwickelt. Daher nutzte man diese Rebstöcke als so genannte Unterlagen. Auf die Wurzelstöcke werden die Europäischen Traditionsedelreize aufgepfropft. Jedoch kommt es seit Anfang der 90er-Jahre wieder vermehrt zum Auftreten von Reblausherden, so dass in jüngerer Zeit der Züchtung reblausresistenter Sorten wieder verstärkte Aufmerksamkeit zuteil wird.

Die Pfropfreben des modernen Weinbaus stellen sehr spezifische Anforderungen an den Standort. Die Beschaffenheit und Gründigkeit des Bodenmaterials bedingen daher den Einsatz unterschiedlicher Unterlagen. Im Wesentlichen bestimmen dabei der Kalkgehalt, die Gründigkeit und das Wasserspeichervermögen sowie die Vernässungseigenschaften des Bodens die Wahl der passenden Unterlage (vgl. BECKER et al. 2004) Diesem Bedarf an Standortdaten wurde mit einer systematischen Weinbergsbodenkartierung schon in den 50er Jahren begegnet.

### Empfehlung von Unterlagsorten

Mit der Herausgabe der Weinbaustandortkarten (vgl. ZAKOSEK et al. 1979) standen schon in den 70er Jahren die ersten Empfehlungen für Unterlagen in Form eines Kartenwerkes bereit, das bis in die 90er Jahre fortgeführt wurde. Aufgrund der Entwicklungen im Bereich Bodenpflegesystem und Rebenzüchtung untersteht aber auch die standortgerechte Empfehlung von Unterlagsorten einer stetigen Veränderung. Daher erscheint die Einrichtung eines fortschreibbaren Informationssystems zur Empfehlung für Unterlagen sinnvoll.

<sup>1</sup> Fachbereich Geographie der Philipps-Universität Marburg, Deutschhausstr. 10, 35037 Marburg  
<sup>2</sup> Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Rheingaustr. 186, 65203 Wiesbaden

Die EDV-technische Aufarbeitung der bodenkundlichen Weinbergskartierung bietet hier die Möglichkeit einer großmaßstäbigen und flächendeckenden Auswertung. Zu diesem Zweck wurden auf Basis der Legendendaten zwei Schemata entwickelt, mit deren Hilfe die Eignung verschiedener Pfropfkombinationen bei kategorisierten Standortfaktoren in einer vierstufigen Skala bewertet wird.

Die Grundlage des ersten Schemas in Abb. 1a basiert auf der Ableitung der nutzbaren Feldkapazität (nFK) nach Mächtigkeit, Grobbodengehalt und Bodenart für die Rigolhorizonte und unterlagernden Schichten der Kartiereinheiten in Anlehnung an KÖNIGER & SCHWAB (2003). Der Wasserhaushalt beeinflusst maßgeblich die Wüchsigkeit der Rebsorten. Ein ausreichend mit Wasser versorgter tiefgründiger Lehm-boden verstärkt bspw. die Wüchsigkeit. Gleichfalls unterscheiden sich die einzelnen Rebsorten natürlicherweise in ihrer Wuchsleistung. Stark wüchsige Sorten bedingen auf Standorten mit einer hohen nFK ein zu starkes Holzwachstum der Pfropfrebe und verursachen damit den Aufwand für die Laubarbeiten und erhöhen das Infektionsrisiko z.B. für Pilzbefall.

Viele Unterlagssorten sowie Edelreife sind in unterschiedlichem Maße kalkempfindlich, die Burgundersorten z.B. stärker als der Riesling. Dabei führen höhere Kalkgehalte des Bodens aber häufig erst in Verbindung mit dem Auftreten von Staunässe zu einer Störung des Stoffhaushaltes der Rebe wie der Eisenmangelchlorose. Besonders betroffen hiervon ist die aufgrund ihrer weitgehenden Reblausresistenz beliebte Bömer-Unterlage. In einem zweiten Schema wird daher die Kalk- und Staunässeverträglichkeit der Pfropfkombinationen bewertet (vgl. Abb. 1b).

Die aufbereitete Generallegende der Weinbergskartierung Hessens wird so auf Grundlage der Kennwerttabellen systematisch ausgewertet und die Ergebnisse in Form von Karten als Bewertung einer Unterlags/Edelreisgruppe für jede Teilfläche dargestellt. Gleichfalls können die gut geeigneten Unterlags/Edelreisgruppen flächenhaft präsentiert werden. Ein noch ausstehendes Infosystem kann Grundlagen- und Auswertungsdaten interaktiv gesteuert anzeigen. Ziel ist hier die aktive Unterstützung der Winzer für die Auswahl des geeigneten Bodenpflegesystems sowie die Schaffung einer flächendeckend verfügbaren Grundlage für die Weinbauberatung.

### Homogenität von Weinbergslagen

Über den Einfluss auf Menge und Qualität des Ertrags hinaus wird dem Boden auch zugeschrieben, dass er die Geschmacksrichtung eines Weines in besonderer Weise prägt. Der standörtlichen Vergleichbarkeit eines geökologischen Terroirs ist auch die rechtliche Abgrenzung der Weinbergslagen nach dem Deutschen Weingesetz verpflichtet. Hiernach stellt eine Weinbergslage eine Rebfläche dar, "aus deren Erträgen gleichwertige Weine gleichartiger Ge-

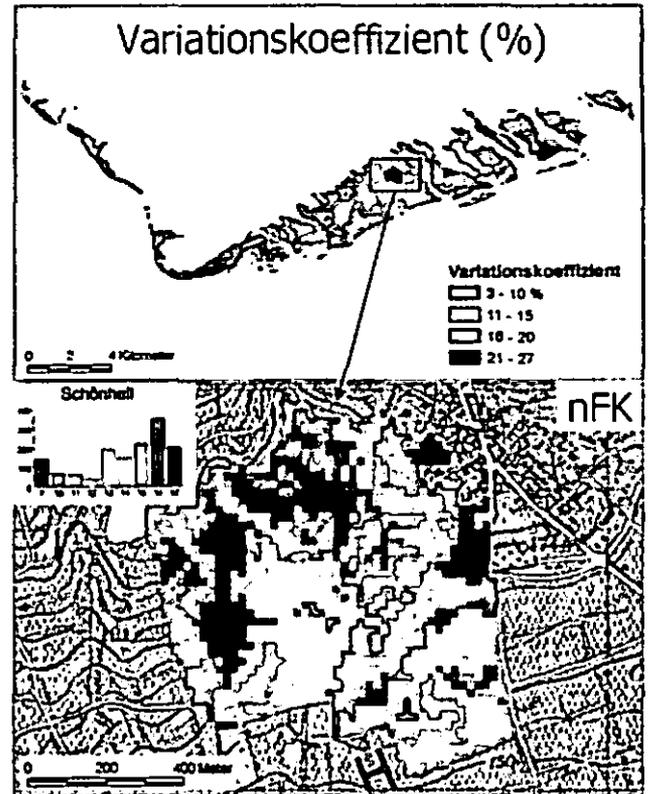


Abb. 2 Heterogenität von Weinbergslagen des Rheingaus am Beispiel der nFK, Variationskoeffizient der Lagen und Heterogenität am Beispiel der Lage Schönhehl

schmacksrichtungen hergestellt zu werden pflegen". Dies war Anlass, die Heterogenität der bodenkundlichen Parameter in den Weinbergslagen zu untersuchen. Hierzu wurde die Abgrenzung der Lagen in einem GIS mit der bodenkundlichen Weinbergskartierung verschnitten. Als einfaches statistisches Streumaß wurde der Variationskoeffizient verwendet. Am Beispiel der Ableitung zur nFK wurden die Berechnungen exemplarisch durchgeführt, und es konnte aufgezeigt werden, dass sich die einzelnen Lagen hinsichtlich ihrer Heterogenität deutlich unterscheiden (vgl. Abb. 2).

Perspektivisch könnte den lagenbezogenen Herkunftangaben nach deutschem Weinrecht ein Modell zur Abgrenzung natürlicher Terroir-Einheiten gegenübergestellt werden, das eine Verknüpfung der geökologischen Standortfaktoren mit den unter diesen Voraussetzungen zu erzeugenden Qualitäten oder Geschmacksrichtungen ermöglicht.

### Literatur

FRIEDRICH, K. & SABEL, K.-J. (2004): Die Böden und Ihre Verbreitung in den hessischen Weinbaugebieten.- Geol. Abhandl. Hessen, 114: 59-70; Wiesbaden.

MESCHÉDÉ D. (2005): Anwendungsbeispiele der bodenkundlichen Weinbergskartierung in Hessen - Von der Datenaufbereitung zur GIS-gestützten Analyse der Weinbergslagen.- unveröff. Dipl. Arb., Univ. Marburg, 122 S.; Marburg.

KÖNIGER, S.; SCHWAB, A. (2003): Unsichtbar, aber unverzichtbar - Wassergehalt in Weinbergsböden. In: Das deutsche Weinmagazin, 18, 44-47.

ZAKOSEK, H., BECKER, H., BRANDTNER, E. (1979): Einführung in die Weinbau-Standortkarte Rheingau i. M. 1:5 000. - Geol. Jb. Hessen, 107: 261-281, 5 Abb., 1 Tab.; Wiesbaden.

# Landesweite Auswertungskarten zum Bodenschutz für Hessen und Rheinland-Pfalz

Ricarda Miller<sup>1</sup>, Matthias Peter<sup>1</sup>,  
Stephan Sauer<sup>2</sup> & Thomas Vorderbrügge<sup>3</sup>

## 1 Einleitung und Grundlagen

Der Bedarf an großmaßstäbigen Bodendaten für Aussagen zum Bodenschutz gewinnt – nicht zuletzt mit Inkrafttreten verschiedener Länder-Bodenschutzgesetze – zunehmend an Bedeutung.

Vor diesem Hintergrund hat sich das Projekt „Bodenfunktionsbezogene Auswertung von Bodenschätzungsdaten“ der Geologischen Dienste von Hessen und Rheinland-Pfalz in Zusammenarbeit mit dem Ingenieurbüro Schnittstelle Boden zum Ziel gesetzt, landesweite Auswertungskarten zum Bodenschutz im Maßstab 1:2.000 bis 1:5.000 für beide Bundesländer zur Verfügung zu stellen (FRIEDRICH & KEIL 2003). Als Grundlage werden die Daten der Bodenschätzung verwendet, die seit 1934 bundesweit einheitlich für die landwirtschaftlich genutzte Fläche erhoben werden und Informationen bis zu einem Meter Bodentiefe bereitstellen.

In einem ersten Schritt werden die Flächendaten (Folie 042 des Automatisierten Liegenschaftskatasters ALK bzw. Folie 032 des Automatisierten Liegenschaftsbuches ALB) von den Landesvermessungsämtern, die Punktdaten (FESCH-Grablochbeschreibungen) von den Oberfinanzdirektionen der beiden Bundesländer digital zur Verfügung gestellt. Anschließend werden diese mit im Projekt entwickelten Plausibilitäts- und Integrationsroutinen geprüft und zusammengeführt, so dass automatisierte Auswertungen auf Basis kontrollierter Grundlagendaten ablaufen können (MILLER et al. 2005).

## 2 Methodenentwicklung

Im Rahmen des Projektes wurden Methoden zur Ableitung von Bodeneigenschaften zunächst aus dem Klassenzeichen der Bodenschätzung (SAUER et al. 2003) entwickelt. Dabei setzen die Methoden direkt an den Rohdaten an, ohne dass eine Übersetzung der Bodenschätzungsdaten in die bodenkundliche Nomenklatur stattfindet. Zurzeit stehen elf abgeschlossene Methoden zu verschiedenen bodenphysikalischen Kennwerten, zur Bewertung von Bodenfunktionen nach BBodSchG (1998) sowie anderer gesetzlicher Vorgaben zur Verfügung. Weitere Methoden befinden sich momentan in der Bearbeitungs- und Testphase.

Arbeitsschwerpunkt ist gegenwärtig die Validierung und Überprüfung von Methodenanwendungen in der Fläche (s. Beitrag FRIEDRICH & SCHNMANKE). Dabei ist ein Prinzip, länderübergreifend zu arbeiten. So testet derzeit z. B. der Geologische Dienst in Nordrhein-Westfalen zwei im Projekt entwickelte Methoden (s. Beitrag BETZER et al.).

<sup>1</sup> Ricarda Miller & Matthias Peter, Ingenieurbüro Schnittstelle Boden, info@schnittstelle-boden.de

<sup>2</sup> Stephan Sauer, Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz, Stephanus.Sauer@lgb-rlp.de

<sup>3</sup> Thomas Vorderbrügge, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, t.vorderbruegge@hlug.de

## 3 Anwendungsbereiche

Die Methoden werden in einer Methodenbank vorgehalten, die Auswertungen auf Gemarkungsbasis und – an ein GIS gekoppelt – die Ausgabe von Themenkarten ermöglicht. Die Auswertungskarten können von Nutzern aus den unterschiedlichsten Bereichen zur Bewertung von Bodenfunktionen nach BBodSchG, zur Bearbeitung von Aufgaben nach BBodSchV (1999) oder anderen gesetzlichen Vorgaben wie z. B. der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) herangezogen werden. Die Anwendungsmöglichkeiten reichen vom Einsatz im naturschutzfachlichen Bereich (z. B. Standorttypisierung für die Biotopentwicklung), über bodenkundliche Fragestellungen in der Landwirtschaft (Stichwort Erosionsschutz, Fördermaßnahmen, Cross Compliance, Bodenordnungsverfahren u.ä.), im Grund- und Hochwasserschutz bis hin zur Berücksichtigung von Bodenschutzbelangen in (kommunalen) Planungsprozessen durch Bodenbewertung und Ermittlung von Kompensationsmaßnahmen.

Da die Methoden im Rahmen eines intensiven Dialoges mit potenziellen Nutzern entwickelt wurden bzw. werden, besitzen sie in der Regel einen direkten Bezug zu gesetzlichen Grundlagen oder aktuellen Aufgabestellungen und werden auch dementsprechend dokumentiert (vgl. Tab. 1).

Tab. 1: Beispiel für Anwendungsmöglichkeiten von vier im Projekt entwickelten Methoden

Anwendungsmöglichkeiten/Methode	nFK	FK	Habitat	*K-Fak.
<b>Bodenkunde / Bodenschutz</b>				
physikalische Bodenkennwerte	X	X		
<b>Bodenschutz</b>				
<b>BBodSchG</b>				
§2 Abs.2 1a Lebensgrundlage und Lebensraum			X	
§2 Abs.2 1b Bestandteil des Naturhaushalts	X			X
§2 Abs.2 1c Abbau-, Ausgleichs- u. Aufbaumedium	X	X		
§2 Abs.2 3c Standort für land- und forstwirtschaftl. Nutzung	X			
§4 Sickerwasserprognose	X	X		
§8 Gefahrenabwehr Bodenerosion				X
§9 Gefährdungsabschätzung Boden/Wasser (§4 BBodSchV)	X	X		X
<b>Grundwasserschutz</b>				
Regenwasserversickerung	X			
Beregnungssteuerung		X		X
<b>Naturschutz</b>				
Bundesartenschutzverordnung § 13			X	
Anhang IV FFH			X	
<b>Landwirtschaft</b>				
EU „Cross compliance“		X		X

\* K-Faktor der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung ABAG

#### 4 Umsetzung

Mit dem geplanten Abschluss der Digitalisierung der Grunddaten FESCH und Folie 042 bis Ende 2006 in Rheinland-Pfalz und bis 2013 in Hessen sowie den bereits flächendeckend digital vorliegenden ALB-Daten, können zum derzeitigen Arbeitsstand Auswertungen mit hoher Flächendeckung für die landwirtschaftliche Nutzfläche in beiden Bundesländern vorgenommen werden.

Abb. 1 zeigt beispielhaft für eine Bodenkennwert-Methode die Umsetzung der Methode nFK-Werte (klassifiziert) für Acker- und Grünland abgeleitet aus den Klassenzeichen der Bodenschätzung für die Gemarkung Schwalheim in der Wetterau.



Abb. 1: nFK-Klassen abgeleitet aus Daten der Bodenschätzung (FESCH + Folie 042 ALK) für die Gemarkung Schwalheim (Wetterau)



Abb. 2: nFK-Klassen abgeleitet aus Bodenformdaten der Bodenkarte 1:50.000 für die Gemarkung Schwalheim (Wetterau)

Eine Überprüfung dieser Auswertungsmethode mithilfe der nFK-Klassen auf Basis der Bodenformdaten der BK 1:50.000 (vgl. Abb. 2) zeigt, dass die Ableitung von nFK-Klassen aus den Klassenzeichen der Bodenschätzung ein übereinstimmendes Bild liefert, wobei die Auswertung aus den Bodenschätzungsdaten – wie erwartet – deutlich stärker differenziert.

#### 5 Ausblick

Ziel des Projektes ist die Erstellung eines großmaßstäbigen Bodeninformations- und Managementsystems zu Bodenfunktionen und Standorteigenschaften, an das eine automatisierte Produktion von thematischen Karten und Auswertungsdaten gekoppelt ist. Dabei soll der länderübergreifende Ansatz eine Übertragung der Methodik in andere Regionen und Bundesländer sowie einen vielfältigen Einsatz ermöglichen.

Um vor diesem Hintergrund einen regen Austausch zwischen den verschiedenen Bundesländern bezüglich Auswertungsmethoden und Bodenfunktionsbewertung auf Basis von Bodenschätzungsdaten zu fördern, bieten wir an, bereits im Projekt entwickelte Methoden zur Verfügung zu stellen sowie andererseits bestehende Methoden aus anderen Bundesländern in Hessen und Rheinland-Pfalz zu testen. Bei Interesse wenden Sie sich bitte an die Autoren.

#### Literatur

BBODSCHG (1998): Gesetz zum Schutz des Bodens vom 17. März 1998. – Bundesgesetzblatt 1998 Teil I Nr. 16, 502-510.

BBODSCHV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12. Juli 1999. – Bundesgesetzblatt 1999 Teil I Nr. 36, 1554-1582.

BETZER, H. J., EHLHAUS, D. & H.-P. SCHREY (in diesem Band): Zur Aussagesicherheit einer Ableitung der nutzbaren Feldkapazität aus den Klassenzeichen und Wertzahlen der Bodenschätzung. – Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges.

FRIEDRICH, K. & SCHMANKE, M. (in diesem Band): Erfahrungen zur landesweiten Auswertung von Daten zum Schätzungsnachweis (ALB, Folie 032) und Vergleich mit Auswertungen der Folie 042 (ALK) für Belange des Bodenschutzes in Hessen. – Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges.

FRIEDRICH, K. & B. KEIL (2003): Bodenfunktionsbezogene Auswertung von Bodenschätzungsdaten für Hessen und Rheinland-Pfalz – Projektübersicht. – Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. 102/Heft 2, 469-470.

MILLER, R., SAUER, S. & TH. VORDERBRÜGGE (2005): Die Daten der Bodenschätzung als Grundlage für landesweite Auswertungskarten zum Bodenschutz – Ein Projekt der Geologischen Dienste Hessen und Rheinland-Pfalz. – Bodenschutz 3/05, 83-87.

SAUER, S., MILLER, R., PETER, M. & TH. VORDERBRÜGGE (2003): Bodenfunktionsbezogene Auswertung von Bodenschätzungsdaten für Hessen und Rheinland-Pfalz – Methodenentwicklung. – Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. 102/Heft 2, 557-558.

# Kommunales Bodenschutzkonzept für eine Kommune mittlerer Größe im Ballungsraum Rhein-Main

Matthias Peter & Ricarda Miller

## 1 Anlass

Mit Inkrafttreten des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG 1998) und der Bundes-Bodenschutzverordnung (BBodSchV 1999), der Novelle des Baugesetzbuches (EAG Bau 2004) sowie im Zuge des Flächensparzieles der Bundesregierung – den Flächenverbrauch von heute 108 ha pro Tag auf max. 30 ha pro Tag bis zum Jahr 2020 zu senken – sind Kommunen gefordert, die Bodenschutzziele vor Ort zu konkretisieren und in die Tat umzusetzen.

In diesem Zusammenhang stand die Kommune vor der Aufgabe, die im Flächennutzungsplan und im Landschaftsplan des Planungsverbandes Ballungsraum Frankfurt/Rhein-Main bereits verankerten und nun erweiterten Bodenschutzziele zu konkretisieren und deren Umsetzung in Angriff zu nehmen. Hierzu wurde ein Bodenschutzkonzept aufgestellt.

## 2 Bodenschutzziele

Im Schwerpunkt wurden im Hinblick auf den Bodenschutz folgende übergeordnete Ziele für die Kommune formuliert bzw. vorgeschlagen:

- Flächensparen als vorrangiges Ziel (quantitativer Bodenschutz),
- Bewertung der Bodenfunktionen zur Berücksichtigung der Bodenschutzbelange in der Planung (qualitativer Bodenschutz),
- Einrichtung eines digitalen Bodeninformationssystems zur Daten- und Informationsbündelung,
- öffentlicher Flächenentwicklungsbericht in regelmäßigen Abständen (Flächenmonitoring),
- Öffentlichkeitsarbeit zur Entwicklung eines „Bodenbewusstseins“.

## 3 Inhalte des Bodenschutzkonzeptes

Das kommunale Bodenschutzkonzept leitet zunächst aus einer Bewertung des Ist-Zustandes Ziele und Maßnahmen zur nachhaltigen Nutzung der Ressource Boden und zur Übernahme der Bodenschutzbelange in die kommunale Planung ab. Konkret wurde hierfür in einem weiteren Schritt ein Entscheidungsinstrumentarium entwickelt, mit dessen Hilfe die Bodenschutzbelange in die Planung integriert werden können. Dieses Instrumentarium wurde bewusst transparent und anwendungsfreundlich gestaltet, so dass es auch für nicht bodenkundlich Ausgebildete handhabbar ist.

Das Bodenschutzkonzept gliedert sich dabei in folgende einzelne Bearbeitungsschritte:

- Bewertung des Ist-Zustands der Böden sowie der aktuellen Bodengefährdung,
- Bewertung der Bodenqualität und des Entwicklungspotenzials der Böden,
- Aufstellung von Leitbildern, Entwicklungs- und Schutzzielen,
- Erstellung eines Entscheidungsinstrumentariums:
  - Planungskarte Bodenqualität,
  - Vorsorgewertkarten,
  - Vorrangflächenkarte,
- Aufstellung eines Handlungsprogramms.

## 3 Die Ergebnisse

Die Analyse im Rahmen der Konzepterstellung ergab aus der Sicht des Bodenschutzes folgende Hauptprobleme: Der zunehmende Flächenverbrauch und die Flächenversiegelung mit einem vollständigen oder weitgehenden Verlust der Bodenfunktionen, das Fehlen einer laufend aktualisierten Datenbasis zur Ermöglichung von Flächenbilanzen und zur Etablierung eines effizienten Flächenressourcenmanagements, Datenlücken im Bereich der Schadstoffbelastung der Böden im Stadt- und Außenbereich und ein Defizit im Bodenbewusstsein in der Öffentlichkeit.

Auf die Schließung dieser Lücken zielt das aufgestellte Handlungsprogramm mit den Hauptbereichen Datenverdichtung und Datenfortschreibung, Fortschreibung der erstellten Planungsgrundlagen, Entwicklung und Implementierung von Entscheidungsinstrumenten, ein laufendes Siedlungsflächenmonitoring sowie Information und Schulung aller Beteiligten in Verwaltung und Öffentlichkeit.

## 4 Das Entscheidungsinstrumentarium

Kernstück des Bodenschutzkonzeptes ist das dreigliedrige Entscheidungsinstrumentarium (Abb. 1) mit dessen Hilfe Bodenschutz-Aufgaben in der Planung und im Verwaltungsalltag realisiert werden sollen.

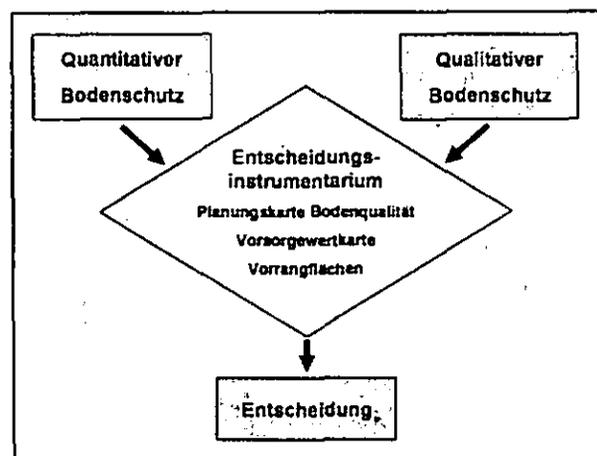


Abb. 1: Aufbau des Bodenschutzkonzeptes im Bereich Entscheidungsinstrumentarium

zur Abwägung von Eingriffen bzw. zur Einschätzung der Wertigkeit von Kompensationsflächen. Dabei wurden auf die vorhandenen Punkt- und Flächendaten zu Boden, Relief und Klima die Methoden zur Bewertung von Bodenfunktionen aus dem Leitfaden des UMWELTMINISTERIUMS BADEN-WÜRTTEMBERG (1995) – teilweise auch leicht verändert – aufgesetzt. Es fand zunächst eine Bewertung der drei natürlichen Bodenfunktionen „Standort für die Vegetation“, „Ausgleichskörper im Wasserkreislauf“ sowie „Filter und Puffer für Schadstoffe“ einzeln statt, die in einem weiteren Schritt für eine fünfstufige Gesamtbewertung aggregiert wurden. Altlasten, Altstandorte und versiegelte Flächen gingen nicht in die Bewertung ein und Böden, die in Anlehnung an REUSCHEL & AUBENDORF (1998) eine Archivfunktion wahrnehmen, erhielten einen Tabustatus für Bebauung und andere Eingriffe.

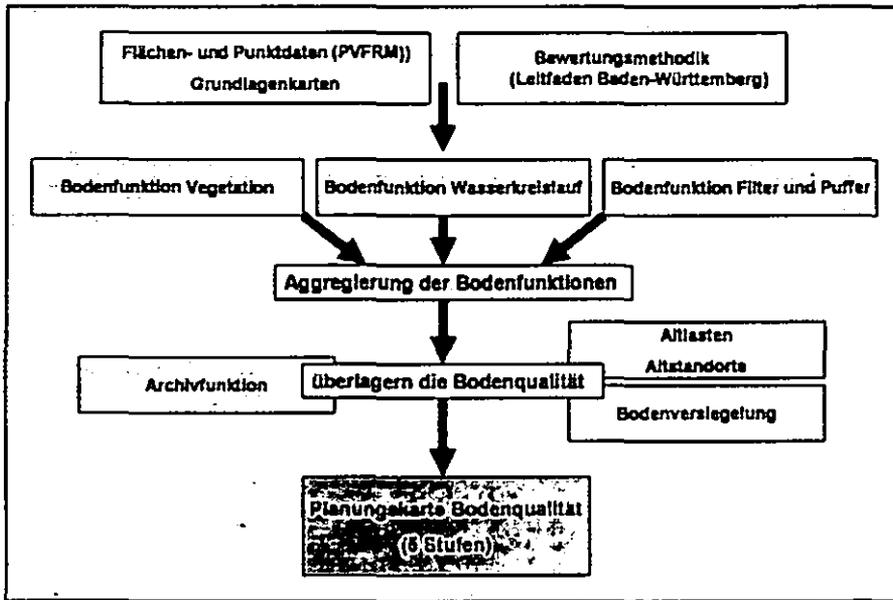


Abb. 2: Schema der Bodenbewertung für die Planungskarte Bodenqualität

Die Vorsorgewertkarten stellen die Vorsorgewerte für die einzelnen Bodeneinheiten und insgesamt 13 Bodenparameter (Schwermetalle: Cd, Pb, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn; organische Stoffgruppen: PCB, PAK, Benzo(a)pyren; Bodenkennwerte: pH-Wert, Bodenart, Humusgehalt) sowie die Bezüge der vorhandenen Analysendaten zu den Prüf- und Vorsorgewerten der BBodSchV dar. Sie dienen der Überwachung der entsprechenden Bodenparameter und als Entscheidungsgrundlage über die Notwendigkeit von Analysen bei bestimmten bodenrelevanten Maßnahmen.

Vorrangflächen wurden kartografisch zur Erfüllung von gesetzlichen Vorgaben (z. B. § 12 BBodSchV) bzw. zur Erreichung von Leitbildern und Entwicklungszielen der Stadt aus Sicht des Bodenschutzes (z. B. Wasserschutz, Ausweisung von Gartengebieten etc.) für das gesamte Stadtgebiet ausgewiesen. Die Ausweisung von Vorrangflächen für bestimmte Nutzungen aus Bodenschutzgesichtspunkten hat den Vorteil, dass die Freihaltung dieser Vorranggebiete bereits in der vorbereitenden Bauleitplanung (FNP) festgelegt werden kann und eine Ansiedlungsentscheidung auf der B-Planebene sich den Vorgaben des Flächennutzungsplanes unterordnen muss. Zudem können Ausweisungen ungeeigneter Nutzungen für Flächen vermieden und damit potenzielle Schäden verhindert sowie eventuelle Sanierungskosten eingespart werden.

## 5 Umsetzung

Die praktische Umsetzung der Bodenschutzkonzeption in der Kommune ist nicht unproblematisch. Hier ist vor allem die Kommunalpolitik gefordert, ein entsprechendes Leitbild zu beschließen, Festlegungen bezüglich der Ziele im Bereich Flächenverbrauch zu treffen und den grundsätzlichen Umgang mit den Entscheidungsinstrumenten der Konzeption in der Verwaltung zu verankern.

## 6 Schlussfolgerungen und Ausblick

Folgende Eckpunkte lassen sich zusammenfassen:

- 3 Entscheidungsinstrumente stehen der Kommune zur Berücksichtigung der Bodenschutzbelange in der Planung zur Verfügung,

- die Implementierung in das GIS der Kommune ist bereits teilweise erfolgt,
- eine Fortbildung und Schulung der VerwaltungsmitarbeiterInnen ist für Winter 2005 geplant,
- weitergehender Handlungsbedarf liegt in den Bereichen Siedlungsflächenmanagement und Flächenbilanzierung, in der sukzessiven Verbesserung der Datengrundlage und im Bereich der Öffentlichkeitsarbeit.

Die angewandte Konzeption weist einen gangbaren Weg, wie mit vergleichsweise geringem Budget eine aus der Sicht des Bodenschutzes effiziente Arbeits- und Entscheidungsgrundlage für kommunale Planungen und kommunales Ver-

waltungshandeln erarbeitet und in die Praxis eingeführt werden kann.

## 7 Literatur

- BBODSCHG (1998): Gesetz zum Schutz des Bodens vom 17. März 1998. – Bundesgesetzblatt 1998 Teil I Nr. 16, 502-510.
- BBODSCHV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12. Juli 1999. – Bundesgesetzblatt 1999 Teil I Nr. 36, 1554-1582.
- EAG BAU (2004): Gesetz zur Anpassung des Baugesetzbuches an EU-Richtlinien (Europarechtsanpassungsgesetz Bau-EAG Bau). – Bundesgesetzblatt Jahrgang 2004 Teil I Nr. 31, 1359-1382.
- REUSCHEL, S. & M. AUBENDORF (1998): Böden mit einer potentiell hohen Funktion als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte. – Abschlussbericht zum F+E-Vorhaben. Bayerisches Geologisches Landesamt. München.
- UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (1995): Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit. – Leitfaden für Planungen und Gestattungsverfahren. – Luft, Boden, Abfall, Heft 31.

# Entwicklung eines großmaßstäbigen und bodenfunktionsbezogenen Kartenwerkes für Rheinland-Pfalz

Stephan Sauer<sup>1</sup>, Jürgen Gauer<sup>2</sup> & Dieter Will<sup>3</sup>

## 1 Einleitung und Grundlagen

Das Landesamt für Geologie und Bergbau (LGB) ist in Rheinland-Pfalz für eine flächendeckende bodenkundliche Landesaufnahme zuständig und erarbeitet ein großmaßstäbiges bodenfunktionsbezogenes Kartenwerk in einem Zielmaßstab von 1: 5.000.

Dieser Maßstab ermöglicht als Grundlage eines effektiven Bodenmanagements parzellenscharfe Aussagen zu Bodeneigenschaften und -funktionen entsprechend den Forderungen des neuen Landesbodenschutzgesetzes Rheinland-Pfalz (LBodSchG 2005). Deren Kenntnis ist einerseits unabdingbar, um stofflichen und nicht stofflichen Gefährdungen entgegensteuern zu können. Andererseits sind die Bodenfunktionskarten eine wichtige Grundlage für die unterschiedlichsten Planungen, beispielsweise für die ländliche Bodenordnung.

Der Beitrag informiert am Beispiel der Ableitung der nutzbaren Feldkapazität über die Möglichkeiten, aber auch über die Probleme, die bei der Erarbeitung eines großmaßstäbigen Kartenwerks aus verschiedenen Datenquellen entstehen.

## 2 Datengrundlage

Die 19.853 km<sup>2</sup> umfassende Bodenfläche von Rheinland-Pfalz wird zu 42,7 % landwirtschaftlich und zu 40,8 % forstwirtschaftlich genutzt. Die verbleibende Fläche verteilt sich auf 13,5 % Siedlung und Verkehr, 1,4 % Wasser und 1,6 % sonstige Nutzungen.

Für die aus Sicht des Boden- und Wasserschutzes sensiblen Flächen unter landwirtschaftlicher Nutzung liegen die von der Finanzverwaltung erhobenen Bodenschätzungsdaten und die vom LGB erhobenen Weinbergsbodenkarten vor (Abbildung 1). Die auf insgesamt etwa 80.000 ha von 1952 bis 1986 durchgeführte Weinbergsbodenkartierung bezieht sich auf ca. 620 Gemarkungen, die von ca. 1.100 Einzelblättern abgedeckt werden. Bei der Kartierung mit durchschnittlich 40 Erdbohrungen je Hektar wurden zwei Tiefenstufen, der Rigolhorizont und der Untergrund bis 100 cm, erfasst. Im einzelnen wurden bei der Kartierung folgende Parameter beschrieben:

- Ausgangsgestein
- Bodenart (Fein- und Grobboden)
- Wasserspeichervermögen
- Gesamtwasserhaushalt
- Kalkgehalt
- Bodenreaktion
- Garebereitschaft
- Durchwurzelbarkeit.

Das Ergebnis der Kartierung sind parzellenscharfe Karten, die Einheiten einheitlichen Ausgangsgesteines und einheitlicher Bodeneigenschaften ausgrenzen.

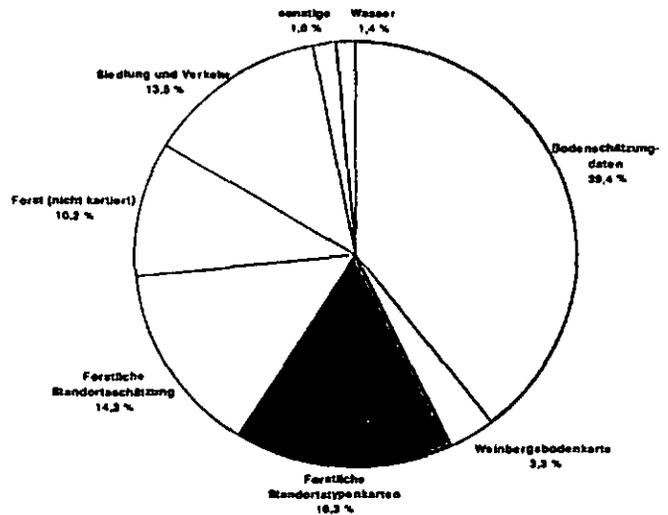


Abb. 1: Großmaßstäbige Bodeninformationen in Rheinland-Pfalz in % der Landesfläche

Für etwa 40 % der forstwirtschaftlich genutzten Flächen existieren Forstliche Standortstypenkarten, die auf Profilbeschreibungen basierend detaillierte Angaben zu Wasserhaushalts-, Stau-/Grundnässestufe und Substratreihe beinhalten (AK STANDORTSKARTIERUNG 2003). Für den Privatwald sowie für Siedlung und Verkehr liegen keine bodenkundlichen Grunddaten vor. Lediglich für die Siedlungsbereiche, die innerhalb ehemals landwirtschaftlich genutzter Flächen ausgewiesen wurden, sind teilweise (analoge) Altdaten der Bodenschätzung verfügbar. Es liegen somit für etwa 60 % der Landesfläche großmaßstäbige Bodeninformationen vor (Tab. 1).

Tab. 1: Großmaßstäbige Kartenwerke in Rheinland-Pfalz

	Forstliche Standortstypenkarte	Bodenschätzungskarte (Folie 042 ALK)	Weinbergsbodenkarte
Ausrichtung des Kartenwerkes	bodenkundlich-ökologisch	bodenkundlich-fiskalisch	substratbezogen
Flächendeckung in % (2005)	~40	100	86
Abschluss des Kartenwerkes	?	abgeschlossen (Nachschätzungen)	abgeschlossen (Kartierungsbedarf ~14 %)
Stand der Digitalisierung (%)	~8	60 (Folie 042) 60 (FESCH)	100
Abschluss der Digitalisierung	?	2006	abgeschlossen

## 3 Auswertungsbeispiel

Die nutzbare Feldkapazität (nFK) ist für die Ertragsfähigkeit und für wichtige natürliche Bodenfunktionen von zentraler Bedeutung. Damit ist ihre flächendeckende Ableitung im großen Maßstab eine wichtige Grundlage für weitergehende bodenhydrologische Fragestellungen im Rahmen des Boden- und Wasserschutzes, aber auch als Instrument des Flächenmanagements. Viele Gesetzesvorgaben haben

<sup>1</sup> Stephan Sauer, Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz, Stephanus.Sauer@lgb-rlp.de

<sup>2</sup> Jürgen Gauer, Landesforstverwaltung Rheinland-Pfalz, juergen.gauer@wald-rlp.de

<sup>3</sup> Dieter Will, Oberfinanzdirektion Koblenz, Dieter.Will@ofd-ko.fin-rlp.de

einen direkten oder indirekten Bezug zu dieser Kenngröße (MILLER et al. 2005).

Für die Regionen von Rheinland-Pfalz, für die bodenkundliche Grunddaten digital vorliegen, wurden entsprechend Tabelle 2 nFK-Karten erzeugt.

Tab. 2: Methodik der Ableitung der nFK aus Forstlicher Standortstypenkarte, Folie 042 der ALK (Bodenschätzung) und Weinbergsbodenkarte

Forst	Bodenschätzung	Wein
Rückrechnung aus Wasserhaushaltsstufen (EDER 1980) über Relief, Exposition und Niederschlagsgruppe	Bodenzahl*Faktor=nFK Faktor abhängig von Bodenart, Zustandsstufe und Entstehungsart (VORDERBRÜGGE et al. 2004)	Ableitung aus Kombination von Substrat, Feinbodenart und Skelettgehalt

Beispielhaft zeigt Abbildung 2 Auswertungsergebnisse aus der rund 1100 ha großen Gemarkung Bacharach am Mittelrhein. Die Landschaft wurde in den letzten Jahrzehnten durch einen steten Nutzungswandel geprägt: Weinbaulich und landwirtschaftlich genutzte Flächen fielen brach und wurden anschließend forstwirtschaftlich genutzt. Der Nutzungswandel eröffnet die Möglichkeit, die nFK des durchwurzelbaren Bodenraumes für dieselbe Fläche aus unterschiedlichen Datenquellen vergleichend zu berechnen. Die Ergebnisse der Weinbergsbodenkartierung stammen aus dem Jahr 1959, der Bodenschätzung aus dem Jahr 1973 und der Forstliche Standortskartierung aus den Jahren 1997-2001.

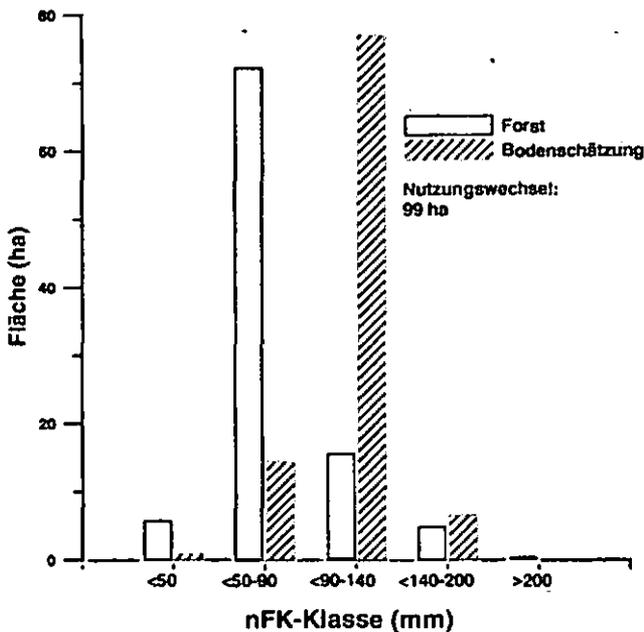


Abb. 2: nFK-Klassen von Flächen, die 1973 durch die Finanz- und 1997 durch die Forstverwaltung kartiert wurden (Ableitung der nFK entsprechend Tab. 2)

Die entsprechenden Auswertungen zum nFK-Vergleich zwischen Forst- und Weinbauflächen (38 ha) sowie zwischen Landwirtschafts- und Weinbauflächen (7 ha) zeigen, dass die "Bodenschätzungs-nFK" größer ist als die "Forst-nFK" und diese wiederum größer als die "Wein-nFK". Die Ursachen sind die unterschiedliche Methodik (z.B. unterschiedliche Berücksichtigung des Skelettgehaltes und Fest-

legung des Wurzelraumes), aber auch die unterschiedliche Ausrichtung der Kartierung, das Kartierjahr (Erosion, Akkumulation usw.) und die Wahl der Klassengrenzen.

## 5 Zusammenfassung und Ausblick

Die Zusammenführung von nFK-Karten, die aus unterschiedlichen Grunddaten abgeleitet wurden, ergab ein uneinheitliches Bild. Im Extremfall (vgl. Abb. 2) gab es deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Ableitungs-methoden.

Bei den Weinbergsbodenkarten handelt es sich um einen heterogenen Datenbestand, der die bodenkundliche Interpretation erschwert. Die Methodik der nFK-Ableitung muss noch überprüft und verbessert werden. Bei den Forstlichen Standortstypenkarten sollte die nFK in einem nächsten Schritt vergleichend über vorhandene Profilbeschreibungen berechnet werden. Eine weitergehende Validierung anhand von Untersuchungsergebnissen aus Bodenprofilen steht noch aus.

Trotz der beschriebenen Probleme gehen wir davon aus, dass die digitale Aufbereitung und fachliche Interpretation großmaßstäbiger Bodeninformationen parzellenscharfe Aussagen zu bodenfunktionsbezogenen Themen ermöglichen wird.

## Literatur

- AK Standortskartierung (2003): Forstliche Standortaufnahme. Begriffe, Definitionen, Einleitungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. IHW-Verlag, Eching.
- EDER, W. (1980): Quantifizierung von bodenkundlichen Standortfaktoren als Grundlage für eine leistungsbezogene Standortskartierung insbesondere auf Buntsandsteinstandorten der Pfalz. Mitt. a. Forsteinrichtung u. Waldbau, 23, 263S., MLWF Rheinland-Pfalz, Mainz.
- LBODSCHG (2005): Landesgesetz zur Einführung des Landesbodenschutzgesetzes und zur Änderung des Landesabfallwirtschafts- und Altlastengesetzes vom 25. Juli 2005. Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Rheinland-Pfalz Nr. 16 vom 2. August 2005.
- MILLER, R., SAUER, S. & TH. VORDERBRÜGGE (2005): Die Daten der Bodenschätzung als Grundlage für landesweite Auswertungskarten zum Bodenschutz – Ein Projekt der Geologischen Dienste Hessen und Rheinland-Pfalz. Bodenschutz 3/05, 83-87.
- VORDERBRÜGGE, TH., R. MILLER, M. PETER & S. SAUER (2004): Ableitung der nutzbaren Feldkapazität aus dem Klassenzeichen der Bodenschätzung. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. 104, 33-34.

# Kennzeichnung des P-Status von Böden zur flächenbezogenen Vorhersage des P-Austrages

Kathlin Schweitzer

## 1. Problemstellung

Als Hauptquelle für den diffusen P-Eintrag in die Gewässer gelten allgemein die landwirtschaftlich genutzten Böden. Bodenspezifische Unterschiede im P-Haushalt und in der P-Dynamik von Böden, welche die bewirtschaftungsbedingten Ursachen des P-Austrages überlagern und den Maßnahmen zu seiner Verminderung natürliche Grenzen setzen, werden jedoch nur unzureichend berücksichtigt.

Die notwendigen Phosphorparameter zur Abschätzung des P-Austrages aus Böden (z. B. P-Sorptionsparameter, Gesamt-P-Gehalt) stehen kaum flächendeckend zur Verfügung und können aus den landwirtschaftlichen Bodentest-Werten (DL-P, CAL-P) nicht sicher geschätzt werden. Deshalb wurden Untersuchungen zur Parametrisierung von Flächenbodenformen, wie sie durch Bauriegel (2004) für die Böden Brandenburgs begonnen wurden, für die spezifischen Merkmale des P-Haushaltes und der P-Dynamik von Böden durchgeführt.

Die im Folgenden dargestellten Ergebnisse sind als eine Studie für weiterführende Arbeiten zu betrachten. Sie ordnen sich in umfangreiche Untersuchungen von Dauerdüngungsversuchen auf 19 z.T. extrem unterschiedlichen Standorten Deutschlands und Tschechiens (Veröffentlichung in Vorbereitung) ein.

## 2. Material und Methodik

Die Untersuchungen wurden an einer Stichprobe von Böden der typischen Fahlerde-Braunerde-Gesellschaften der weichseleiszeitlichen Grundmoränenstandorte (a) und für einen überregionalen Vergleich für extrem unterschiedliche Standorte (b) durchgeführt (Tab. 1).

Das Bodenmaterial, die allgemeinen Horizont- und Profildaten, pH-Werte und  $C_{org}$ -Gehalte (%) sowie die Gesamt-P-Gehalte  $P_t$  (mg/kg) sind durch das Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg und das Landesamt für Umwelt und Geologie Sachsen zur Verfügung gestellt worden. Weiterhin wurden ermittelt: das pflanzenverfügbare Phosphat im Doppellaktat-extrakt DL-P (mg/kg) und das leichtlösliche  $CaCl_2$ -P (mg/kg), die P-Gleichgewichtskonzentration der Bodenlösung  $c_{p,w}$  (mg/l) und die Pufferung der P-Gleichgewichtskonzentration PU (mg/kg/(mg/l)) mittels P-Sorptionsisothermen, der P-Sorptionsindex PSI (mg/kg) bei einer P-Zugabe von 100 mg/kg Boden, die P-Sorptionskapazität  $PSC = (Al_{ox} + Fe_{ox})/2$  (mmol/kg) und der P-Sättigungsgrad  $DPS = P_{ox}/PSC$  im Oxalatextrakt.

Die Auswertung erfolgte durch Mittelwertvergleich (T-Test für unabhängige Stichproben) und Regressionsanalyse ( $\alpha < 0,001^{***}$ ,  $0,001 \leq \alpha < 0,01^{**}$ ,

$0,01 \leq \alpha < 0,05^*$ ). Zur Bewertung der Ergebnisse dienten die Spannweiten von P-Parametern, ermittelt in Dauerversuchen auf 19 Standorten.

Tab. 1: Übersicht über das verwendete Bodenmaterial

a) Vergleich innerhalb einer Bodengesellschaft			
Bodengruppe		1	2
Bodentyp		LF	LF-BB
Substrat		pky - ss, ls (Sp) / pfl - ls, sl (Mg)	
Analysierte Horizonte	Ap	9 / 30 *	10 / 22
	Bv		6 / 22
	Ael, Bt+Ael	5 / 21	4 / 4
	Bt, Ael+Bt	6 / 29	4 / 11
	elCv	3	
Analysierte Profile		5	5

b) Überregionaler Vergleich (nur Ap-Horizonte)			
Bodengruppe		1	2
		LF und LF-BB auf Grundmoränen	BB auf sauren Magmatiten und Metamorphiten
Anzahl		19	12
Bodenart		ss, ls	u, ll
pH		5,4 ± 0,7	6,3 ± 0,7
Corg (%)		0,83 ± 0,23	2,1 ± 1,7

\* alle P-Parameter / nur  $P_t$

## 3. Ergebnisse

### 3.1. Vergleich von Böden innerhalb der Fahlerde-Braunerde-Gesellschaft auf Grundmoränen

Der P-Status im Oberboden bestimmt den P-Austrag in partikulärer Form durch Erosion und in gelöster Form durch den Oberflächenabfluss. Die maßgebenden Parameter für den partikulären Transport sind der  $P_t$ -Gehalt, für den Transport in gelöster Form das leichtlösliche  $CaCl_2$ -P, die P-Gleichgewichtskonzentration und die P-Sorptionsparameter.

Die mittleren Werte aller untersuchten P-Parameter unterscheiden sich im Ap zwischen den Bodengruppen LF und LF-BB nicht signifikant, so dass im Folgenden die untersuchten Ap-Horizonte beider Bodengruppen gemeinsam betrachtet werden.

Die untersuchten Ap-Horizonte sind entsprechend den DL-P-Werten von  $125 \pm 55$  mg/kg als optimal bis extrem überversorgt einzuschätzen. Im Vergleich zu den in Dauerversuchen ermittelten Spannweiten haben die untersuchten sandigen Ap-Horizonte mit  $518 \pm 215$  mg/kg im Mittel einen eher niedrigen  $P_t$ -Gehalt (Tab. 2).

Tab. 2: Gegenüberstellung der mittleren P-Werte der Ap-Horizonte der Fahlerde-Braunerde-Gesellschaft mit den Spannweiten, ermittelt in Dauerversuchen unterschiedlichster Standorte

P-Parameter	Ap (LF, LF-BB) Mittel ± Standardabw.	Ap (Dauerversuche) Spannweite
DL-P	125 ± 55	12 - 204
$P_t$	518 ± 215	273 - 2024
PSC	20 ± 7	17 - 132
DPS	0,65 ± 0,18	0,07 - 0,71
PSI	18 ± 11	13 - 100
PU	9 ± 10	9 - > 3000
$c_{p,w}$	2,3 ± 1,8	0,00 - 2,26
$CaCl_2$ -P	8,0 ± 3,7	0,0 - 8,9

Legt man die  $P_1$ -Gehalte der P-Mangel-Varianten von Dauerversuchen auf vergleichbaren Brandenburger Standorten zugrunde (Thyrow: 273 mg/kg, Berlin-Dahlem 312 mg/kg), so dürfte für die Ap-Horizonte der hier untersuchten Böden ein  $P_1$ -Gehalt von 300 mg/kg als Hintergrundwert angenommen werden. Bei optimaler P-Versorgung (DL-P 56 – 80 mg/kg) treten  $P_1$ -Gehalte von 300 – 500 mg/kg auf.

Laut Tabelle 2 sind die P-Sorptionskapazität wie auch die P-Pufferung und der P-Sorptionsindex als extrem niedrig zu bewerten, der P-Sättigungsgrad als extrem hoch, weit über dem Schwellwert von 0,25, ab dem mit erhöhter P-Mobilität zu rechnen ist. Die P-Konzentration der Bodenlösung ist auch im Bereich optimaler P-Versorgung hoch und sehr variabel ( $cv > 75\%$ ).

Für den P-Status im Unterboden kann aufgrund der hohen P-Mobilität im Oberboden berechtigt angenommen werden, dass Phosphor in tiefere Bereiche verlagert wird. Tatsächlich konnte ein positiver Zusammenhang zwischen dem  $P_1$ -Gehalt im Oberboden und im Unterboden nachgewiesen werden:

$P_1$  (A<sub>p</sub>) vs.  $P_1$  (B<sub>v</sub>);  $n = 22$ :  $y = 0,37x + 20$   $r^2 = 0,18$   
 $P_1$  (A<sub>p</sub>) vs.  $P_1$  (A<sub>el</sub>);  $n = 25$ :  $y = 0,16x + 65$   $r^2 = 0,27^{**}$   
 $P_1$  (A<sub>p</sub>) vs.  $P_1$  (B<sub>t</sub>);  $n = 40$ :  $y = 0,19x + 121$   $r^2 = 0,14^*$

Auch bei optimaler P-Versorgung ist im Unterboden ein P-Sättigungsgrad oberhalb des Schwellwertes von 0,25 nicht auszuschließen. Ebenso konnten P-Konzentrationswerte weit über 0,1 mg/l nachgewiesen werden (Tab. 3). Auf jeden Fall stellt extreme P-Übersorgung im Oberboden ein erhebliches Risiko für eine hohe P-Mobilität im Unterboden dar.

Tab. 3: P-Sättigungsgrad (DPS, fett DPS > 0,25) und P-Gleichgewichtskonzentration (c) im Bodenprofil bei unterschiedlicher P-Versorgungsstufe (VST) und P-Mobilität im Oberboden

P-VST	optimal		übersorgt		extrem übersorgt	
	DPS	c	DPS	c	DPS	c
1. Ap	0,48	0,80	0,50	2,16	0,56	1,02
	0,66	3,36	0,42	0,48	0,70	2,67
	0,71	2,19	0,64	0,73	0,75	1,81
					1,00	8,17
2. B <sub>v</sub> , A <sub>el</sub>	0,29	0,46	0,18	0,02	0,37	1,40
	0,27	1,19	0,12	0,03	0,44	0,80
	0,25	0,10	0,09	0,04	0,58	6,73
				0,65	6,66	
3. A <sub>el</sub>			0,16	0,04	0,32	1,21
			0,10	0,01	0,53	1,36
4. B <sub>t</sub>	0,28	0,01	0,10	0,01	0,20	0,06
	0,21	0,09	0,08	0,07	0,23	0,27
			0,06	0,00	0,09	0,01
				0,33	0,64	

Bestehende Unterschiede zwischen den Unterbodenhorizonten konnten aufgrund des geringen Stichprobenumfangs nicht gesichert ( $\alpha > 0,05$ ) werden.

Für die Sandböden auf Grundmoränenstandorten ist insgesamt festzustellen, dass auch bei guter landwirtschaftlicher Praxis ein Risiko für den P-Austrag besonders in gelöster Form durch den Oberflächenabfluss und eine Verlagerung in den Unterboden nicht auszuschließen ist.

### 3.2. Überregionaler Vergleich von Böden extrem unterschiedlicher Standorte

Im Vergleich zu den zuvor untersuchten Böden der Grundmoränen sind die Böden auf den sauren Magmatiten und Metamorphiten des Berg- und Hügellandes, die als stark P-fixierend bekannt sind, erwartungsgemäß durch eine mittlere bis extrem hohe P-Sorptionskapazität (40-110 mmol/kg) gekennzeichnet (Tab. 4, vgl. Tab. 2). Trotz ähnlicher P-Versorgung (DL-P-Werte) ist der  $P_1$ -Gehalt im Ap um das Zwei- bis Dreifache höher, der P-Sättigungsgrad deutlich geringer. P-Konzentrationen annähernd Null sind bei guter landwirtschaftlicher Praxis, das heißt bei DL-P-Gehalten zwischen 56 und 80 mg/kg, möglich. Im Vergleich zu den sandigen Ap der Grundmoränenböden sind sie sehr gut gepuffert und weisen einen höheren P-Sorptionsindex auf.

Verglichen mit den Böden der Grundmoränenstandorte stellen die stark P-fixierenden Böden auf saurem kristallinem Gestein aufgrund ihres hohen natürlichen  $P_1$ -Gehaltes ein Risiko besonders für den P-Austrag in partikulärer Form, d.h. über Erosion, dar.

Tab. 4: Vergleich der mittleren P-Werte der Ap-Horizonte der Fahlerden / Braunerden der Grundmoränen (1) mit denen der Braunerden auf sauren Magmatiten und Metamorphiten (2)

P-Parameter	Ap (1)	Ap (2)	Differenz Signifikanz
DL-P	125 ± 55	108 ± 60	n.s.
$P_1$	518 ± 215	1377 ± 453	***
PSC	20 ± 7	75 ± 46	***
DPS	0,65 ± 0,18	0,34 ± 0,13	***
PSI	18 ± 11	67 ± 20	***
PU	9 ± 10	793 ± 1477	
$c_{p=}$	2,3 ± 1,8	0,47 ± 0,58	**
CaCl <sub>2</sub> -P	8,0 ± 3,7	3,3 ± 3,6	***

### 4. Schlussfolgerung

Für die untersuchten Böden war anhand der ermittelten P-Kennwerte eine quantitative Bewertung ihres spezifischen P-Austragspotenzials möglich. Die Zuordnung von P-Kennwerten zu Flächenbodenformen ist somit eine Möglichkeit, die Datenrundlage zur Quantifizierung des diffusen P-Austrages zu schaffen.

### 5. Zusammenfassung

Jeweils für Fahlerden und Fahlerde-Braunerden der Grundmoränenstandorte und Braunerden auf sauren Magmatiten und Metamorphiten wurden der Gesamt-P-Gehalt, die P-Gleichgewichtskonzentration und verschiedene P-Sorptionsparameter bestimmt und bewertet. Mit den ermittelten P-Werten war eine aussagekräftige Differenzierung und Bewertung der Böden hinsichtlich ihres P-Austrags und der relevanten Austragspfade möglich. Die Ermittlung bodenspezifischer Kennwerte ist somit eine Möglichkeit, die Datenrundlage zur Quantifizierung des diffusen P-Austrages zu schaffen.

### Literatur:

Bauriegel, A. (2004): Methoden zur Ableitung und Parametrisierung von flächenbezogenen Profil- und Horizontdaten – Am Beispiel der Bodenübersichtskarte 1 : 300.000 des Landes Brandenburg. Diss. A. Humboldt-Universität zu Berlin

# Flächenbezogene Auswertungen zu Hintergrundwerten für Spurenelemente in Ober- und Unterböden im bundesweiten Maßstab

Utermann, J.<sup>1</sup>, O. Düwel, A. Möller, I. Nagel

## 1. Einleitung

Vor dem Hintergrund einer Fortschreibung der Vorsorgewerte nach Anhang 2 BBodSchV (1999) wurden in den zurückliegenden Jahren von der BGR umfangreiche Arbeiten zur Ableitung von flächenrepräsentativen Hintergrundwerten für ausgewählte Spurenelemente (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) in Ober- und Unterböden durchgeführt (Utermann et al., 1999, 2003). Hierzu wurden auf der Grundlage von ca. 5000 bis 8000 Profilbeschrieben der Bundesländer und der BGR hierarchisch aufgebaute Stratifizierungskonzepte entwickelt und umgesetzt. Insbesondere die Einbeziehung der pedoregionalen Repräsentanz führte bei gegebener Datendichte in einigen Straten zu Stichprobenumfängen, die keine Ableitung gesicherter Hintergrundwerte zuließ. Auf der Grundlage einer deutlich verbesserten Datenlage wurden die Hintergrundwerte für Ober- & Unterböden neu abgeleitet (LABO 2003) und unter Verwendung der aktualisierten Version einer nutzungsdifferenzierten Karte der Bodenausgangsgesteine im Maßstab 1:1 Mio. flächenhaft dargestellt. Von den so erstellten Übersichtskarten für typische Spurenelementgehalte in Ober- und Unterböden werden im Folgenden die Ergebnisse für Blei als „anthropogenes“ Leitelement und Nickel als „geogenes“ Leitelement dargestellt.

## 2. Material & Methoden

Die Ableitung der Hintergrundwerte basiert auf dem in Abbildung 1 skizzierten hierarchisch aufgebauten Stratifizierungskonzept. Demnach werden Hintergrundwerte für Spurenelemente in erster Priorität nach 12 Gruppen von Bodenausgangsgesteinen (BAG), im Falle der Unterböden zusätzlich nach BAG-Untergruppen stratifiziert. In der untergeordneten Ebene erfolgt für Oberböden eine Unterteilung nach siedlungsstrukturellen Räumen (urbane/ländliche Räume) sowie Hauptlandnutzungsarten (Acker, Grünland,

Forst, sonstige), für Unterböden nach Locker-/Festgesteinsböden.

Im Falle der Festgesteinsböden (einschließlich Böden mit periglazialen Umlagerungen über Festgestein) wird bei Unterböden zusätzlich nach dem Grad der Lössbeimengung differenziert, während bei Lockergesteinsböden pedogenetisch bedingte An- und Abreicherungsprofile unterschieden werden.

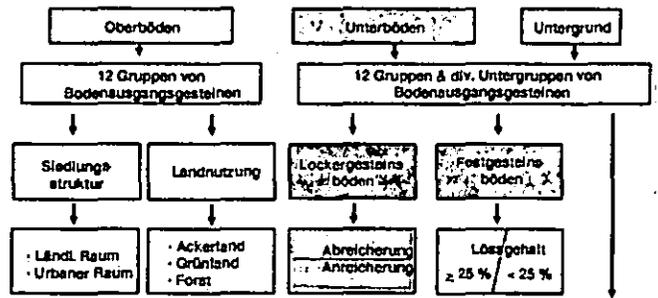


Abb. 1: Stratifizierungskonzept zur Ableitung von Hintergrundwerten in Ober- & Unterböden

Die stratifizierte Profilinformaton wurde mit einer nach Hauptnutzungsarten differenzierten Karte der Bodenausgangsgesteine unter der Maßgabe verschnitten, dass Punkt- und Flächeninformation hinsichtlich des Bodenausgangsgesteins und der Flächennutzung übereinstimmen. Zudem sollten die Häufigkeitsverteilungen der Bodenarten bzw. -typen der jeweiligen Stichproben mit den für die entsprechenden Legendeinheiten charakteristischen Verteilungen als Maß für die inhaltliche Repräsentanz übereinstimmen. Es wurden Stichproben mit einem minimalen Umfang von n ≥ 20 ausgewertet.

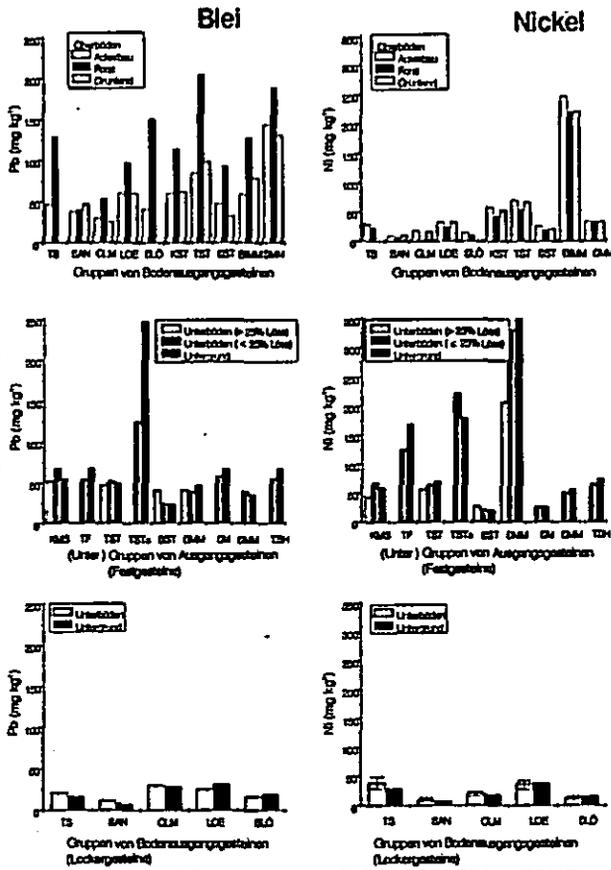
## 3. Ergebnisse und Diskussion

Mit den deutlich erhöhten Stichprobenumfängen konnte eine nahezu flächendeckende Belegung von bundesweit relevanten Legendeinheiten/Straten mit Hintergrundwerten für die o.g. Spurenelemente erzielt werden. In Abbildung 2 sind beispielhaft die 90. Perzentilwerte der Verteilungen von Blei- und Nickelgehalten in Ober- und Unterböden abgetragen. Dabei werden die typischen Verteilungsmuster für stärker anthropogen oder geogen beeinflusste Elemente deutlich. Die Bleigehalte liegen in Oberböden mit Ausnahme des Lias-Tonsteins deutlich über denen der Unterböden bzw. des Untergrundes. Da-

<sup>1</sup>Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, D-30655 Hannover  
E-mail: Jens.Utermann@BGR.de

bei lassen sich als Folge der Interzeptionswirkung der Waldvegetation für Luftpfad getragene Spurenelemente die höchsten Gehalte in den Oberböden unter Forst im Mittelgebirgsbereich nachweisen. In den Unterböden differenzieren die Bleigehalte vergleichsweise wenig (Ausnahme: Lias-Tonstein), die Böden über Festgestein weisen tendenziell doppelt so hohe Gehalte wie die Lockergesteinsböden des Tieflandes auf.

böden weisen im Vergleich zu den Oberböden vor allem im Festgesteinsbereich deutlich höhere Gehalte auf. Die höchsten Ni-Gehalte werden für die Gruppe der basischen Magmatite und Metamorphite ausgewiesen. In dieser BAG-Gruppe wird auch der Verdünnungseffekt durch die Lössbeimengung offensichtlich: Die höchste Nickelgehalte finden sich im lössfreien Untergrund, gefolgt von den lössarmen Unterböden, den lössreichen (oberflächennahen) Unterböden und den Oberböden. Trotz der Verdünnung durch die Lössbeimengung pausen sich die geogen erhöhten Ni-Gehalte deutlich bis in die Oberböden durch. Nutzungsbedingte Gehaltsunterschiede in den Oberböden sind im Vergleich zu den geogen bedingten Unterschieden marginal und uneinheitlich. Die Lockergesteinsböden des Tieflandes differenzieren vergleichsweise wenig, weder zwischen den BAG-Gruppen noch innerhalb der BAG-Gruppen zwischen Ober- und Unterböden.



- Gruppen von BAG-(Unter-)Einheiten:
- BIMM Basische & intermediäre Magmatite/Metamorphite
  - BMM Basische Magmatite/ Metamorphite
  - GLM Geschiebelehm
  - KST Kalkstein
  - KMS Kalk-/Mergelsteine
  - LOE Löss
  - SAN Sand/sandige Deckschichten
  - SLO Sandlöss
  - TF Terra Fusca
  - TS Terrassenschotter
  - TSH Tonschiefer
  - TST Tonstein
  - TSTa Lias-Tonstein
  - SST Sandstein
  - SMM Saure Magmatite/ Metamorphite
  - SM Saure Magmatite
  - SMe Saure Metamorphite

Abb. 2: 90. Perzentilwerte der Blei- und Nickelgehalte in Ober-/Unterböden differenziert nach Bodenausgangsgestein, Nutzungen und Lössgehalt (Festgestein)

Für Nickel als geogenes Leitelement lassen sich umgekehrte Verhältnisse aufzeigen: die Unter-

#### 4. Fazit und Ausblick

Mit dem entwickelten Stratifizierungskonzept lassen sich auf der Grundlage einer deutlich verbesserten Datenlage im bundesweiten Maßstab flächendeckend plausible Hintergrundwerte ableiten. Die großräumige Verteilung von typischen Elementgehalten in Ober- und Unterböden lässt die gehaltsbestimmenden Einflussfaktoren deutlich werden.

Im Rahmen weiterer bundesweiter Inventuren (z.B. BZE II) soll die Datenlage zu typischen Stoffgehalten in Böden weiter verbessert, zusätzliche Elemente (z.B. As, Se, Mo, Sb, U) einbezogen und die Betrachtung auf mobile Fraktionen ausgedehnt werden.

#### Literatur:

LABO - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 3. überarbeitete und ergänzte Auflage. BoS 39. Lfg. XII/03, 50 pp.

Utermann, J., Raber, B., Düwel, O., Möller, A., Siebner, C.S. (2003): Überprüfung und Fortschreibung der Vorsorgewerte nach BBodSchV. Teilvorhaben I: Ableitung flächenrepräsentativer Hintergrundwerte für anorganische Stoffe in Unterböden und Untergrund. Abschlussbericht zum UBA-F&E-Vorhaben 201 71 242, 126 pp.

Utermann, J., Düwel, O., Fuchs, M., Gäbler, H.-E., Gehrt, E., Hindel, R., Schneider, J. (1999): Methodische Anforderungen an die Flächenrepräsentanz von Hintergrundwerten in Oberböden. Forschungsbericht 297 71 010, UBA-FB 99-066. UBA Texte 95/99, 141 pp.

# DISAGGREGIERUNG VON BODENDATEN ALS BEITRAG ZUM INTEGRIERTEN WASSERMANAGEMENT IM NECKAREINZUGSGEBIET

H. Weippert<sup>1</sup>; T. Gaiser<sup>1</sup>; K. Stahr<sup>1</sup>

## Einleitung

Im Rahmen des EU-Projekts RIVERTWIN (A Regional Model for Integrated Water Management in Twinned River Basins), in das die vorliegende Arbeit eingebettet ist, wird ein integriertes Modell zur strategischen Planung und zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) entwickelt. Das Regionalmodell soll den Entscheidungsträgern helfen den Einfluss von ökologisch und ökonomischer Entwicklungen, von Landnutzungsänderungen und des globalen Klimawandel abzuschätzen. Zusammen mit den, für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie verantwortlichen Behörden wird das integrierte Modell zunächst im Neckareinzugsgebiet entwickelt und getestet. Anschließend wird es in den Einzugsgebieten des Oueme (Benin) und des Chirchik (Usbekistan) angewandt. Das Institut für Bodenkunde und Standortslehre der Universität Hohenheim ist innerhalb des RIVERTWIN Projekts für die Erstellung des SLISYS- Modells (Soil and Landuse Information System) verantwortlich.

## Ziele von SLISYS:

- Regionale Abschätzung von Nitrat-, Phosphat-, Sediment- und Pestizidfracht aus diffusen Quellen ins Oberflächenwasser
- Regionale Abschätzung von Nitrat-, Phosphat- und Pestizidfracht ins Grundwasser
- Regionale Abschätzung von landwirtschaftlichen Erträgen in Abhängigkeit vom Boden und unterschiedlichen Bewirtschaftungs-methoden

## Methodische Vorgehensweise

### Verfügbares Datenmaterial

Das ca. 13 000 km<sup>2</sup> große Neckareinzugsgebiet ist gemäß der WRRL in 52 Wasserkörper unterteilt. Für die Definition von Wasserkörpern wurden die Kriterien Gewässertypisierung und Gewässerzustand herangezogen. Diese Wasserkörper repräsentieren die Aggregationsebene aller Modellberechnungen in RIVERTWIN.

<sup>1</sup> Universität Hohenheim,  
Institut für Bodenkunde und Standortslehre,  
weippert@uni-hohenheim.de

Bezüglich des Klimas wurden dem Projekt von der LFU Koordinaten von 98 Klimastationen mit Zeitreihen von 1988 bis 2003 zur Verfügung gestellt. Sie beinhalten Tageswerte zur Strahlung Niederschlag, min. und max. Temperatur sowie Wind und Luftfeuchtigkeit. Zusätzlich zu dieser Geometrie wurden Klimaregionen ausgewiesen, die homogene klimatische Bedingungen sowie einheitliche Bewirtschaftungsmethoden darstellen (s. Abb. 1).

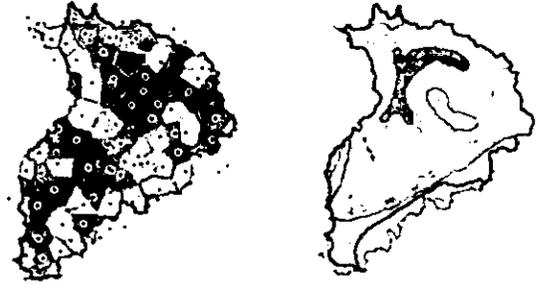


Abb. 1: Thiessen Polygone der Klimastationen der LFU (links), Klimaregionen gemäß KTBL (rechts)

Für die Landnutzung im Neckareinzugsgebiet wird die von der Landesanstalt für Umweltschutz zur Verfügung gestellte Klassifikation von Satellitenbildern des Referenzjahres 2000 herangezogen. Die Interpretation der LANDSAT Szenen weist insgesamt 16 verschiedene Landnutzungs-klassen aus. Die digitale Bodenkundliche Übersichtskarte 1: 200 000 (BÜK 200) ist die räumliche Grundlage zum Thema Boden. Für das Neckareinzugsgebiet enthält diese Karte 4319 Geometrien und ca. 150 verschiedene Bodenformen (s. Abb. 2). Mit der Überführung der Bodendatenbank des IBS und den vom Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau zur Verfügung gestellten Musterprofilen in den einheitlichen SOTER- Standard wird derzeit eine umfangreiche Bodendatenbank erstellt. Über die Zuordnung der einzelnen Profilstandorte zu einer definierten Bodenform konnten die Punktinformationen der Bodenprofil- und Horizont-analysedaten in die Fläche gebracht werden.

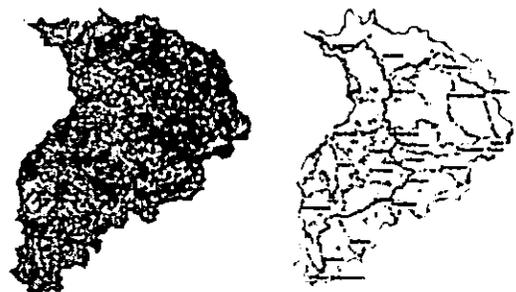


Abb. 2: Bodenkundliche Übersichtskarte für das Neckar-einzugsgebiet (links), Bodenprofil- und Horizont-analysedaten des IBS und des LGRB (rechts)

Für die im RIVERTWIN Projekt definierten Referenzgebiete liegen digitale bodenkundliche Karten im Maßstab 1: 25 000 vor. Zur Ableitung von Reliefparametern dient das Digitale Höhenmodell DHM mit einer geometrischen Auflösung von 50 m (s. Abb. 3).



Abb. 3: DHM des Neckareinzugsgebiet (Quelle: LfU)

### Methodik

Die beschriebenen räumlichen Geometrien werden mit Hilfe von GIS- und Fernerkundungsmethoden so aufbereitet, dass eine Vektorverschneidung aller Datensätze möglich ist. Durch eine GIS interne VBA-Programmierung eines wissensbasierten Regelwerks können die durch die räumliche Verschneidung generierten homogenen Einheiten automatisch mit einer entsprechenden Bodenform attribuiert werden. Der Detaillierungsgrad der digitalen Bodenkarte im Maßstab 1: 200 000 (BÜK 200) wird durch das beschriebene Disaggregierungsverfahren deutlich erhöht und kann in den definierten Referenzgebieten, für die die BK 25 vorliegt, überprüft werden (s. Abb. 4).

Die neue disaggregierte Ergebnisbodenkarte hat einen wesentliche höheren Informationsgehalt als die Ausgangsbodenkarte BÜK 200. In einem GIS lassen sich weitere Abfragen und Analysen zu unterschiedlichen Fragestellungen durchführen und die Datensätze können auf verschiedene räumliche Ebenen aggregiert werden. Die in SLISYS integrierte SOTER- Bodendatenbank wird auf diese Weise ergänzt und verfeinert. Ein weiterer Vorteil des neuen Detaillierungsgrads der generierten Bodenkarte ist die Tatsache, dass die BK 25 für Baden-Württemberg gegenwärtig noch nicht flächendeckend verfügbar ist.

### Probleme und Ausblick

Die Aufnahme der institutseigenen Bodendatenbank und der Profildaten des LGRB in den SOTER-Standard kann als sehr zeitintensiv betrachtet werden. Darüber hinaus müssten die durch die Digitalisierung verloren gegangenen Informationen

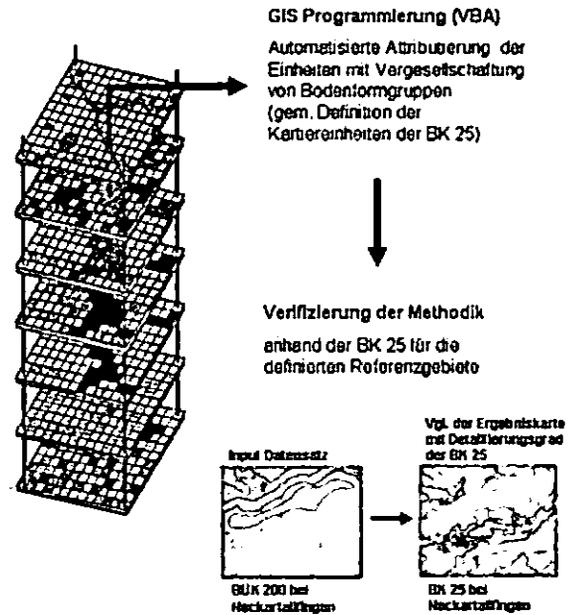


Abb. 4: Methodische Vorgehensweise bei der Disaggregation von Bodendaten

der BÜK 200 zu den unterschiedlichen Flächenanteilen der Bodenformen und den Reliefpositionen aus den Erläuterungsbänden manuell nachgetragen werden.

Die noch ausstehenden Schritte in der methodischen Vorgehensweise der Disaggregation sind die Reliefanalyse und die Interpretation von multitemporalen Satellitenbilder des Jahres 2002. Die aus der Reliefanalyse generierten räumlichen Gliederungseinheiten auf Grundlage des vorhandenen DHM's werden anschließend mit den bereits vorhandenen GIS- Layern verschneidet. Das Klassifikationsergebnis der LANDSAT Interpretation wird lediglich zum Abgleich des Landnutzungsdatensatzes der LfU herangezogen.

Die GIS interne VBA-Programmierung stellt in diesem Zusammenhang die größte Herausforderung dar. Nach der Programmierung des wissensbasierten Regelwerks werden den homogenen räumlichen Einheiten automatisch Bodenformgruppen zugewiesen, die dann anhand der BK 25 überprüft werden können.

### Literatur

Bareth, G. (2000): Emissionen klimarelevanter Gase aus der Landwirtschaft - Regionale Darstellung und Abschätzung unter Nutzung von GIS am Beispiel des württembergischen Allgäus. - Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, H. 56, Universität Hohenheim, 222 S.

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

**Referate und Poster des Arbeitskreises**  
**„Böden in Unterricht und Weiterbildung“**

Band 107

Heft 2

2005



# Bekanntheitsgrad und Interesse an bodenkundlichen Fragestellungen bei Oberstufenschülerinnen und -schülern

Rüdiger Anlauf<sup>1</sup> und Friedrich Rück

## EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG

An der Fachhochschule Osnabrück gibt es mehrere Studiengänge mit bodenbezogenen Inhalten (Landwirtschaft, Gartenbau, Landschaftsbau/Freiraumplanung und Landschaftsentwicklung) und außerdem Bodenwissenschaften als grundständiger Studiengang seit 1996. Etwa 20-30% der Studierenden in den „grünen“ Studiengängen belegen Bodenkunde als Vertiefungsfach.

Der Studiengang Bodenwissenschaften ist auf 35 Studienplätze ausgelegt. Die tatsächliche Auslastung liegt aber nur bei etwa 10 bis 25 Studierenden und ist somit unbefriedigend. Die Ursachen für die unzureichenden Bewerberzahlen sind nicht geklärt. In Gesprächen mit Schülern werden häufig eine zu hohe Spezialisierung nur auf das Umweltmedium Boden, die geringe Bedeutung in den Curricula der Schulen und ein insgesamt geringes Interesse am Boden als Grund genannt.

## BEFRAGUNG

Befragt wurden 127 Schülerinnen und Schüler aus Erdkunde bzw. Biologie-Leistungskursen der Klassen 12 und 13 von 2 Gymnasien aus Osnabrück (4 Kurse, 81 Personen), Scheessel (1 Kurs, 16 Personen) und Stade (2 Kurse, 30 Personen). Die Befragten sollten in einem Fragebogen die Begriffe Boden, Umweltschutz, Naturschutz, Bodennutzung, Ökologie, Landschaft, Bodenlebewesen, Ressourcenschutz, Boden-sanierung, Bodenschutz, Bodenwissenschaften, Geowissenschaften, Altlasten und Geoökologie im Hinblick auf Bekanntheitsgrad und persönlichem Interesse bewerten (Abb. 1). Zusätzlich wurde ein potentielles persönliches Interesse an einem bodenbezogenen Studiengang abgefragt.

Begriff	Ich kenne den Begriff und weiß, was er bedeutet				Das Thema interessiert mich			
	ja	eher ja	eher nein	nein	ja	eher ja	eher nein	nein
Boden								
Ökologie								
Umweltschutz								
Ressourcenschutz								
Landschaft								
Naturschutz								

Abb. 1: Ausschnitt aus dem Fragebogen

## ERGEBNISSE

Der Bekanntheitsgrad (ja, eher ja) der abgefragten Begriffe ist generell hoch, allerdings mit deutlichen Unterschieden zwischen sehr allgemeinen Begriffen (> 90%), Begriffen in Kombination mit dem Wort Boden (Bodensanierung, Bodenschutz, Bodenwissen-

schaften, > 60%) und Spezialbegriffen (Geowissenschaften, Altlasten, Geoökologie, ca. 30-50%). Das grundsätzliche Interesse (ja, eher ja) an den abgefragten Begriffen war sehr viel geringer (ca. 50-80% bei allgemeinen Begriffen wie Umweltschutz, Naturschutz, Ökologie, Bodenlebewesen) und wesentlich geringer bei bodenspezifischen Begriffen (ca. 15-30% bei Boden, Bodensanierung, Bodenschutz, Bodenwissenschaften, Geowissenschaften, Altlasten, Geoökologie). Ein deutliches Desinteresse (< 20%) wurde bei den Begriffen Bodenwissenschaften und Geoökologie ermittelt (Abb. 2).

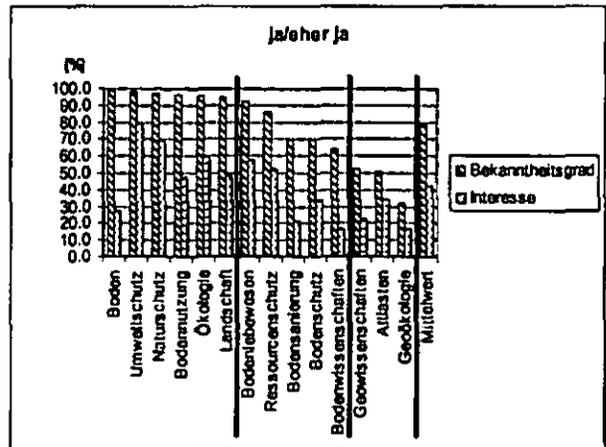


Abb. 2: Bekanntheitsgrad und Interesse an bodenbezogenen Begriffen

Wie erwartet gibt es einen Zusammenhang zwischen dem Bekanntheitsgrad der Begriffe und dem Interesse daran. Es gibt Begriffe, die entsprechend einem niedrigen Bekanntheitsgrad auch ein niedriges Interesse (z.B. Geoökologie) bzw. bei einem hohen Bekanntheitsgrad auch ein hohes Interesse aufweisen (z.B. Umweltschutz) (Abb. 3). Es gibt aber auch den Fall, dass trotz eines hohen Bekanntheitsgrades nur ein niedriges Interesse herrscht: beim Begriff Boden.

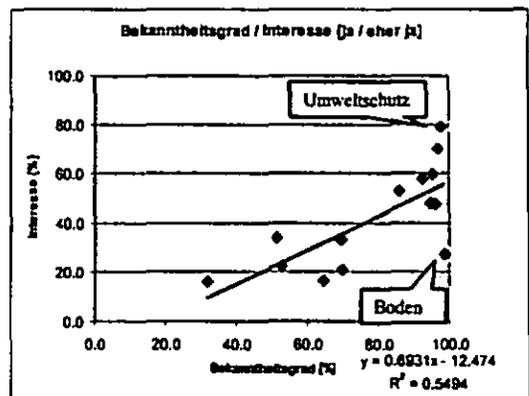


Abb. 3: Zusammenhang zwischen Bekanntheitsgrad und Interesse an bodenbezogenen Begriffen

Der Begriff Boden hat einen schlechten Ruf: Die Begriffe, die trotz eines hohen Bekanntheitsgrades ein niedriges Interesse aufweisen, haben ein großes Imageproblem: Jeder kennt sie, aber will eigentlich nichts mit ihnen zu tun haben weil mit den Begriffen etwas Unwichtiges oder Unangenehmes assoziiert wird. Hier liegt der Begriff Boden an erster Stelle; die mit dem Wort Boden zusammen gesetzten Begriffe

<sup>1</sup> Fachhochschule Osnabrück, Fakultät Agrarwissenschaften und Landschaftsarchitektur Postfach 1940, 49090 Osnabrück

liegen auf den Folgeplätzen. Unterschiede zwischen Befragten aus Osnabrück und aus anderen Städten zeigen eine Tendenz zu einem etwas geringeren Imageproblem in Osnabrück: Bei 9 von 14 Begriffen schneidet Osnabrück etwas besser ab. Dies drückt sich auch in einem etwas geringeren Mittelwert aus (Abb. 4).

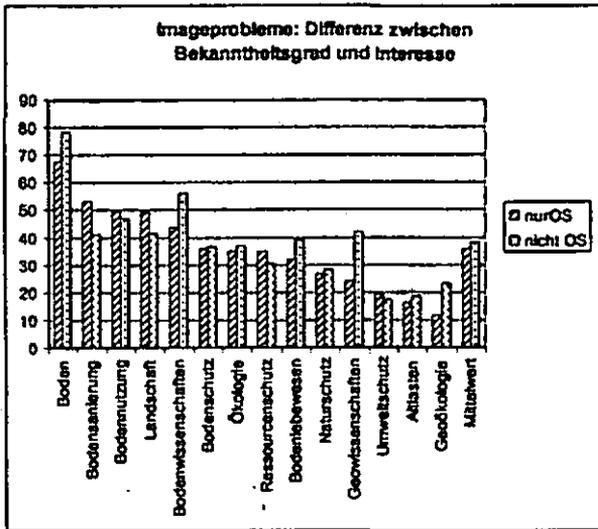


Abb. 4: Differenz zwischen Bekanntheitsgrad und Interesse an bodenbezogenen Begriffen

Ein Vergleich zwischen dem Bekanntheitsgrad (1) zwischen Befragten aus Osnabrück und aus den anderen Städten zeigt bei den meisten Begriffen einen höheren Bekanntheitsgrad in Osnabrück (im Mittel 54% gegenüber 48% in den anderen Städten; Abb. 5). Ebenso ist ein deutlich höheres Interesse an bodennahen Begriffen bei den Befragten an Osnabrücker Schulen im Vergleich zu den anderen Städten auszumachen (16% gegenüber 11%; Abb. 6). Die Ursache hierfür dürfte sein, dass das Thema Boden seit einigen Jahren häufig in der Osnabrücker Presse angesprochen wurde (Altlast Wüste, EXPO 2000, Bodenmuseum, Studiengang Bodenwissenschaften).

Auf die Frage nach einem persönlichen Interesse an dem Studiengang Bodenwissenschaften hat keiner (!) der Befragten mit „ja“ geantwortet, 21% mit „vielleicht“ und 79% mit einem klaren „nein“. Das persönliche Interesse am Studiengang Bodenwissenschaften ist bei den Befragten in Osnabrück (26% „vielleicht“, 74% „nein“) zwar auch gering, aber deutlich höher als bei den Befragten in Scheessel und Stade (13% „vielleicht“, 87% „nein“). Neben der Studienortsnähe dürfte der Grund hierfür ebenfalls in der vermehrten öffentlichen Diskussion bodennaher Themen in Osnabrück liegen.

**SCHLUSSFOLGERUNGEN UND ZUSAMMENFASSUNG Begriff Boden:**

• Es gibt es einen Zusammenhang zwischen Bekanntheitsgrad und Interesse. Viele bodenbezogene Begriffe zeigen trotz hohen Bekanntheitsgrades ein geringes Interesse. Der Boden hat also ein sehr schlechtes Image bei potentiell Studierwilligen.

- Bekanntheitsgrad und Interesse an bodenbezogenen Begriffen sind bei den Befragten in Osnabrück tendenziell höher als in den anderen Städten. Ursache könnten die bodenbezogenen Aktivitäten in Osnabrück in den vergangenen 5 Jahren sein.
- Das direkte persönliche Interesse an einem Studiengang Bodenwissenschaften ist sehr gering; das Interesse bei den Befragten in Osnabrück ist etwas größer.

**Studiengang Bodenwissenschaften:**

- Aufgrund des schlechten Images des Begriffs Boden ist nicht zu erwarten, dass kurzfristig das Interesse am grundständigen Studiengang Bodenwissenschaften steigt
- Eine vermehrte öffentliche Darstellung des Begriffs Boden kann zu einem höheren Interesse Studierwilliger führen; allerdings kaum kurzfristig
- Ein Studiengang Bodenwissenschaften muss durch Studierende gefüllt werden, deren intensives Interesse am Boden bereits vorhanden ist. Dies ist der Fall bei Studierenden in einem Master-Studiengang, der auf Studiengänge mit bodenkundlichen Aspekten.
- An der FH Osnabrück wird der Diplomstudiengang Bodenwissenschaften in einen Master-Studiengang „Bodennutzung und Bodenschutz“ überführt!

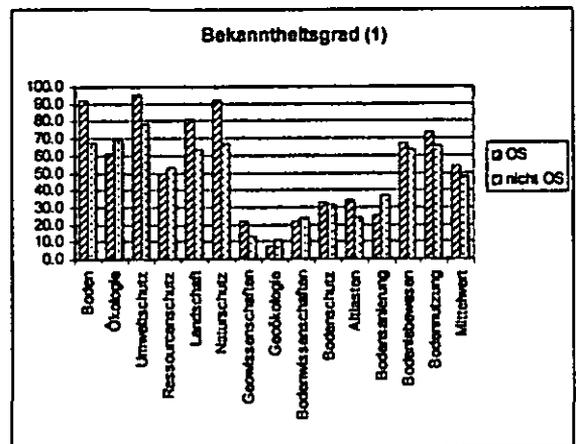


Abb. 5: Vergleich des Bekanntheitsgrades bei Befragten in Osnabrück und anderen Städten

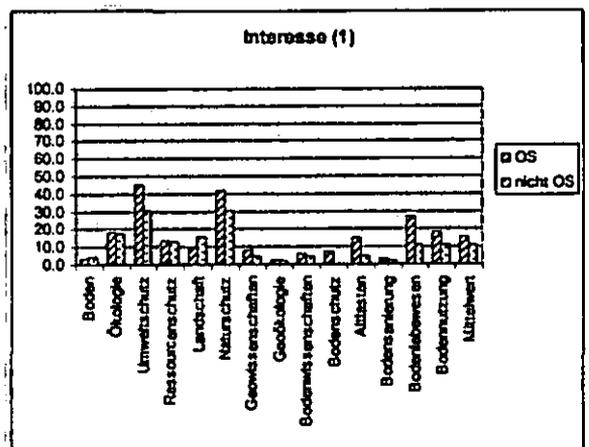


Abb. 6: Vergleich des Interesses bei Befragten in Osnabrück und anderen Städten

# Präsentationsbausteine Boden

M. Außendorf und E. Dietz,<sup>1</sup>

## 1 Problematik

Das Thema „Boden“ hat in jüngster Zeit, auch durch die Einführung der Bodenschutzgesetzgebung, verstärkt gesellschaftliche Bedeutung erhalten. Da jedoch der Boden im Gegensatz zu Luft und Wasser häufig nicht als direktes Umweltmedium wahrgenommen wird, ist es schwierig, ein gesellschaftlich breit verankertes Bodenbewusstsein zu schaffen. Um das Verständnis und die Akzeptanz für Maßnahmen im Bodenschutz zu erhöhen, ist es unbedingt notwendig, das Thema Boden mehr ins Zentrum der öffentlichen Aufmerksamkeit zu stellen.

## 2 Zielstellung

Um das Thema „Der Boden und seine Funktionen“ in der Öffentlichkeit bei verschiedenen Veranstaltungen präsentieren und gleichzeitig den personellen, finanziellen und zeitlichen Aufwand möglichst gering halten zu können, wurden „Präsentationsbausteine Boden“ gebaut. Folgende Anforderungen wurden an die Bausteine gestellt:

- Zielgruppe: interessierte Laien, Jugendliche, Kinder
- sinnliche Ansprache des Publikums
- geeignet für Innen- und Außeneinsatz (stabil und regenfest)
- professionelles Aussehen
- geringer Betreuungsaufwand (unbetreut verwendbar)
- flexibel, beliebig kombinierbar und ausbaubar

## 3. Realisierung

Folgende Bausteine konnten bisher realisiert werden

### Baustein 1: Bodenentstehung

Dargestellt wird die Entstehung von Böden durch die Gesteinsverwitterung und die Humuszersetzung, indem unterschiedliche

Verwitterungs- und Zersetzungsstadien in Sichtschälchen präsentiert werden. Die Materialien sind betastbar, können aber zur Sicherung auch mit einer Plexiglasplatte abgedeckt werden.

### Baustein 2: Fühlen und Riechen

In einem Quiz wird der Besucher angeleitet, mit der Fingerprobe die Bodenarten Sand, Schluff, Ton und Lehm zu identifizieren. An zwei Riechklappen kann der Besucher den Geruch zweier feuchter Humusproben (Rohhumus und Moder) testen.

### Baustein 3: Lebensraumfunktion

Zwei Vitrinen zeigen die Lebensraumfunktion für Pflanzen auf zwei unterschiedlichen Böden (Rendzina mit Kalkmagerrasen und Parabraunerde mit Weizen). Bei längerfristigem Einsatz kann die Vegetationsentwicklung verfolgt werden.

### Baustein 4: Wasserspeicher

In einem Wägenexperiment kann das Wasserspeichervermögen zweier Böden (Sand- und Lehmboden) untersucht werden. Die Gewichtsdiﬀerenz zwischen einer Säule mit wassergesättigtem Boden (FK) und einem lufttrockenem Boden wird durch Befüllen eines Becherglases mit Wasser bis zum Gleichgewicht ausgeglichen. Mit einer Plexiglashaube geschützt kann der Baustein auch als anschauliche Vitrine unbetreut aufgestellt werden.

### Baustein 5: Bodenvielfalt

In einem Schubladenkasten sind die in Bayern vorkommenden Böden und Gesteine in drei „Bodenstockwerken“ (Oberböden, Unterböden, Ausgangsgesteine) auf die Fläche Bayerns präpariert. Besonderen Wert wurde auf die farbliche und textuelle Vielfalt der Böden und Gesteine gelegt. Die Präparate können betastet werden. Dieser Baustein ist auch gut als längerfristiges Ausstellungselement geeignet.

## 4 Erste Erfahrungen

Die Präsentationsbausteine haben bei Ihren bisherigen Einsätzen (Landesgartenschau Burghausen 04, BUGA München 05, Ausstellungen in Museen und Behörden) großen Zuspruch gefunden. Insbesondere der interaktive Charakter der Bausteine hat viele Besucher zu einer intensiven Beschäftigung mit

<sup>1</sup> Bayerisches Landesamt für Umwelt, Hesstrasse 128, 80797 München

Kontakt: [michael.aussendorf@gl.bayern.de](mailto:michael.aussendorf@gl.bayern.de)

dem Thema „Boden“ animiert. Die Bausteine sind prinzipiell sowohl im Freiland als auch in gehobenen Ausstellungsräumlichkeiten einsetzbar. Obwohl alle Bausteine generell auch ohne Betreuungspersonal aufstellbar sind, bieten sie in besonderer Weise die Möglichkeit, gezielt an Besucher heranzutreten und mit Hintergrundinformationen und Expertenwissen weiteres Interesse für das Thema Boden zu wecken. Bei Interesse können die Bausteine beim Landesamt für Umwelt ausgeliehen werden.

## **5 Dank**

Dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz wird für die finanzielle Unterstützung bei der Realisierung der „Präsentationsbausteine Boden“ gedankt.

## Spielidee: Was krabbelt denn da?

Autorin: Böhme, Kathrin

### Spielidee

Das Spiel soll Kindern die Bodenlebewesen und ihre Eigenschaften näher bringen. Hierzu nehmen die Spieler die Rolle von Nährstoffen ein, die durch die Bodenlebewesen aus den Blättern der Bäume aufgenommen werden, im Boden durch Bodenlebewesen umgeformt werden und anschließend wieder den Bäumen zur Verfügung stehen. Hierdurch wird der Kreislauf deutlich, in dem sich die Nährstoffe und die Bodenlebewesen befinden. Durch die Zuordnung der entsprechenden Eigenschaften zu den einzelnen Bodenlebewesen lernen die Kinder die Eigenschaften der Lebewesen auf spielerische Art und Weise kennen.

### Material

- Ein Spielplan (siehe Abbildung 1), der einen Waldboden darstellt mit Blättern, die auf der Bodenoberfläche liegen und mit den Wurzeln der Bäume. Außen befindet sich eine Zählleiste für die Spieler und in den Kästchen Darstellungen der Eigenschaften der Bodenlebewesen
- Karten mit Bildern der Bodenlebewesen
- Je sechs Spielsteine pro Spieler
- Ein Heft, in dem die Eigenschaften der Bodenlebewesen bildlich dargestellt sind (zusätzlich zu den Bildern kurzer Text mit Informationen zu den Bodenlebewesen) und in dem die Bedeutung der Eigenschaftsbilder erklärt ist

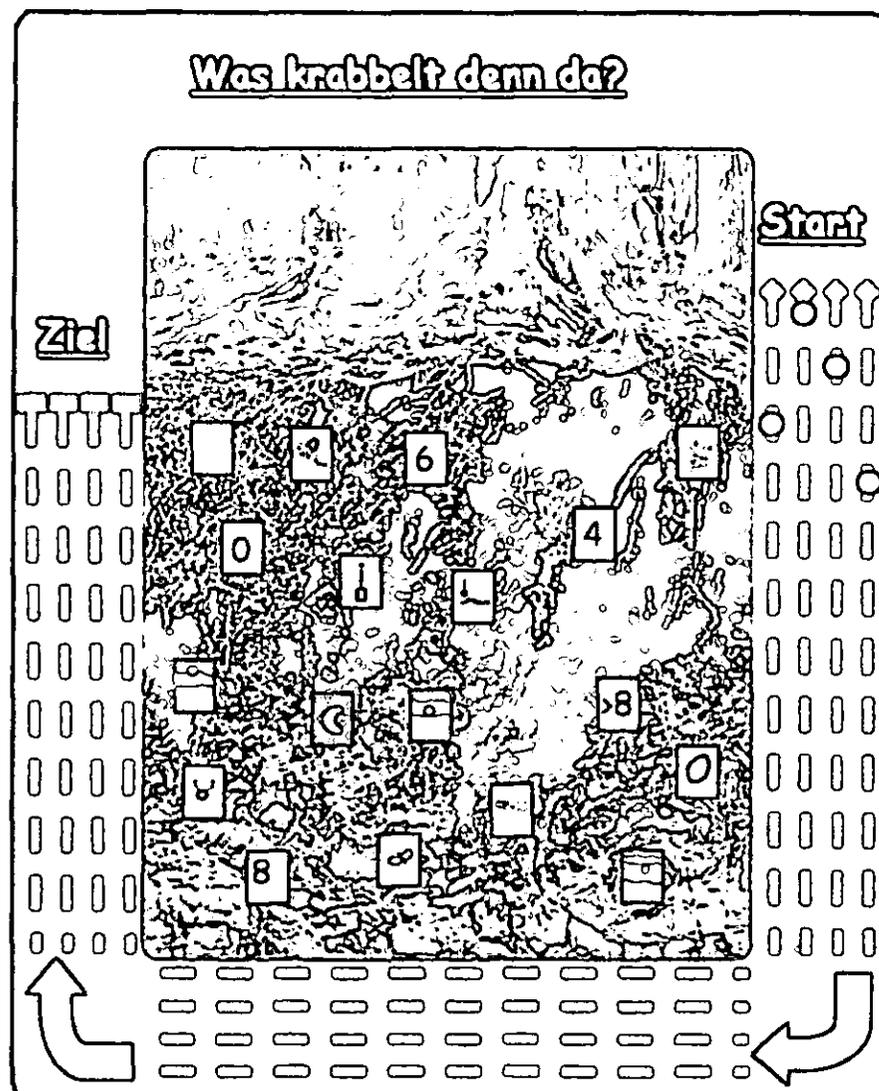


Abb. 1: Spielplan

### Spielablauf

Die Karten mit den Bodenlebewesen werden verdeckt in Stapel gelegt, ein Stein pro Spieler wird auf Start gestellt. Der erste Spieler deckt eine Karte mit einem Bodenlebewesen auf, z.B. dem Schnurfüßer. Alle Spieler legen jetzt die restlichen fünf Steine möglichst schnell auf die Eigenschaften, die sie dem Schnurfüßer zuordnen. Je nach gewähltem Schwierigkeitsgrad dürfen ein oder mehrere Steine auf eine Eigenschaftsdarstellung gelegt werden. Im Heft (siehe Abbildung 2) wird nachgesehen, welche Eigenschaften der Schnurfüßer hat (mehr als acht Beine, frisst vermoderte Blätter, lebt in den oberen Bodenschichten und an der Bodenoberfläche, hat Fühler, kann selbst graben). Alle Spieler, die einen Stein auf den richtigen Eigenschaften haben, kommen um die Anzahl der richtigen Eigenschaften weiter.

Je nach Schwierigkeitsgrad muss man für falsch gewählte Eigenschaften zurückgehen oder bleibt einfach stehen.

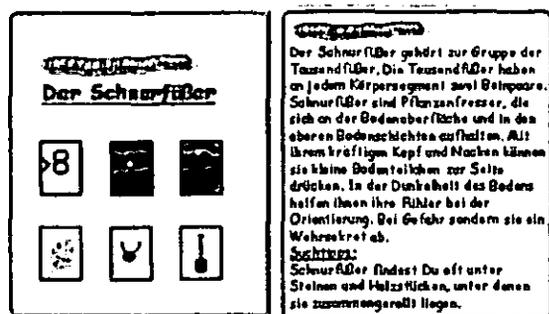


Abb. 2: Beispielseite aus dem Begleitheft

Der nächste Spieler deckt die nächste Karte auf, alle legen ihre Steine auf die entsprechenden Eigenschaften usw.

Das Spiel endet, wenn der erste Spieler das Ziel erreicht hat und die Nährstoffe wieder von dem Baum aufgenommen werden können.

Gewinner ist also derjenige, dessen Nährstoff zuerst wieder vom Baum aufgenommen wird. Eine andere Spielmöglichkeit besteht darin, dass ein Spieler einen Stein auf eine Eigenschaft legt und die anderen Spieler müssen Bodenlebewesen herausuchen, denen sie diese Eigenschaft zuordnen.

### Verwirklichung des Spiels

Bisher handelt es sich bei diesem Spiel nur um eine Idee. Unterstützung bei der Verwirklichung, Anregungen und Kritik sind daher herzlich willkommen.

Bei Interesse melden Sie sich bitte bei:

Kathrin Böhme  
Gröbelweg 6  
49082 Osnabrück  
Telefon: 0170/ 1144075  
E-Mail: kathrin.boehme1@gmx.de

## **Aufbau einer virtuellen Lehr-Lernumgebung „Landwirtschaft - Boden - Wasserschutz“**

Karin Geyer\*, Hans-Jörg Brauckmann\*, Gabriele Broll\* und Martina Flath\*\*

### **Ziele**

Der Unterricht zum Thema Boden und Landwirtschaft soll handlungs- und erlebnisorientiert sein und lebt von der originalen Begegnung. Eine virtuelle Lehr-Lernumgebung erlaubt fachübergreifendes, problemorientiertes Lernen und ergänzt den handlungsorientierten Teil des Unterrichts (Hense et al. 2001). Sie soll zur Motivation und Hinführung an die Themen, vor allem aber zur Aufbereitung und Präsentation von Ergebnissen eingesetzt werden.

Die Unterrichtsdurchführung zu diesem sehr komplexen Thema „Landwirtschaft – Boden – Wasserschutz“ soll vereinfacht werden, damit dieses im Schulalltag effektiv behandelt werden kann. Die Arbeit mit einer virtuellen Lernumgebung eröffnet den Schülern eine weitere Zugangsmöglichkeit, sie ermöglicht die Zusammenarbeit und den Austausch mit anderen Schulen und kann im außerschulischen Bereich eingesetzt werden.

Lernen zu Bodenkunde und Agrarökologie, eingebunden in ein innovatives pädagogisches Konzept, soll Schüler an selbstgesteuertes Lernen heranführen. Sachbezogene Vorbereitungszeiten können durch eine virtuelle Lehrumgebung deutlich reduziert werden. Damit soll sinnvoller Unterricht auch da möglich werden, wo fachfremd unterrichtet wird bzw. wo aufgrund der personellen Situation an Schulen Präsenzzeiten lediglich betreut werden können.

### **Methoden**

Drei Schritte wurden zur Realisierung dieser Ziele unternommen:

- Entwicklung einer Internetseite  
Um eine Plattform für die Lehr-Lernumgebung zu schaffen, wurde in der Grundschule Hatten-Sandkrug mit einer Arbeitsgemeinschaft (AG) aus Schülern der dritten und vierten Klassen eine Internetseite

---

\* Hochschule Vechta,  
ISPA, Abt. für Geo- und Agrarökologie  
(kgeyer@ispa.uni-vechta.de)

\*\* Hochschule Vechta,  
Institut für Didaktik der Naturwissenschaften,  
Fach Geographie

für die Schule erstellt. Diese AG ist jetzt für die Aktualisierung der Seite zuständig und Ansprechpartner für Schüler, die auf dieser Seite publizieren wollen. Außerdem wird mit den Schülern, die in der AG mitarbeiten, die virtuelle Lehr-Lernumgebung erprobt.

- Schaffung einer Datenbasis  
Die Grundschule Hatten-Sandkrug hat im Winterhalbjahr 2004/2005 eine Lernwerkstatt zum Thema "Landwirtschaft - Boden - Wasserschutz" eingerichtet. Die Ergebnisse von Experimenten, Messungen und Beobachtungen "rund um den Acker" bilden die Datenbasis für weiterführende Auswertungen und Berechnungen z. B. zum Landschaftswasserhaushalt.
- Entwicklung von Lernmodulen  
Die Einzelthemen wurden, angepasst an die Lernvoraussetzungen von Kindern im Alter zwischen sieben und elf Jahren, strukturiert und gegliedert. So entstanden Module zur Hinführung und Erarbeitung der Unterrichtsthemen sowie zur Aufbereitung und Präsentation von Ergebnissen.

### **Ergebnisse**

Die Motivation, sich mit dem Themenkomplex „Landwirtschaft - Boden - Wasserschutz“ auseinanderzusetzen, erfolgt über Module, die an die jeweiligen Themen heranführen. Zu diesen Modulen gehören Module zur Unterrichtsplanung, zur Informationsbeschaffung sowie Module, die die Schüler motivieren und befähigen, Fragen zu formulieren und Experimente, Untersuchungen und Erkundungen zu planen und durchzuführen:

- Module zur Informationsbeschaffung  
Diese Module sind den Themenbereichen Landwirtschaft, Boden und Wasser zugeordnet und setzen die Schüler in die Lage, Grundlagenwissen zu erwerben. Dazu gehört die Hinführung zur Nutzung des Internets bei der Informationsbeschaffung. Weiter werden für alle drei Themenbereiche Glossars zusammengestellt. Diese beinhalten immer eine Aufgabenstellung oder eine Frage, die im Rahmen des Unterrichts bearbeitet werden muss.
- Methodenmodule als Grundlage für die selbständige Planung von Experimenten und Messungen  
Die Methodenmodule erläutern Messungen, Beobachtungen und Erkundungen. Die Schüler werden dazu angeleitet, Fragen zu formu-

lieren und Untersuchungen zu planen und durchzuführen.

- Protokollbögen bzw. Masken zur Entwicklung von Protokollbögen (Module zur Informationsspeicherung)

Die Entwicklung bzw. der Ausdruck von Protokollbögen oder Fragebögen schließt den vorbereitenden Teil des Unterrichts ab. So ausgerüstet wird nun der handlungsorientierte Teil des Unterrichts durchgeführt. Für die Auswertung und Präsentation der Ergebnisse stehen dann weitere Module zur Verfügung:

- Eingabemasken für Messwerte, Bilder und Texte zur Präsentation der Ergebnisse (Module zur Informationsverarbeitung)  
Diese erlauben den Schülern, über die Internetseite ihrer Schule Arbeitsergebnisse zu publizieren (Kochan 1998)
- Übungs-/Abfragemodule bzw. Lernspiele zur Anwendung  
Diese ermöglichen eine spielerische Nachbereitung und können auch zur Lernzielkontrolle eingesetzt werden.
- GIS-Module sind geplant. Sie sollen die Extrapolation von Ergebnissen ermöglichen und den Austausch mit anderen Schulen unterstützen.

Damit das selbstgesteuerte Lernen bei Kindern im Grundschulalter gelingt, ist eine sorgfältige Unterrichtsplanung notwendig. Die Arbeitsschritte, der individuelle Lern- und Arbeitsfortschritt und die Ergebnisse müssen für Schüler und Lehrer erkennbar sein. Wichtig ist vor allem, dass die Schüler genau wissen, welche Arbeitsergebnisse von ihnen erwartet werden. Die Unterrichtsarbeit mit der virtuellen Lehr-Lernumgebung erfolgt deshalb in vier Schritten.

#### 1 Schritt: Motivation

Die Schüler machen sich mit der virtuellen Lernwerkstatt vertraut. Problemstellungen werden diskutiert und Fragen formuliert.

#### 2. Schritt: Aufgabenstellung / Arbeitsaufträge

Der Unterrichtsverlauf wird geplant. Es wird vereinbart, welche Module bearbeitet werden sollen. Ein Arbeitsplan wird erstellt und als „Laufzettel“ für erledigte Arbeitsschritte genutzt.

#### 3. Schritt: Erarbeitung

Die Schüler bearbeiten die Module selbständig oder in Gruppen. Arbeitsergebnisse werden präsentiert und diskutiert.

#### 4. Schritt: Evaluierung / Kontrolle

Arbeitsergebnisse, Arbeitsverhalten und Lernerfolge werden zum Abschluss der Arbeiten einer kritischen Betrachtung unterzogen.

#### Schlussfolgerungen

Um bodenkundliche und agrarökologische Themen an Schulen zu kommunizieren, muss neben die fachliche Argumentation eine didaktisch-methodische Aufbereitung gestellt werden. Eine virtuelle Lehr-Lernumgebung, vor allem aber das zugrunde liegende didaktische Konzept, erfüllt diese Voraussetzungen. Problemorientiertes Lernen zu agrarökologischen Themen baut Sachkompetenzen auf, darüber hinaus werden aber auch Methoden- und Medienkompetenzen vermittelt.

Didaktisch-methodisch aufbereitete Unterrichtsmaterialien und fest eingerichtete Lernwerkstätten bzw. virtuelle Lehr-Lernumgebungen erleichtern den Unterricht. Sie schaffen die Möglichkeit, Themen aufzugreifen, die in den Lehrplänen nicht explizit genannt werden oder die gemieden werden, weil fachspezifisches Grundlagenwissen fehlt.

Eine virtuelle Lehr-Lernumgebung ist damit ein erfolgversprechender Weg, umfangreiche und komplexe agrarökologische Themen in den Schulalltag zu integrieren.

#### Literatur

- Hense, J., Mandl, H. & C. Gräsel (2001): Problemorientiertes Lernen. Computer und Unterricht 44, S. 6-11
- Kochan, B. (1998): Schreiben und Publizieren mit dem Computer als Mittel des Wissenserwerbs in allen Lernbereichen - Ein didaktisches Konzept. In: Mitzlaff, H. & A. Speck-Hamdan (Hrsg): Grundschule und neue Medien. (Beiträge zur Reform der Grundschule. Bd. 103). Arbeitskreis Grundschule - Der Grundschulverband, S. 35-54

---

Zur Durchführung dieser Arbeiten erhielten wir finanzielle Unterstützung von der Hochschule Vechta und vom OOWV.

Die Entwicklung der Internetplattform und der Lernmodule erfolgte in Zusammenarbeit mit der Grundschule Hatten-Sandkrug. In der AG "Entwicklung einer Internetpräsenz" haben Schüler aus den dritten und vierten Klassen mitgearbeitet: Fenja, Jette, Michele, Lennart, Tim L., Sebastian, Ann-Katrin, Tim K., Nico, Jannik, Fabian, Patrick, Kevin und André.

Für alle Hilfe herzlichen Dank!

## **Medienkatalog zur Einführung bodenkundlicher Inhalte in den schulischen Unterricht**

Autoren: Held, G. v.; Böhme, K.; Mueller, K.; Mueller, V.

### Einleitung

Böden zählen zu den klassischen Umweltmedien. Im Gegensatz zu anderen Umweltmedien wie Wasser oder Luft erfahren sie aber bei weitem nicht eine ihrer Bedeutung entsprechende allgemeine Wertschätzung und gesellschaftliche Aufmerksamkeit. Dies zeigt sich nicht zuletzt in einer oftmals völlig unzureichenden Behandlung des Themas in der schulischen Aus- und Weiterbildung.

In letzter Zeit zeichnet sich hier allerdings eine erfreuliche Trendwende ab. Zunehmend bemühen sich Lehrverantwortliche um eine verstärkte Berücksichtigung der Böden im Rahmen der naturwissenschaftlichen und umweltorientierten Ausbildung. Diesbezügliche Bemühungen stoßen aber oft rasch an ihre Grenzen, weil die vorgegebenen Ausbildungsrichtlinien keine tiefergehende Beschäftigung mit dem Thema Boden erlauben oder dies nicht ausdrücklich vorschreiben. Vielfach verfügen die Lehrverantwortlichen auch nicht über das notwendige bodenkundliche Grundlagenwissen oder es besteht Unklarheit, inwieweit bodenkundliche Inhalte in verschiedenen Fächern berücksichtigt werden können. Darüber hinaus sind den Lehrenden geeignete Materialien zum Einsatz im Unterricht (Arbeitsanleitungen, Diaserien, Zeitschriftenartikel, Bücher, Videos usw.) oftmals weitgehend unbekannt.

Im Fachgebiet Allgemeine Bodenkunde der Fakultät Agrarwissenschaften und Landschaftsarchitektur der Fachhochschule Osnabrück wird daher seit 1998 ein Medienkatalog erarbeitet und laufend aktualisiert, der im Rahmen einer kurzen, knappen Übersicht über bestehende Materialien mit bodenkundlichem Inhalt zum Einsatz im Unterricht informiert und Einsatzmöglichkeiten aufzeigt. Die dritte Auflage des Medienkataloges wurde abweichend von den ersten beiden Auflagen als CD-ROM erstellt.

Im Vergleich zu den ersten beiden Auflagen ist die 3. Auflage um die Bereiche Kindergarten/Vorschule und Grundschule ergänzt worden, ebenso wurde der Abschnitt der Internet-Adressen erweitert. Hinweise auf Lehrpfade oder Ausstellung befinden sich aus Gründen der größtmöglichen Aktualität im Abschnitt Internet-Adressen.

Neben Büchern und Heften über den Boden und konkreten Unterrichtsmaterialien für Lehrkräfte enthält der Medienkatalog Spiele und CDs, mit deren Hilfe die Schüler den Boden und seine Bewohner selbständig entdecken können, sowie Videos und Diaserien, die sich bildlich mit dem Boden und seiner Gefährdung auseinandersetzen.

### Der Aufbau des Medienkatalogs Boden

Der Medienkatalog bietet verschiedene Möglichkeiten, geeignete Medien zu finden. Eine Möglichkeit bietet die Gesamtliste, in der alle Medien in alphabetischer Reihenfolge aufgeführt sind. Neben der Gesamtliste kann der Nutzer in den Unterlisten alle Medien einer Medienart, z.B. alle Videos aufrufen oder sich alternativ nach Klassenstufen und Fächer sortiert alle in Frage kommenden Medien anzeigen lassen.

Neben dem Titel wird in den Listen die Medienart vorgestellt und aufgeführt, für welche Klassenstufe und Fächer das Medium geeignet ist. Weitere Punkte der Evaluation sind das zum Verständnis nötige bodenkundliche Vorwissen und ob im Medium Unterrichtsmaterialien enthalten sind.

Die einzelnen Medienseiten sind alle gleich aufgebaut, neben dem Autor und dem Titel wird der Inhalt vorgestellt und das Medium hinsichtlich seiner Eignung evaluiert. Weiterhin werden die Bezugsadresse, das Erscheinungsjahr und der Preis genannt. Auf jeder Seite befinden sich ebenfalls eine Abbildung des Mediums sowie eine Kurzvorstellung anhand von Symbolen.

Zu jeder Medienseite gibt es eine Druckversion, in der sich zusätzlich zu den Texten auf der Internetseite eine Gliederung anhand des Inhaltsverzeichnisses befindet.

Der Medienkatalog Boden ist zu bestellen bei:  
Klaus Mueller, Fachhochschule Osnabrück,  
Postfach 1940, 49009 Osnabrück  
oder über eine E-Mail mit Ihrer Postanschrift an:  
k.mueller@fh-osnabrueck.de



## **Bodenbildung in Deutschland**

### **Was haben wir erreicht, was ist noch zu tun**

L. Herrmann

#### **Einleitung**

Mitte der 90er Jahre zeichnete sich als nationaler Trend ab, daß die traditionellen „Grünen“ (Umwelt, Boden etc.) gegenüber anderen „topaktuellen“ Forschungsbereichen wie Gen- und Nanotechnologie ins Hintertreffen gerieten. Dies führte in der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft zu der Einsicht, daß insbesondere für das dem Menschen schwer erfahrbare Naturobjekt Boden eine offensive Bildungs- und Öffentlichkeitsarbeit entwickelt werden mußte, um das Natur- und Kulturgut Boden in der öffentlichen Debatte zu manifestieren. Dies führte anlässlich der Jahrestagung 1997 in Konstanz zur Gründung des Arbeitskreises „**Boden** in Unterricht und Weiterbildung“. Hier soll nun ein Überblick gegeben werden, was sich im Bereich der Bodenbildung seit 1997 entwickelt hat. Er gliedert sich in vier Dimensionen: Alters-/ Zielgruppen, Akteure, Medien und Zeit.

#### **Alters- und Zielgruppen**

Die positive Nachricht vorweg: Mittlerweile sind Materialien für alle Alters- und Zielgruppen verfügbar. Diese reichen vom Angebot für das Vorschulalter bis zu Materialien für die Fortbildung von Erwachsenen und Professionellen. Für Interessierte sei hier insbesondere auf den in Osnabrück entwickelten und mittlerweile digital verfügbaren „Medienkatalog zur Einführung bodenkundlicher Inhalte in den schulischen Unterricht“ hingewiesen, der über die Internetseite des AK ([www.uni-hohenheim.de/ak-boden](http://www.uni-hohenheim.de/ak-boden)) bestellt werden kann. Für Schüler sind insbesondere Internetangebote interessant. Besonders herausgehoben seien hier die Internetseiten der Natur- und Umweltschutzakademie NRW (Boden will leben) und das Lernprogramm „Hypersoil“ ([www.uni-muenster.de/hypersoil](http://www.uni-muenster.de/hypersoil)).

Material für Lehrer in Form von themengebundenen Heften erscheint regelmäßig aber im Mehrjahresabstand. Problematisch ist hier, dass sie fachlich häufig nicht auf dem aktuellen Stand und schnell vergriffen sind. Folglich müssen den Autoren und Verlagen fachliche Hilfe und Anreize zur Verstetigung des Angebotes angeboten werden.

In den südlichen Bundesländern ist in den letzten Jahren der Themenkomplex Boden im Rahmen des Fachs Natur und Technik (5.+6. Klasse) in die Lehrpläne aufgenommen worden. Inzwischen existiert hierfür auch ein spezielles Angebot an Lehrmaterial, z.B. die Themenbücher Boden aus dem Cornelsen bzw. Paetec Verlag. Angesichts der Verkürzung der Schulzeit auf 12 Jahre droht den neu aufgenommenen Themen aber wieder die Streichung. Dem muß auf politischer Ebene entgegengewirkt werden.

Erratisch erscheinen auch Broschüren von öffentlichen Institutionen, die sich insbesondere mit dem Thema Bodenschutz auseinandersetzen und sich an Erwachsene richten. Diese erreichen aber nur ein zufälliges Publikum. Ohne Verstetigung der Berichterstattung wird dieses Thema trotz schöner Broschüren wohl schnell wieder vergessen.

#### **Akteure**

Zuerst wieder die gute Nachricht: Die Anzahl der im Bodenbildungsbereich Tätigen ist immens. Die Kehrseite der Medaille ist, daß es sich fast ausschließlich um öffentliche Institutionen handelt.

Da Boden kein schulisches Unterrichtsfach ist und auch nicht werden kann, sind die offiziellen Träger der Bodenbildung Fachhochschulen und Universitäten. Zwei Institutionen bieten eigene Bodenkundlichen Studiengänge an: die Fachhochschule Osnabrück und die Universität Hohenheim. Beide Studiengänge stehen unter ständigem Rechtfertigungszwang und brauchen für ihren Erhalt breite Unterstützung.

Positiv ist zu sehen, daß in einigen Natur- und Umweltbildungszentren z.B. in Hessen, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen Boden ein zentrales Thema darstellt. Eine breitere Behandlung wäre auch in den Schulen wünschenswert. Hier ist es allerdings noch nicht

gelungen einen intensiven Austausch zwischen Lehrern (bzw. ihren Verbänden) und der Wissenschaft herzustellen.

Erfreulich sind die weitreichenden Aktivitäten der geowissenschaftlichen Landes- und Bundesanstalten (z.B. anlässlich des Jahres der Geowissenschaften). Demgegenüber ist das Thema Boden im Bundesumweltministerium „out of date“, welches durch die Auflösung des Beirates Bodenschutz indiziert wurde.

Positiv zu vermelden ist, daß sich mittlerweile auch Kommunen für den Boden interessieren und das auch auf europäischer Ebene, was sich durch die European Land and Soil Alliance (mit Sitz in Osnabrück) manifestiert.

### **Medien**

Auch hier steht die Ampel auf Grün. Boden ist multimedial vertreten. Es gibt Spiele (z.B. Underground), (bildende) Kunst, Musik, Theater und digitale Medien von, über und aus Böden. Insbesondere zum letzten Stichwort sei die vom Bundesverband Boden (mit-)initiierte Internetseite „bodenwelten.de“ empfohlen. Selbst in schwierig zu realisierenden Feldern wie E-Learning gibt es gute Angebote (i.e. webgeo, Universität Heidelberg).

Selbst im „Event“-Bereich hat sich einiges getan. Paradebeispiel war der Expo 2000 - Standort Osnabrück mit dem Thema „Faszination Boden“. Zu diesem Anlaß wurde eigens eine BodenSINNphonie komponiert.

Von der Internationalen Bodenkundlichen Union wurde der Tag des Bodens am 5. Dezember ins Leben gerufen; die Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft hat den Boden des Jahres initiiert.

Bundesweit bestehen mittlerweile zwischen 15 und 20 Bodenlehr-/erlebnispfade. Auch auf den Bundes- und Landesgartenschauen ist der Boden ein regelmäßiges Thema, wenn auch mit schwankender Qualität in der Ausführung. Es gibt Wanderausstellungen (z.B. Unter unseren Füßen - Lebensraum Boden, aus Görlitz) und eine Dauerausstellung die beständig erweitert wird (unter.Welten in Osnabrück).

### **Zeit (und Ausblick)**

Doch darf uns das verleiten innezuhalten und zufrieden zurückzulehnen? Die eindeutige Antwort lautet: Nein!

Auch VW und Mercedes können sich nicht auf ihren alten Erfolgen ausruhen, sondern müssen ständig in den Medien präsent sein und sich auf dem Stand der Zeit um ihr Image kümmern. Dies gilt genau so für alle, die sich für die Bodenbildung engagieren. Wir müssen uns um eine Verstetigung der Präsenz auf hohem Niveau bemühen und dazu die Aktivitäten besser vernetzen und koordinieren.

Zwei Bausteine in diesem Bestreben fehlen zur Zeit noch. Dies sind:

1. Eine **Professur für die Didaktik der Bodenwissenschaften** und
2. ein **Bodenkommunikationszentrum** (mit Standort Osnabrück).

Warum brauchen wir diese beiden Instanzen? Die Antwort ist einfach: Weil der Großteil der an Bodenbildung Beteiligten dieses nur als Nebenbeschäftigung, freiwillig oder zusätzlich tut. Um auf Dauer Erfolg zu haben, müssen diese Aktivitäten institutionalisiert werden.

Die Professur soll sich daher auf professioneller Ebene um die Entwicklung und Vervollständigung von Unterrichtsmaterialien und -ansätzen kümmern. Das Kommunikationszentrum soll weltweit Materialien sichten und sammeln, damit es ohne großen Aufwand erreichbar und einsetzbar ist. Nur mit dieser Institutionalisierung wird es in Zukunft eine ausreichende Weiterentwicklung der Bodenbildung geben.

### Zur Vermittlung von Kenntnissen über Böden eines Bodenlehrpfades. Beispiele, Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes unterschiedlicher Medien.

Isabel Jost & Christian Opp (FB Geographie, Universität Marburg)

#### Einleitung

Der Boden als schützenswertes Natur- und Kulturgut spielt in der bewussten Wahrnehmung der meisten Menschen nur eine untergeordnete Rolle. Das Thema Boden wird zudem oft als langweilig empfunden. Für die meisten Menschen ist Boden „Dreck“ - vielleicht noch der Wuchsergrund für Pflanzen. Nachhaltiger Bodenschutz und nachhaltige Bodennutzung basieren jedoch auf soliden Kenntnissen über Böden.

Hier setzt das Konzept für einen Bodenlehrpfad an. Mit einem solchen Lehrpfad bietet sich sowohl Schülern als auch der interessierten Öffentlichkeit die Möglichkeit, den sonst verborgenen Untergrund zu betrachten und Informationen über die Entstehung, den Aufbau und die Verbreitung sowie die Bedeutung und die Funktionen von Böden zu erfahren.

#### Der Bodenlehrpfad Burgwald

Das hier vorgestellte Lehrpfadkonzept bezieht sich auf die nähere Umgebung des Forstreviers Münchhausen im Burgwald bei Marburg/Hessen. Die unterschiedlichen Böden auf engem Raum sowie ein gut ausgebautes Wanderwegenetz und attraktive touristische Ziele zeigen die besondere Eignung dieses Gebietes für einen Bodenlehrpfad.

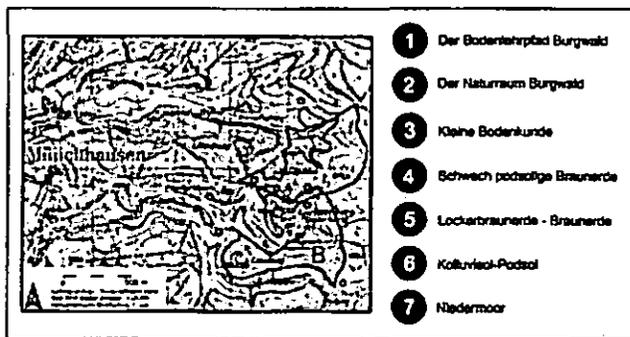


Abbildung 1: Lageplan mit Tafelstandorten und -themen

Der Lehrpfad basiert auf vier Bodenprofilen, die für die Landschaft typische Böden repräsentieren. Diese werden auf den Tafeln vier bis sieben vorgestellt. Außerdem wird die Landschaftsgenese des Burgwaldes dargestellt (Tafel 2) sowie über allgemeine bodenkundliche Themen informiert (Tafel 3). Mit Hilfe der lehrpfadbegleitenden Broschüre und der Internetseite soll

es dem interessierten Spaziergänger möglich gemacht werden, sich selbständig mit dem Thema Boden auseinander zu setzen.

Der Weg des Lehrpfades ist als Rundweg angelegt und hat eine Länge von etwa 6,5 km.

Die vier Bodenprofile wurden bodenkundlich untersucht. Mit Hilfe von Geländeuntersuchungen und Laboranalysen wurden wichtige bodenphysikalische und bodenchemische Parameter erfasst und interpretiert.

Der Bodenlehrpfad Burgwald ist noch nicht realisiert (Stand: September 2005).

#### Vermittlungsmethoden

Der Bodenlehrpfad Burgwald ist vorrangig auf interessierte, aber fachlich nicht vorgebildete Laien ausgerichtet.

Die Wahl der Vermittlungsmethoden bestimmt das Erscheinungsbild der Stationen und damit des gesamten Lehrpfades. Die Informationsvermittlung kann über Schautafeln, eine Begleitbroschüre und/oder eine Internetseite geschehen.

Hierbei kann das Lehrpfadkonzept variieren. Schilderpfade bieten Informationen in Form von Texten, Abbildungen und Photos auf Tafeln, die Tafelinformation kann aber auch nur ein Nummernschild sein, das auf Informationen in einer Broschüre hinweist.

#### Informationstafeln

Die Methode der beschreibenden Vermittlung arbeitet mit einer Informationsübertragung mittels Texten, Bildern und Graphiken in Form von Informationstafeln.

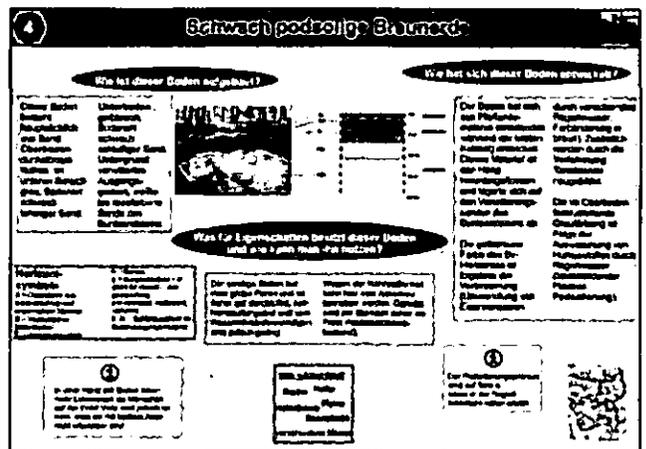


Abbildung 2: Tafelbeispiel

Mit Hilfe von kurzen Texten und schematischen Zeichnungen wird auf den jeweiligen Bodentyp der Station eingegangen. Die Profilskizzen sollen helfen ein komplexes Bild zu vereinfachen und die wesentlichen Merkmale hervorzuheben. Ergänzungen in Textform dienen dem Verständnis

der Abbildungen. Um die Verarbeitung der gegebenen Informationen zu erleichtern, erfolgt die Präsentation nicht in einem langem Textblock, sondern in Teilabschnitten. Kurze, leicht verständliche Texte und einfach zu erschließende Abbildungen sind ein Merkmal der Informationstafeln. Der natürliche Bodenaufschluss bietet dem Besucher die Möglichkeit, den Boden in der Natur wahrzunehmen. Hier kann der Besucher das Material anfassen, den Boden „erfühlen“.

Durch den Bezug zur Vegetation der Umgebung wird zudem die Wechselwirkung zwischen Boden und Pflanzen aufgezeigt.

Zu viele Schautafeln im Wald können jedoch zu einer Beeinträchtigung des Landschaftsbildes führen. Der Eindruck eines „Schilderwaldes“ entsteht. Schilderwälder und mit Informationen überhäufte Tafeln erweisen sich als unzweckmäßig. Ausführliche Texte und Erläuterungen finden daher besser in einer Broschüre Platz.

### **Begleitbroschüre**

Die Begleitbroschüre enthält entweder zusätzlich zu den Informationen auf den Schautafeln weiterführende Informationen zu den Themen des Lehrpfades. Sie kann jedoch auch eigenständig genutzt werden, um die Bodenaufschlüsse des Lehrpfades aufzusuchen und die Informationen anstatt von den Tafeln aus der Broschüre zu gewinnen. Jedes Kapitel kann hierbei einem kleinen Nummernschild im Gelände zugeordnet werden.

Die Broschüre des Bodenlehrpfades Burgwald beinhaltet unter anderem eine Anfahrtkarte, einen Lageplan des Lehrpfades mit den jeweiligen Standorten und trifft Aussagen zu bodenkundlichen Themen sowie zu den Nutzungsmöglichkeiten der Standorte. Am Ende der Broschüre ist ein Glossar zu finden, der wichtige Fachbegriffe erklärt.

Die Begleitbroschüre bietet Platz für detaillierte Informationen. Die Kombination von Broschüre und Nummernschild hat gegenüber den Schautafeln den Vorteil, dass sie das Landschaftsbild weniger beeinträchtigt. Aufwendige Tafelherstellung und Erhaltung gegenüber Witterungseinflüssen und Zerstörungen können so vermieden werden.

Der Nachteil besteht darin, dass Besucher, die den Lehrpfad ohne Begleitheft besuchen, ohne Informationen bleiben. Zu viele Fachinformationen können zudem den Leser überfordern. Zu beachten ist, dass die Texte weiterhin laienverständlich sind. Die Zugänglichkeit bzw. die Kaufmöglichkeit von Broschüren vor Ort, z.B. in

einer Ausflugsgaststätte, muss unbedingt gewährleistet werden.

### **Internetauftritt**

Die konzipierte (und im konkreten Fall auch realisierte) Internetseite ([www.Bodenlehrpfad-Burgwald.de](http://www.Bodenlehrpfad-Burgwald.de)) stellt neben Schautafeln und Broschüre ein weiteres Informationsmedium dar. Auch die Internetseite beschäftigt sich mit den Themen der Schautafeln und informiert über weiterführende bodenkundliche Themen. Die Startseite behandelt gleichzeitig den Inhalt der ersten Tafel. Hier wird der Lehrpfad vorgestellt und auf einer Übersichtskarte markiert. Die Bodenprofile werden mit Hilfe eines Photos und einer schematischen Zeichnung vorgestellt. Der Leser kann sich über die Bodenbildungsprozesse, die Vegetation und die Nutzung informieren. Fachbegriffe sind unterstrichen und mit einem Glossar verlinkt. Zudem kann hier eine wissenschaftliche Darstellung der Substratgenese und der Bodenbildung abgerufen werden. Auch die erhobenen Labordaten sind vorhanden. Zurück zur Startseite kommt der Besucher immer über das lehrpfadbegleitende Logo eines Regenwurms.

Die Internetseite bietet Platz für detailliertere, auch wissenschaftliche Informationen. Durch Photos werden hierbei Einblicke in den Lebensraum Boden gewährt.

Die Seite bietet die Möglichkeit, sich individuell, je nach Informationsbedarf mit dem Thema Boden zu beschäftigen, ohne vor Ort sein zu müssen. Im Gegensatz zum Lehrpfad gibt die Internetseite keinen festen Weg der Information vor. Der Nutzer kann sich interaktiv über die Themen informieren, die ihn interessieren.

Das Bodenprofil kann jedoch nicht in seiner natürlichen Umgebung wahrgenommen werden. Es ist kein direkter Kontakt zum Boden möglich. Das ist ein nicht zu unterschätzender Nachteil der virtuellen Auseinandersetzung mit Böden.

### **Zusammenfassung**

Bei dem hier vorgestellten Lehrpfadkonzept des Bodenlehrpfades Burgwald erfolgt die Informationsvermittlung über eine Kombination aus begehbaren Bodenprofilen und Schautafeln sowie über eine Begleitbroschüre und eine Internetseite. Das Thema Boden kann über verschiedene Vermittlungsmethoden dem interessierten Laien zugänglich gemacht werden.

info@Bodenlehrpfad-Burgwald-de  
opp@staff.uni-marburg.de

## Landwirtschaft – Boden – Wasserschutz

### Eine Lernwerkstatt an einer Grundschule in Niedersachsen

Thorsten Tiarks\*, Hans-Jörg Brauckmann\*\*, Gabriele Broll\*\* Martina Flath\*\*\* und Karin Geyer\*\*

#### Motivation

Die Grundschule Sandkrug liegt in einem ländlichen Gebiet zwischen Oldenburg und Bremen. Das ausge dehnte Schulgelände erstreckt sich in ein bewaldetes Dünengebiet, das sowohl Spielgelände als auch Lernort ist. Im Jahr 2004 lobte der örtliche Wasserversorger, der OOWV (Oldenburgisch-Ostfriesischer Wasserverband), einen Wettbewerb um einen „Wasser-Preis“ aus. Einzelpersonen, Gruppen und Schulen sollten sich um die Zukunft des Wassers Gedanken machen. Die Grundschule entschied sich, eine Lernwerkstatt zu entwickeln und sich damit um diesen Wasserpreis zu bewerben.

Zentrales Thema dieser Lernwerkstatt zu „Landwirtschaft – Boden – Wasserschutz“ ist das Wasser und der Wasserschutz. Doch gerade der Bodenschutz ist eng damit verknüpft. Praxisbezug und vor allem Bezug zur Lebenswirklichkeit der Kinder im Grundschulalter erhält das Projekt durch die Einbindung der Thematik in das Thema „Boden und Landwirtschaft“. Um dieses sehr breite und komplexe Thema für den Unterricht in Grundschulen umzusetzen, wurde ein Konzept entwickelt, das aus zwei Ebenen besteht: einem Langzeitexperiment im Freiland, dem „Kinderacker“ sowie einem Stationenlauf, in dem die theoretischen Grundlagen erarbeitet werden.

#### Durchführung

Im Mittelpunkt der Umsetzung steht der „Kinderacker“, eine etwa 200 m<sup>2</sup> große Fläche hinter dem Schulgebäude. Dieser Acker ist kein Schulgarten, sondern eine Versuchsfläche, auf der zu Beginn des Projektes unterschiedliches Bodenmaterial in einer Mächtigkeit von etwa 40 cm aufgefahren wurde. Hier pflanzten die Schüler verschiedene Feldfrüchte, um an ihnen das Wachstum zu beobachten, das durch die unterschiedliche Beschaffenheit der Böden differiert. Eine solche Anlage ist für eine Grundschule bisher beispiellos.

\* Grundschule Sandkrug, Sommerweg 36, 26209 Hatten (gs-sandkrug@hatten.de)

\*\* Hochschule Vechta, ISPA, Abt. für Geo- und Agrarökologie

\*\*\* Hochschule Vechta, Institut für Didaktik der Naturwissenschaften, Fach Geographie

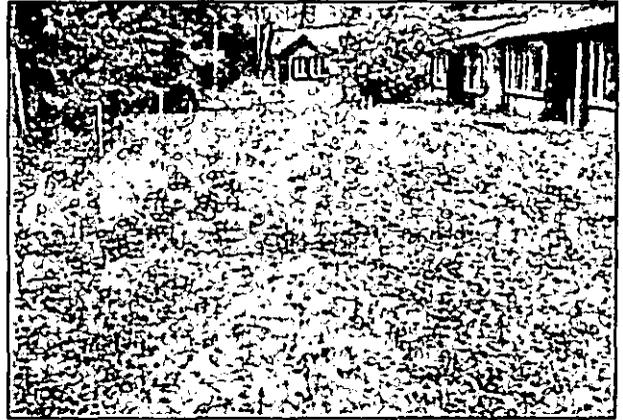


Abb. 1: Aufbau des „Kinderackers“ zu Beginn des Projektes

Die Abbildung 1 zeigt den Aufbau des Kinderackers: Auf vier Streifen mit unterschiedlichen Substraten werden Roggen, Gerste, Kartoffeln und Mais angebaut. Dabei erstreckt sich der Anbau der jeweiligen Pflanzen über alle vier Substrate hinweg.

Die Schüler waren von Anfang an an allen notwendigen Arbeiten beteiligt. Nach dem Jäten des Unkrautes und dem Anlegen der Wege konnten im September 2004 Wintergerste und Winterroggen gesät werden.

In einem Wochenbuch (vergleichbar mit einem Tagebuch) werden alle Beobachtungen u.a. zum Wachstum über die Gesamtlaufzeit des Experimentes festgehalten, ebenso Messungen des Niederschlags und der Veränderung des Grundwasserstandes. Die Schüler sollen hier Einblick in den Wasserkreislauf erlangen: Niederschlag verdunstet, er versickert, wird vom Boden festgehalten, von Pflanzen aufgenommen oder er versickert bis zum Grundwasser. Sie beobachten, dass niederschlagsarme Perioden in den Sommermonaten zu Wachstumsstörungen oder auch Schäden an den Anbaufrüchten führen können. Reine Sandböden bieten ungünstige Voraussetzungen für das Wachstum der Pflanze (Abb. 2).



Abb. 2: Kartoffeln auf Sand und weiteren Substraten

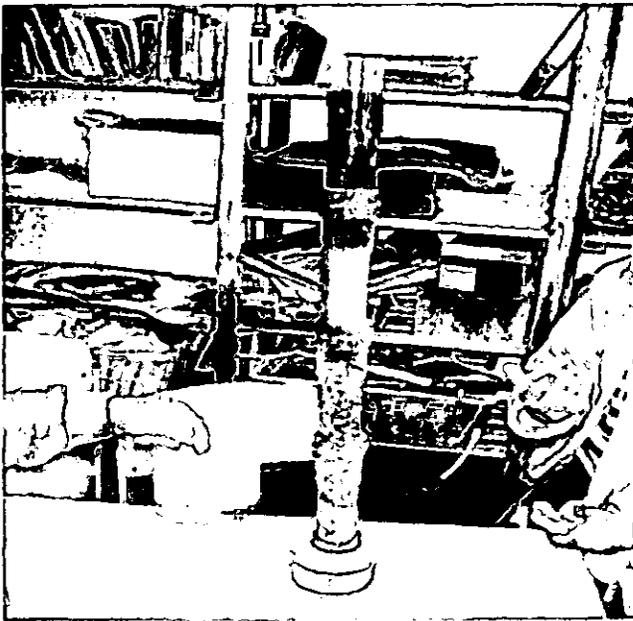


Abb. 3: Versuchsaufbau zur Darstellung der Grundwasserbildung

Das theoretische Grundlagenwissen zu den Beobachtungen erarbeiten sich die Schüler in einem Stationenlauf. Diese offene Unterrichtsform bietet Kindern die Möglichkeit, die Reihenfolge der Angebote weitgehend frei zu wählen und selbstständig zu arbeiten. Die Lehrkraft übernimmt beratende und unterstützende Tätigkeiten.

Der Stationenlauf beinhaltet Informationstexte, Puzzles, Anmalbilder und Versuche zu den Themen: Wasser, Boden, Wasser und Boden, „tierische Helfer“ und Landwirtschaft.



Abb. 4: Sickerversuche

Einige Stationen sind aufeinander aufbauend. So erfahren die Kinder zuerst an einem vereinfachten Modell wie Grundwasser entsteht (Abb. 3). Im Weiteren erkennen sie, dass unterschiedliche Böden verschieden schnell Wasser hindurchlassen und zum Teil sogar festhalten (Abb. 4). In einem dritten Schritt leiten die Kinder „Giftstoffe“ (Farbe, Spülmittel, etc.) durch einen Boden. Einiges bleibt hängen und verschmutzt den Boden, anderes sickert hindurch und verseucht das Grundwasser (Abb. 4).

Zu Beginn des Projektes konnten die Kinder an der Stelle, an der der Kinderacker angelegt wurde, in einer Grube den Aufbau des Bodens unter ihrem Acker studieren. Ein Boden-Lack-Profil, das zusammen mit den Schülern hergestellt wurde, hält die Erinnerung an diese Erfahrung lebendig (Abb. 5).



Abb. 5: Boden-Lack-Profil bei der Entstehung

### Perspektiven

Für den Kinderacker haben die jetzigen dritten Klassen die Patenschaft für zwei Jahre übernommen. So ist die Instandhaltung, der Anbau und die Pflege gesichert. Das Ernten des Getreides geschieht durch einen Bauern, der dazu alte Gerätschaften verwenden wird und damit einen Blick in die Historie gewährt. Die Anbaufrüchte sollen zum Verzehr zubereitet werden. Diese Aktionen erweitern den Rahmen des Projektes sowohl in Bezug auf die Lernziele als auch um die Inhalte. Sie dienen darüber hinaus dazu, das Thema Landwirtschaft, Boden- und Wasserschutz auch über das eigentliche Projekt hinaus zu thematisieren und als Unterrichtsgegenstand zu verankern. Insgesamt steht somit fortwährend die Praxis- und Schülerorientierung und das Lernen mit allen Sinnen im Mittelpunkt, die die Themen Wasser- und Bodenschutz greifbar und verständlich machen und eine Grundlage für zukünftiges Handeln in Bezug auf dieses sensible ökologische Thema schafft.

### Materialien

Versuchsmaterialien zur Durchführung der Experimente aus: "Experimentierbox Wasser 2" von Cornelsen Experimenta.

Andere Materialien und Arbeitsblätter wurden an der Grundschule Hatten-Sandkrug entwickelt.

---

Die Lernwerkstatt wurde vom OOWV im Rahmen des Wettbewerbes um den Wasserpreis mit dem ersten Preis ausgezeichnet. Für die Planung und Durchführung der Arbeiten erhielten wir wie alle Teilnehmer am Wettbewerb finanzielle Unterstützung durch den OOWV.

Bei der Anlage des Kinderackers halfen zahlreiche Eltern sowie ortsansässige Vereine und Firmen. Saatgut und fachmännischen Rat erhielten wir von der Landwirtschaftskammer in Oldenburg. Für alle Hilfe herzlichen Dank!