

# MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN  
GESELLSCHAFT



Band 91  
Heft 1  
1999

ISSN - 0343-1071

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

**MITTEILUNGEN**

**DER**

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN**

**GESELLSCHAFT**

**Band 91**

**Heft 1**

**1999**

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

**REFERATE**

Tagung der AG Böden in SCHLESWIG-HOLSTEIN zum Thema:

„Raumbezogene Informationsgrundlagen  
für Bodennutzung und Bodenschutz“

21. April 1999 in Osterrönfeld

---

**REFERATE**

Tagung der AG Bodenschutz zum Thema:

„Bodenkundliche Anforderungen an die gute fachliche Praxis  
in der Landwirtschaft“

27. und 28. April 1999 in Leipzig

---

**REFERATE**

Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft

„Nachhaltige Bodennutzung im 3. Jahrtausend“

04. bis 12. September 1999 in Hannover

**Band 91**

**Heft 1**

**1999**

# INHALT

## Band 91, Heft 1

### Tagung AG Böden in Schleswig-Holstein

Braskamp, A.	Schutzgut Böden - auch in Planungs- und Genehmigungsverfahren?	3
Burbaum, B. et al.	Die Bodenübersichtskarte 1:200 000 (BÜK 200) Blatt Flensburg	7
Christensen, S.	Anforderungen an Informationsgrundlagen gemäß Bundesbodenschutzgesetz	11
Däumling, T.	Schwermetallbindungsfähigkeit Hamburger Oberböden	15
Dahlhaus, M. et al.	Bodenverbreitung und Bodenzustand - Sachstand und Möglichkeiten der Nutzung von Vorinformationen	17
Dahlmann, I. et al.	Bewertung von Bodenfunktionen - Kriterien und Verfahren der raumbezogenen Darstellung	21
Engeln, P. et al.	Bodenheterogenitäten und landwirtschaftliche Produktionstechnik	25
Grunwaldt, H.-S.	Entwicklung der landwirtschaftlichen Nutzung in Schleswig-Holstein 1974 bis 1997	29
Jensen-Huß, K. et al.	Operationalisierung der Bodenfunktionen für die Bodenschutzplanung	33
Kneib, W.	Strategien zur Ausweisung von Bodenschutz-Vorranggebieten	37
Schoop, P. et al.	Modelle und Praxisergebnisse zur Optimierung der Düngung für unterschiedliche Standorte und Teilschläge	41
Schulze-Wolf, T.	Geographische Informationssysteme - Einsatzmöglichkeiten und Grenzen -	43

### Tagung AG Bodenschutz

Laves, D.	Begrüßung und einleitende Worte	49
Frielinghaus, M. et al.	Ermittlung von Handlungszielen als Grundlage für den vorsorgenden Bodenschutz	51
Horn, R.	Prognose der mechanischen Belastbarkeit von landwirtschaftlichen Nutzflächen	55
Isermann, K. et al.	Bodenkundliche Anforderungen an die fachliche Praxis einer nachhaltigen Landwirtschaft /Landnutzung aus der Sicht ihrer Nährstoffhaushalte	59
Körschens, M.	Gute fachliche Praxis bei der Versorgung der Böden mit organischer Substanz	63

Kurzer, H. J.	Nitratgehalte im Boden (Dauertestflächen) als Kriterium für die Erfolgskontrolle umweltentlastender Maßnahmen nach dem Förderprogramm	
	„Umweltgerechte Landwirtschaft“ (UL) in Sachsen	67
Pommer, G.	Möglichkeiten standortangepaßter Bodennutzung	71
Reichelt, H.	„Umweltgerechte Landwirtschaft“	
	Demonstrationsversuch mit einjährigem Weidelgras	75
Schmidt, W. et al.	Bodenabtrag und Wasserinfiltration auf Einzelflächen und in Einzugsgebieten in Sachsen bei Bodenbearbeitung mit und ohne Pflug	79
Laves, D.	Schlußwort	83

## **Jahrestagung 1999**

### *Öffentliche Vortragsveranstaltung / Vorträge der Preisträger des Fritz-Scheffer-Preises*

Eckelmann, W.	Grußadresse des Vizepräsidenten des Bundesverbandes Boden	89
Fischer, W. R.	Zeithorizonte in der Bodenkunde	91
Gräsle, W.	Porenzifferabhängige Wasserretentionsfunktionen - ein Schritt von der Material- zur Zustandsbeschreibung	96
Grolimund, D.	Mobile Kolloide in terrestrischen Systemen: Mobilisierung, Transport und ihre Rolle bei der Verlagerung von Schadstoffen	104
Jene, B.	Verlagerung von Bromid und Benazolin in Lysimetern und einer Feldparzelle mit Saugböden in einem Sandboden	110
Jüttner, W.	Bodenschutz im Spannungsfeld zwischen Vor- und Nachsorge	118

### *Kommission I mit Symposium Kommission I und Kommission VI*

Auerswald, K. et al.	Modellierung der Bewirtschaftungseinflüsse auf den Oberflächenabfluss in kleinen Einzugsgebieten	130
Baumgartl, T. et al.	Homogenität künstlich hergestellter Bodenproben - Vergleich bodenphysikalischer Kenngrößen mit CT-Analysen	132
Becher, H. H.	Heterogenität rekultivierter Lößböden auf Aggregatebene	136
Berkenhagen, J. H. et al.	Acoustic Monitoring of changes in mechanical properties of a soil using a seismic technique	140
Bogena, H. et al.	Skalenabhängige Analyse des Wasser- und Sediment-transports in einem mesoskaligen Einzugsgebiet	144
Buczko, U. et al.	Beschreibung der räumlichen Verteilung hydraulischer Eigenschaften in Abraumkippen des Braunkohletagebaues und deren Effekt auf Fluß und Stofftransport	148

Gerke, H. H. et al.	Einfluß von Dual-Permeabilitätsparametern auf die simulierte Wasser- und Stoffverlagerung in zwei unterschiedlich strukturierten Böden	152
Eckelt, T. et al.	Ergebnisse eines Beregnungsexperimentes im Feldmaßstab: Messungen und Simulation	153
Haider, J. et al.	Ein Messsystem zur Erfassung des Oberflächenabflussvolumens von Erosionsflächen im Feldmaßstab	157
Halm, D. et al.	Bodenwasserhaushaltsmodellierung im semiariden Nordosten Brasiliens	161
Hammel, K.	Effektive Wasser- und Stoffaufnahme durch Wurzelsysteme	165
Hangen, E. et al.	Präferenzzieller Fluss in einem aufgeforsteten kohlehaltigen Kippenboden. Identifizierung von Fließwegen, Hydrophobie und Heterogenität	169
Helming, K. et al.	Entwicklung von Abflussmustern und ihre Bedeutung für den Sedimenttransport	173
Hinz, C.	Einfluß von Durchforstungsmaßnahmen auf die räumliche und zeitliche Verteilung der Kronentraufe eines Kiefernbestandes	177
Honisch, M.	GIS-basierte Auswertung digitaler Boden- und Landnutzungsinformationen zur hydrologischen Modellierung ländlicher Wassereinzugsgebiete	181
Husain, J. et al.	Kombinierte Disk- und Ringinfiltrationsmessung in unterschiedlichen Bodenlandschaften in Nord-Sulawesi Indonesien	185
Ippisch, O. et al.	Messung und Modellierung des Wasser- und Wärmehaushaltes von Permafrostböden	189
Jarmer, T. et al.	Die Analyse von Eisen in Böden auf carbonatischen Ausgangsgesteinen mediterraner Trockengebiete auf der Grundlage von Reflexionsspektren	191
Liu, J.	Eine neue Methode zur Messung des Matrixpotentials - Testergebnisse des Equitensimeters (EQ3)	195
Kasteel, R. et al.	Einfluss von Struktur auf den effektiven Stofftransport	199
Köhne, J. M. et al.	Ableitung von Modellparametern für Dual-Permeabilitätsmodelle mithilfe eines dualen Retentions- und Leitfähigkeitsmodells	203
Kovalew, I. V. et al.	Auswirkung von Dränagemaßnahmen auf Wasser- und Stofftransport von hellgrauen gleyartigen Waldböden im Stupinsker Bezirk bei Moskau	207
Ludwig, R. et al.	Untersuchung und Modellierung von Pyritoxidation und Transportprozessen in der wasserungesättigten Zone von Braunkohleabraumkippen	211
Lück, E. et al.	Geophysikalische Meßverfahren zur Ermittlung von Bodenkennwerten für die teilflächenspezifische Bewirtschaftung	215
Mertens, M. et al.	Die Verwendung von Fuzzy-Zahlen für die Modellierung von N-Bilanzen	219
Nestler, I. et al.	GIS-gestützte Regionalisierung von Bodenprofilen unter Verwendung von CART	223

Peters, C. et al.	Untersuchung zum preferential flow in steinreichen Böden des Buntsandstein-Odenwaldes	226
Priesack, E. et al.	Anwendung des Modellsystems Expert-N für die inverse Modellierung des Stickstofftransports in Böden	230
Prietzsch, C. C. et al.	Räumliche und zeitliche Variabilität des Bodenwassergehalts abgeleitet aus passiven Radarfernerkundungsdaten am Beispiel der Southern Great Plains	234
Sauerbrey, R. et al.	Die niedrigauflösende kernmagnetische Protonenresonanz ( <sup>1</sup> H-LR-NMR), eine Meßtechnik zur Bestimmung des Wasserstatus und der Bodenentwicklung von Niedermoor torfböden	238
Schmalz, B. et al.	Untersuchungen zur Variabilität des Wasserflusses in einem Sandmodell	242
Schmidt, V. et al.	Beeinflussung des Wasserhaushaltes in Kipplehmen durch Tieflockerung	246
Schotte, M. et al.	Erkundung periglaziärer Lagen im Lahn-Dill-Bergland mit Georadar	250
Schwartz, R. et al.	Auswirkung von Eindeichung und Melioration auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Auenböden an der unteren Mittelelbe	254
Schwantag, U. et al.	Einfluss der Landnutzung auf vertikale Wasserflüsse in brasilianischen Savannenböden	258
Steinert, B. et al.	Die ungesättigte Wasserleitfähigkeit von Kapillarsperren - Messung und Berechnung -	262
Stoffregen, H. et al.	NMR-Messungen an Bodenmaterialien bei unterschiedlichen pH-Stufen	266
Streck, T.	Schätzung von Parametern kinetischer Sorptionsmodelle aus Sorptions-Desorptions-Isothermen	270
Tigges, U. et al.	Hydraulische Untersuchungen zum mehrdimensionalen Stofftransport	274
Vogel, H.-J. et al.	Downscaling hydraulischer Eigenschaften zur Schätzung von Transportparametern	278

*Kommission II mit Symposium Kommission II und Kommission III*

Altfelder, S. et al.	Untersuchung der Sorptionskinetik von Dimethylphthalat: Vergleich von Schüttel- und Säulenversuch	282
Altstaedt, A. et al.	Biozide in Dichtefractionen: Artefakte und Ergebnisse	286
Amelung, W. et al.	Bioziddynamik in Aggregat- und Partikelgrößen-Fractionen eines Oxisols, Brasilien	290
Asche, N.	Bodenschutzkalkung und das Wurzelsystem der Rotbuche (Fagus sylvatica)	294
Balkenhol, R. et al.	Geochemische Modellierungen der Festphasen- und Lösungsschemie in pyrithaltigen Sedimenten deutscher Braunkohle-Tagebaue	298

Böttcher, J. et al.	Variabilität von pH-Werten in Sandböden unter Kiefern in Raum und Zeit: Ergebnisse von Langzeitmessungen (24 Monate) auf der 10-m-Skala	302
Bol, R. et al.	Natural <sup>13</sup> C Abundance: A Tool to Trace the Incorporation of Dung-Derived C into Soil and its Primary Particles	306
Buhrke, A. et al.	Gefügeveränderung von mineralischen Deponieabdichtungen durch Kationenumbelegung	310
Bundt, M. et al.	Präferentieller Wasserfluss - Auswirkungen eines bodenphysikalischen Phänomens auf chemische und biologische Parameter	314
Deutschmann, G. et al.	Speicherung austauschbarer Säuren in Bodenprofilen - Bedeutung von Bodenskelett und Gestein	318
Eusterbrock, L. et al.	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und polychlorierte Biphenyle (PCB) in urbanen Böden Bayreuths	319
Finke, S. et al.	Steuerung der N <sub>2</sub> O-Freisetzung nach Frühjahrs- bzw. Herbstausbringung von <sup>15</sup> N-markierter Schweinegülle	323
Geissen, V. et al.	Einfluß einer streifenweisen Bodenbearbeitung und Kalkung auf chemische und physikalische Eigenschaften von Waldböden	327
Gensior, A. et al.	Einfluß einer Wiedervernässungsmaßnahme auf die Dynamik des Schwefelhaushaltes eines degradierten Niedermooses	331
Glaser, B. et al.	Der Beitrag von pyrogenem Kohlenstoff zur organischen Substanz der Indianerschwarzerden (Terra Preta) Amazoniens	335
Gockel, K. et al.	Extraktion von wasserlöslicher organischer Substanz aus Böden - Vergleich von drei Extraktionsmitteln	339
Haas, B. S. et al.	Kleinräumige Unterschiede der Schadstoffmuster auf einem LNAPL-kontaminierten Standort	343
Hagedorn, F. et al.	Präferentielle Fließwege - Orte präferentieller N-Umsetzung?	347
Hartlieb, N. et al.	Verhalten und Verbleib organischer Schadstoffe während der Bioabfall-Kompostierung	351
Heincke, M.	Dynamik der klimarelevanten Spurengase N <sub>2</sub> O und CO <sub>2</sub> in Regenwaldböden Costa Ricas	355
Heinrich, K. et al.	Einfluß von leicht umsetzbaren Kohlenstofffraktionen auf Redoxpotentialveränderungen während simulierter Hochwasserereignisse in Auenböden des Biosphärenreservates Mittlere Elbe	359
Hildebrand, E. E. et al.	Prozessuale Leerräume als Komplemente von „hot spots“ in Böden	363
Hüttman, S. et al.	Beschleunigung der mikrobiologischen Bodensanierung durch Bodenerwärmung mittels hochfrequenter elektromagnetischer Felder	367



Isermann, K.	(Un-)Geeignete Bezugsfaktoren bei Emissionen und Immissionen von reaktiven Verbindungen der Nährstoffe C, N, P, und S sowie von Schadstoffen einer nachhaltigen Landwirtschaft und Landnutzung	371
Kahle, P. et al.	Untersuchungen zur Schwermetallsituation auf Spielplätzen im Stadtgebiet von Rostock	375
Kalbitz, K. et al.	Isotopenchemische und spektroskopische Eigenschaften der gelösten organischen Substanz: Hinweise auf eine unterschiedliche Dynamik von DOC und DON	379
Ketelsen, H. et al.	Ein Konzeptmodell für die Modellierung der Nitratauswaschung unter beweidetem Grünland	383
Kiem, R. et al.	Strukturchemische Charakterisierung der refraktären organischen Substanz in ackerbaulichen Dauerversuchsflächen	386
Kleikemper, J. et al.	Mobilisierbarkeit von Metallen in carbonatischen Böden unter dem Einfluß gelöster organischer Substanzen (DOM)	390
Klein, C. et al.	Retention von Pflanzenschutzmitteln in Vegetationsfilterstreifen - ein wirksamer Schutz für Oberflächengewässer?	394
Krauss, M. et al.	Vergleich der Tiefenverteilung von polychlorierten Biphenylen (PCB) und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Waldböden	398
Krüger, A. et al.	Stoffdynamik in überflutungsbeeinflussten Auenlandschaften der Weißen Elster bei Leipzig	402
Kruse, S. et al.	Vertikale Verteilung von Radiocaesium in verschiedenen Böden unter Fichten - Kiefern - Mischwald	406
Kurz, H. et al.	Phytoremediation of Thallium from Contaminated Soils	410
Landgraf, D. et al.	Bestimmung von heißwasserlöslichem Kohlenstoff und Stickstoff mittels multi-NC-Analysator - Methodenvergleich frischer und tiefgefrorener Proben	414
Lang, F. et al.	Anwendung mathematischer Modelle zur Aufklärung von Bindungs- und Sorptionsmechanismen: Molybdat-Goethit	418
Lehmann, A. et al.	Boden aus Schlamm der Uranerzaufbereitung	422
Leinweber, P. et al.	Schwermetall-Adsorptionsisothermen für Böden aus einer Podsol-Braunerde-Gley-Bodengesellschaft	426
Lewandowski, H. et al.	Adsorptionsmodelle von Nitrobenzoesäuren an Aluminiumoxid: DRIFT-Spektroskopie und quantenchemische Berechnungen	430
Lilienfein, J. et al.	Verlauf der Nährstoffkonzentration in der Bodenlösung unterschiedlich bearbeiteter Ackerböden in der brasilianischen Savanne zu Beginn der Regenzeit	434
Ludwig, B.	Modellierung der Wechselwirkungen zwischen Asche und Böden	438

Marschner, B. et al.	Säureneutralisation durch Pflanzenstreu: Einflussgrößen und Prozesse	440
Meiwes, K. J. et al.	Vergleich verschiedener Methoden zur Gewinnung von Bodenlösungen - experimentelle und Modellergebnisse	444
Möller, A. et al.	<sup>13</sup> C- und <sup>31</sup> P-NMR-spektroskopische Untersuchungen zur Beziehung von organischem Kohlenstoff und Phosphor in tropischen Böden (Thailand)	445
Nikolakis, A. et al.	Multirückstandsanalyse von Pflanzenschutzmitteln in Böden und Gewässern Thailands	449
Pagel, S. et al.	Einfluß der Sorption von DOM auf die Kinetik der protolytischen Verwitterung von Böden	453
Pätzold, S. et al.	Einfluß von Bodenfeuchte und mikrobieller Aktivität auf die Immobilisierung von Herbiziden in Böden - dargestellt am Beispiel Diuron	457
Prenzel, J. et al.	Einige Gleichgewichtsansätze zum Studium der Sulfatsorption in sauren Unterböden	461
Rennert, T. et al.	Adsorption von Eisencyankomplexen und Sulfat an Goethit	466
Schaaf, W. et al.	Chemismus hochkonzentrierter Bodenlösungen aus kohle- und pyrithaltigen Kippenböden und Wechselwirkungen mit Festphasen	470
Schaecke, W. et al.	Automatische und kontinuierliche Messungen klimarelevanter Spurengase auf Schwarzerdestandorten des mitteldeutschen Trockengebietes	474
Schaumann G. E.	Makromolekulare Eigenschaften der organischen Bodensubstanz mittels kinetischer Untersuchungsmethodik und Differential Scanning Kalorimetrie	478
Schimming, C.-G.	Langzeituntersuchungen zur Stoffdynamik und der Versauerung des Buchenwaldökosystems im Gebiet der Bornhöveder Seenkette II. Beziehungen zwischen depositionsbedingten Impulsen und Reaktion der Stoffdynamik einer versauerten Braunerde	482
Schmid, E.-M. et al.	An Approach for the Characterization of Neolithic Soils by Means of Chemolytic Techniques and <sup>13</sup> C NMR Spectroscopy	486
Schneider, B.	Bindungs- und Migrationsverhalten von Metallen und Metall-Huminstoff-Komplexen im Einzugsgebiet der Oberen Großen Pyra im Westerzgebirge	490
Schremmer, D. et al.	Enhancing heavy metal uptake by Willow by soil acidification	494
Schulz, E.	Verteilung von organischen Fremdstoffen in ausgewählten Fraktionen der organischen Bodensubstanz unterschiedlicher Stabilität	498
Schwarz, A. et al.	Bodenversauerung unter <i>Pinus caribaea</i> -Aufforstungen in der brasilianischen Savanne	502

Spangenberg, A. et al.	Einfluß hoher N-Emission auf das Mineralisationspotential und die Nitratkonzentration des Sickerwassers in Waldböden	506
Steinweg, B. et al.	Untersuchungen zur in-situ-Verfügbarkeit von wasserlöslichem Humus (DOM) und seiner Funktion als Sorbent für hydrophobe Schadstoffe	510
Tanneberg, H. et al.	Zur Aufnahme von Schwermetallen durch Mais in einem langjährigen Klärschlammsteigerungsversuch	514
Teichert, A. et al.	Raum-Zeit-Strukturen von Stoffkonzentrationen der Bodenlösung in einem Gley-Podsol unter Kiefern auf der 10-m-Skala	518
Thiele, S. et al.	Chemische Extraktionsverfahren zur Abschätzung des mikrobiell abbaubaren PAK-Anteil kontaminierter Böden	522
Tischer, S. et al.	Phytoremediation zur Sicherung und Sanierung von Kontaminationen aus der carbo- und petrochemischen Industrie	526
Utermann, J. et al.	Substrat- und elementspezifische Beziehung zwischen Totalgehalten und Königswasserextahierbaren Schwermetallgehalten in Böden	530
Weigand, H. et al.	Transport und Bioabbau von Anthracen unter ungesättigten Bedingungen	534
Wellbrock, N.	Langzeituntersuchungen zur Stoffdynamik und der Versauerung des Buchenwaldökosystems im Gebiet der Bornhöveder Seenkette I. Erklärung von Mustern und Trends langjähriger Depositionsmeßreihen	538
Wetzel, H. et al.	Bestimmung und Bewertung der Säure-Neutralisations-Kapazität (SNK) anhand einer sequentiellen Extraktion in Gleichgewichts-Batch-Experimenten	542
Wilcke, W. et al.	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in tropischen Böden - Gehalte, Muster, Quellen	546
Winkler, A. et al.	Leisten Hopanoide einen signifikanten Beitrag zu den Alkyl - C - Verbindungen in Böden?	550
Wöhler, V. et al.	Schwermetallmobilisierung in einem salzhaltigen Material	554
Zauner, G. et al.	Cadmium in Böden - Ein Vergleich von Grenzwerten für Gesamt- und mobile Gehalte	558
Zech, W. et al.	Wasser- und Nährstoffhaushalt von Bergwald-Klein-einzugsgebieten in Südecuador	562

## Band 91, Heft 2

### *Kommission III*

Adam-Schumm, K. et al.	Ein Bewertungsschema der Bodenatmung unter Berücksichtigung des Grünlandes	569
Anderson, T. H.	Vergleichende Untersuchungen zur C-Aufnahme Kinetik von Mikroorganismen-Gesellschaften unter unterschiedlichen Bodenbedingungen	573
Beyer, L. et al.	Zur Anwendung gängiger bodenmikrobiologischer Verfahren bei der bodenökologischen Bewertung hochgradig rohölverschmutzter Böden in der Russischen Tundra am Arktischen Wendekreis	577
Bredow, A. et al.	Freisetzung und Eigenschaften gelöster organischer Substanz (DOM) in Abhängigkeit von mikrobieller Aktivität und Temperatur	581
Castillo, X. et al.	Aktivität und Biomasse der Mikroorganismen in Böden von ökologisch und konventionell bewirtschafteten Ackerflächen Nicaraguas	585
Dohlen, M. et al.	Langfristige Auswirkungen einer Kalkungsmaßnahme auf die N-Mineralisierung in der Humusaufgabe eines Kiefernforstes	589
Ehrmann, O. et al.	Böden als Lebensraum für Organismen - II. Funktionelle Analyse am Beispiel von pH und Bodenfeuchte	593
Emmerling, C. et al.	Mikrobielle Biomasse, mikrobielle Aktivitäten sowie strukturelle und metabolische Vielseitigkeit von Bodenmikroorganismen in unterschiedlich intensiven Bodenbewirtschaftungssystemen	597
Eschenbach, a. et al.	Die Rolle von nicht-extrahierbar im Boden festgelegten PAK-Rückständen für die Bewertung biologischer Bodensanierungen	601
Fröhlich, E. et al.	Mikrobiologische Methoden zur Bewertung von Sanierungsmaßnahmen	605
Graefe, U.	Die Empfindlichkeit von Bodenbiozöosen gegenüber Änderungen der Bodennutzung	609
Gromes, R. et al.	Bodenenzymatische Untersuchungen mit photometrischen Schnelltestmethoden	613
Guggenberger, G. et al.	Der Beitrag von Pilzen und Bakterien beim Aufbau organischer Bodensubstanz in verschiedenen Agrar-ökosystemen	617
Heiber, T. et al.	Vergleich wendender und nichtwendender Bodenbearbeitung im ökologischen Landbau: Messungen zum Strohabbau mit Minicontainern bei Vertikalexposition	621
Heil, B. et al.	Einsatz von <sup>13</sup> C-Massenspektroskopie zum Studium des Abbaus unterschiedlicher Streusubstanzen in Mikrokosmenversuchen	625

Heinemeyer, O. et al.	Differenzierungen von „aktiver“ und „ruhender“ mikrobieller Biomasse in Böden mittels Respirometrie. - Erprobung eines neuen Verfahrens und erste Ergebnisse von Messungen an Böden unterschiedlicher Genese	626
Heumann, S. et al.	„Stanford“-Inkubation zur Parametrisierung der N-Mineralisation in tonarmen, sandigen Böden?	630
Paul, J.	Mikrobiologische Parameter in auf verschiedene Al-Konzentrationen eingestellten Waldböden	634
Kamp, T. et al.	Wiedervernässte Niedermöore in Süddeutschland - Quelle oder Senke für klimarelevante Spurengase?	638
Keplin, B. et al.	Der Köderstreifentest zur Abschätzung einer nachhaltigen Düngewirkung durch Gesteinsmehlabplikation in der forstlichen Rekultivierung	642
Klimanek, E.-M.	Einfluß organischer und mineralischer Düngung auf die mikrobielle Aktivität in Abhängigkeit vom Corg-Gehalt des Bodens im „Statischen Düngerversuch“ Bad Lauchstädt	646
Klose, S. et al.	Arylsulfatase activity of microbial biomass in soils as affected by cropping systems	650
Kratz, W. et al.	Der Beitrag des Köderstreifentests bei der Entwicklung von bodenbiologischen Bodengüteklassen nach dem Bundes-Bodenschutzgesetz	654
Krösche, T. et al.	Räumliche Variabilität bodenchemischer und bodenenzymatischer Parameter in einer lößbürtigen Schwarzerde bei variiertem Bearbeitungstiefe	658
Langer, U.	Langzeiteinfluß von Emissionen aus der Phosphat-Düngemittelproduktion auf bodenmikrobielle Aktivitäten in Queckenrasen auf Muschelkalk	662
Lobe, I. et al.	Kohlenstoffgehalte in Korngrößenfraktionen unterschiedlich lang ackergenutzter Plinthustalfe (Südafrika)	666
Lorenz, K. et al.	Mikrobielle Biomasse und Aktivität in Waldböden nach länger zurückliegender Kalkung - Standorteinfluß und Bewertung	670
Machulla, G. et al.	Microbial Biomass and Microbial Communities of Mine Spoil Materials in Initial Stages of Soil Development	674
Menzel, A. et al.	Metabolismus der mikrobiellen Biomasse in Ackerböden mit unterschiedlicher Bewirtschaftung	678
Mescher, H. et al.	Untersuchung zur Remobilisierung von humifizierten <sup>14</sup> C-PAK-Rückständen durch Regenwürmer (Lumbricidae) in Altlastböden	682
Meyer, K. et al.	Mögliche Ursachen erhöhter Kohlenstoffumsetzungen nach Überstauung eines degradierten Niedermoores	684
Mölter, K. et al.	Charakterisierung kupferbelasteter Hopfenflächen mittels struktureller und funktioneller bodenbiologischer Parameter	687
Pieper, S. et al.	Ableitungsstrategien für bodenbiologisch begründete Vorsorge- und Prüfwerte	691

Potthoff, M. et al.	Regenwurmaktivität nach Anwendung von Hüttenkalk bzw. Brikettier-Braunkohleasche zur Schutzkalkung in Wäldern	695
Rinklebe, J. et al.	Tiefenfunktion der mikrobiellen Biomasse und Enzymaktivitäten in Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe	699
Ronionov, A. et al.	Zur mikrobiellen Herkunft sog. angereicherter labiler Fraktionen ( <i>enriched labile fractions, ELF</i> ) in unterschiedlich genutzten Schwarzerden Rußlands	703
Ruser, R. et al.	Einfluß von Fruchtart und N-Düngung auf die N <sub>2</sub> O-Freisetzung eines landwirtschaftlich genutzten Bodens	704
Schrader, G. et al.	Auswirkungen von verschiedenen Salzen im Boden auf die Reproduktionsrate von <i>Folsomia candida</i> (Collembola)	708
Seese, A. et al.	Einfluß verschiedener Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Fauna und Mikroflora von Ackerböden in Norddeutschland	712
Sehy, U. et al.	Vergleich von Methoden zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse am Beispiel von Wald- und Ackerböden unterschiedlicher Vorgeschichte	716
Sommer, M. et al.	Böden als Lebensraum für Organismen - I. Konzeptioneller Ansatz für ein Bewertungsverfahren	720
Werbter, N. et al.	Bedeutung der konservierenden Bodenbearbeitung für die bodenbiologischen Eigenschaften von rekultivierten Kippböden	723
Winkel, B. et al.	Bodenatmungskurven: Ein Biotest zur Erfolgskontrolle von Boden-sanierungen	727
<i>Kommission IV</i>		
Abdank, H. et al.	Präferentielle Fließwege - Ursache für schnellen Stoffeintrag im Festgesteinsbereich der Unterharz-Plateauflächen	731
Böhme, F. et al.	Einfluß des Insektizides Methoxychlor auf das Aminosäuremuster von Mais und Sommergerste im Gefäßversuch	735
Bosak, V.	Kalihaushalt der Fahlerde in Abhängigkeit vom Düngungsniveau	739
Brandt, M. et al.	Netto-N-Mineralisation nach mehrjähriger ackerbaulicher Verwertung von Bioabfallkompost und Grüngut-häcksel	743
Claassen, N. et al.	Wassergehalt des Bodens und Kaliumaufnahme von Hafer und Zuckerrübe auf einem Kaliumfixierenden Boden	747
Dilly, O.	Strategie der Bodenmikroorganismen und Bodenfruchtbarkeit	751
Domanski, G. et al.	Below ground carbon flows in rhizosphere of <i>Lolium perenne</i> as measured by <sup>14</sup> C pulse labeling	755

Dunker, M. et al.	Auftreten von Unkräutern auf Ackerflächen in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften	759
Dyckmans, J. et al.	Using the stable isotopes <sup>13</sup> C and <sup>15</sup> N to study leaf formation in beech under elevated atmospheric CO <sub>2</sub> -concentrations	763
Ellerbrock, R. H. et al.	Charakterisierung organischer Bodensubstanz sandiger Böden in Abhängigkeit von verschiedenen Landnutzungsformen mittels FT-IR	767
Evers, J.	Erstaufforstung ehemals landwirtschaftlicher Nutzflächen: Einfluß einer Pflugsohle auf das Wurzelwachstum junger Bergahorne	771
Gerke, J. et al.	Die Citratausscheidung von Weißer Lupine als bestimmender Parameter für die Schwermetallmobilisierung und das Schwermetallaneignungsvermögen	775
Glatzel, S. et al.	Die Bedeutung langjähriger Düngeenthaltung für die Treibhausgasbilanz von kolluvialen Gründlandstandorten	779
Gransee, A. et al.	Die Verteilung von Wurzelabscheidungen in Böden und deren Auswirkung auf die Phosphatmobilisierung	783
Hartmann, R. et al.	Vergleichende Untersuchungen zur N-Verfügbarkeit aus einem mit Methylenharnstoff angereicherten Gesteinsmehl in einem kohlefreien Kippsubstrat im Gefäßversuch	787
Heim, A. et al.	Die Reaktion von Fichten auf Aluminiumbehandlung in Hydrokultur	791
Heuwinkel, H. et al.	Auswirkungen der standort- und pflanzenartabhängigen Aufnahme von Boden-N auf die Schätzung der N <sub>2</sub> -Bindung von Leguminosen	795
Kersebaum, K. C. et al.	Modellierung der schlaginternen Ertragsvariabilität auf der Basis räumlich variabler Bodenkennwerte am Beispiel eines Lößschlages	799
Knappe, S. et al.	Lysimeteruntersuchungen zum Wasser- und Stoffhaushalt eines langjährig landwirtschaftlich genutzten Regosols von der Kippe des Braunkohletagebaues Espenhain im Südraum Leipzig	803
Koch, I. et al.	Möglichkeiten zur Verbesserung der P-Versorgung bei Mais auf Acrisolen in Süd-Benin	807
Körschens, M.	Einfluß extrem hoher Stallunggaben auf bodenchemische und bodenphysikalische Eigenschaften	811
Krähmer, R.	Veränderungen des pH-Wertes in der Nährlösung und im Xylemsaft von Ricinus communis in Abhängigkeit von der in der Nährlösung angebotenen Kationen- und Anionenart	815
Kretzschmar, S. et al.	Jahresgang der Matrixpotenziale in unterschiedlich genutzten brasilianischen Savannenböden	819
Mashali, S. et al.	Response of Rice to Phosphorus Levels and Zinc Application in Relation to Growth and Nutrients Uptake	823

Meißner, R. et al.	Lysimeterstudien - Auswirkungen von differenzierten Stilllegungszeiträumen auf das Austragsverhalten von Stickstoff	827
Merbach, W. et al.	Freisetzung N-haltiger Verbindungen durch Weizenwurzeln bei verschiedenem Wasser- und CO <sub>2</sub> -Angebot	831
Nestroy, O.	Die Zunahme der Ertragsfähigkeit landwirtschaftlich genutzter Böden, dargestellt an Beispielen aus Niederösterreich und der Steiermark	834
Nieder, R.	Dient die langfristige Anreicherung von organischer Bodensubstanz der Stoffentlastung benachbarter Umweltkompartimente?	838
Pacholski, A. et al.	Eine einfache Methode zur Messung der Ammoniak-Volatilisation in situ - Vergleichsmessungen in Henan	842
Pingpank, K. et al.	Sind mikrobielle Parameter und die organische Bodensubstanz in landwirtschaftlich genutzten Oberböden Indikatoren für die Bodenfruchtbarkeit?	846
Raspe, S. et al.	Einfluß von Oberbodenaustrocknung und Kalkung auf Wachstum und Umsatz von Fichtenfeinwurzeln	847
Roelcke, M. et al.	Stickstoffhaushalts-Modell für die Intensivlandwirtschaft der Taihu-Region, China	851
Römer, W. et al.	Exsudation organischer Säuren durch <i>Lupinus albus</i> L., <i>Lupinus angustifolius</i> L., <i>Lolium multiflorum</i> Lam. und <i>Triticum aestivum</i> L. und ihre Bedeutung für die Cadmium Aufnahme	855
Rogasik, J. et al.	Landbau und Treibhauseffekt - Quellen und Senken für CO <sub>2</sub> bei unterschiedlicher Landbewirtschaftung	859
Ruppel, S. et al.	Aktivität, Effizienz und Zusammensetzung von Bakterienpopulationen im Boden während des Abbaues von Ernterückständen mit weitem und engem C/N-Verhältnis	863
Russow, R. et al.	Vergleichende Untersuchungen von N <sub>2</sub> O-Gehalt in der Bodenluft und N <sub>2</sub> O-Transport mit dem Sickerwasser an landwirtschaftlich genutzten Böden in Lysimetern	867
Schmidhalter, U. et al.	Schätzung der räumlichen Variation des Ton- und Wassergehaltes mit elektromagnetischer Induktion	871
Schönbuchner, H. et al.	Untersuchungen zu Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen auf einem Haldenstandort des ehemaligen Uranbergbaus	875
Siemens, J. et al.	Quantifizierung der Sickerung - Methodenvergleich und Validierung -	879
Siewert, V. et al.	Zusammenhänge zwischen Gefügeentwicklung und Torfmineralisation bei differenzierter Bodenfeuchte	882
Siniakina, S. et al.	C-Flüsse in der Rhizosphäre von Kopfsalat	885
Vetterlein, D. et al.	Ausbildung osmotischer Potentialgradienten zwischen Gesamtboden und Rhizosphäre - Vergleich zwischen einem „salzreichen“ Kipp-Kohlesand und einem „salzarmen“ Kipp-Sand	889



van der Ploeg, R. et al.	Über den Ursprung der Theorie der Mineralstoffernäh- rung der Pflanzen und des Gesetzes vom Minimum	893
Wagner, B. et al.	Evaluierung verschiedener Methoden zur Ermittlung des N-Nachlieferungspotentials von landwirtschaftlich genutzten Böden	897
Weber, N. et al.	Dynamik der organischen Bodensubstanz nach Aus- bringung <sup>15</sup> N-markierter Schweingülle	901
Youssef, S. M. et al.	Effect of Nofatrein and potasium fertilizer on wheat plants growth in salt affected soils	905
<i>Kommission V</i>		
Altermann, M. et al.	Über „Probleme“ bei der Einführung der Substrat- systematik	909
Andruschkewitsch, I.	Ortssteingeneese im Buntsandstein-Schwarzwald	913
Bädjer, N. et al.	Poröses Skelett in Stadt- und Industrieböden - Merk- male und Beeinflussung der Stoffkonzentration von Sickerwasser	917
Bäumler, R.	Bodenentwicklung und Klimageschichte im Kichik Alay, Kirgisien	921
Bailly, F. et al.	Synsedimentäre Paläo-Vertisole im Oberjura des Wiehengebirges	925
Baritz, R. et al.	Humus Forms in the Northern German Lowlands	929
Bauriegel, A.	Zur Aussagekraft von Kartenlegenden - Ein Methodenvergleich	933
Brinkmann, J. et al.	Bodengeomorphologie und Bodenverteilung auf dem Landwirtschaftlichen Versuchsgut Frankenforst, Pleiser Hügelland	937
Burghardt, W.	Städtische Pedotope und ihre Funktionalisierung	941
Bussemer, S.	Genese, Systematik und Ökologie permafrost- geprägter Böden in einem Transekt von der mittleren Taiga zur Waldtundra, Sibirien	945
Dahlhaus, M. W. et al.	Analyse unterschiedlicher methodischer Ansätze zur Ableitung und Bestimmung der Trockenrohdichte ( $\rho_t$ )	949
Dambeck, R.	Bodengenetische Interpretation von Podsolen im Buntsandstein-Odenwald	953
Dehner, U. et al.	Vom Punkt in die Fläche - zur Generierung von Flächendatensätzen für Bodenübersichtskarten im Maßstab 1:200.000	957
Dobler, L. et al.	Die Bereitstellung von Flächendatensätzen zur Methodenanwendung am Beispiel der BÜK200, Blatt Leipzig	961
Dornauf, C. et al.	Auswirkung von mechanischer Belastung durch Bau- tätigkeit auf die Versickerungsleistung eines lehmig- sandigen Bodens	965
Fetzer, K. D. et al.	Gartenböden in Südwest-Deutschland (Saarland) und Nordost-Frankreich (Lothringen)	969
Fischer-Zujkov, U.	Schwarzerden des Nordostdeutschen Jungmoränen- gebietes	973

Friedrich, K.	Die Bodenflächendaten 1:50.000 Hessen Ziele, Aufbau und Erfahrungen	977
Gaiser, T. et al.	Standortbewertung im semi-ariden Nordosten Brasilien	981
Gehrt, E. et al.	Pedogenese mitteleuropäischer Schwarzerden Teil I Neue Aspekte zur Entstehung und Gliederung der Schwarzerden	985
Gerold, G. et al.	Bodendifferenzierung und Bodenqualität im Amazonastiefland von Ecuador	989
Giani, L. et al.	Initiale Marschbodenentwicklung aus brackigen Sedimenten	993
Graef, F. et al.	Fernerkundungsgestützte Erfassung von Boden- und Landschaftseinheiten im SW-Niger (NiSOTER)	997
Günster, N. et al.	Quartäre Bodensequenzen auf den Balearen	1001
Hannemann, J. et al.	Bildung von Flächenbodenformen für die Verwendung in Karten und geographischen Informationssystemen	1005
Hannoschöck, E. et al.	Erprobung eines neu entwickelten Kunstrasen- Skelettfängers (KUNSTRA) zur Ermittlung des Staub- eintrages in den Boden	1009
Hartmann, K.-J. et al.	Klassifizierung von Bodenfunktionen für Klassen- zeichen der Bodenschätzung mittels digitaler Profildaten	1013
Hartwich, R. et al.	Boden- und Naturraumkarten in vier Dimensionen aus der forstlichen Standortserkundung im norddeutschen Tiefland	1017
Hennigs, V.	Genauigkeit kleinmaßstäbiger bodenkundlicher Aus- wertungskarten als Funktion des Aggregierungsver- fahrens bodenkundlicher Basisdaten	1021
Höke, S. et al.	Erfassung der Staubfreisetzung und -deposition von einer belasteten Brachfläche im Ruhrgebiet	1025
Jahn, R. et al.	Initialstadien der Bodenentwicklung auf Standorten der Mitteldeutschen Bergbaufolgelandschaften	1029
Kainz, W.	Zur typgerechten Nutzung der Schwarzerden	1033
Kaiser von, K. et al.	Eine spätglaziale Braunerde aus der Ueckermünder Heide. Geoarchäologische Untersuchungen in einem Dünengebiet bei Hintersee, Kreis Uecker-Randow, Mecklenburg-Vorpommern	1037
Kehl, M. et al.	Böden auf Fußflächen des argentinischen Andenosthanges- Eigenschaften, Verbreitung und Bewässerungseignung	1041
Keß, R. et al.	Bodengesellschaften Bänderparabraunerde/Grauer Tschernosem im Verzahnungsbereich von Flugsan- den und Hochflutsedimenten im nördlichen Oberrhein- graben	1045
Kühn, D.	Probleme bei der Anwendung der neuen Boden- und Substratsystematik der DBG bei der Altunterlagen- auswertung in den neuen Bundesländern	1049
Krüger, F. et al.	Geochemische Charakterisierung von bodenbilden- den Substraten in Auen der unteren Mittelelbe	1053

Kuylaars, K. et al.	Eigenschaften einer Industriebrache unter dem Aspekt der Möglichkeit des Austrages belasteter bodenbürtiger Stäube - Staubablagerungen der Eisenhüttenindustrie	1057
Noormann, M. et al.	Pedogenese naturnaher Mangrovenböden in Baja California Sur, Mexiko	1061
Reuter, G.	Statement zur Lessivé-Problematik in Mitteleuropa	1065
Rummel, B. et al.	Einfluß der Vegetation auf die Salzdynamik und Stoffflüsse in Halbwüsten am Beispiel des Dünengebietes von Nizzana (Negev/Israel)	1069
Sabel, K.-J.	Standorttypisierung für die Biotopenentwicklung, eine planungsunterstützende Auswertung auf der Grundlage der Bodenflächendaten 1:50.000 Hessen	1073
Sauer, S.	Nutzung der Bodenschätzung zur Erstellung von Bodenfunktionskarten, dargestellt am Beispiel der nutzbaren Feldkapazität	1076
Schenk, S.	Modell- und GIS-gestützte Analyse des Einflusses der Bewirtschaftung auf den Stoffhaushalt des Bodens im Gebiet der Querfurter Platte	1080
Schlüter, H. et al.	Qualitätssicherung von Profildatenbanken und Konzeptbodenkarten	1084
Schmidt, M. et al.	Pedogenese mitteleuropäischer Schwarzerden II - Organische Substanz aus Vegetationsbränden?	1088
Schmidt, R. et al.	Wasserhaushaltskomponenten und ihre Relationen in Bodenlandschaften Norddeutschlands	1092
Scholten, T. et al.	Die Bedeutung periglaziärer Lagen für Funktionen des Bodens im Ostharz	1096
Schraps von, W.-G. et al.	Digitale Stadtbodenkarten und ihre Einbindung in kommunale Umweltinformationssysteme	1100
Schrumpf, M. et al.	Entwicklung und ökologische Eigenschaften von Böden in einem Höhen transekt der südecuadorianischen Anden	1104
Sponagel, H. et al.	Bodenarealabgrenzung	
Stasch, D. et al.	Parameter zur Ableitung von Bodengesellschaften	1108
Steinberg, O. et al.	Entwicklung von Bewertungssystemen für Bodenressourcen in Ballungsräumen	1112
Steinberg, O. et al.	Vergleichende Untersuchung zur Varianz von Infiltrationsraten auf einem Sandboden in Abhängigkeit der Flächengröße des Überstauungsbereiches	1116
Szibalski, M. et al.	Bewertung der GIS-basierten Regionalisierung bodenkundlicher Kennwerte in Mittelgebirgsregionen	1120
Terhorst, S. et al.	Klassifizierung und Bewertung von Flächen nach dem „Leitfaden Flächenhafte Niederschlagswasserver-sickerung“ des Landesamtes für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz	1124
Thiere, J. et al.	Nutzung von Flächentypen zur Transformation von Bodenparametern	1128

Vahlkampf, G. et al.	Ein multifaktorieller Ansatz zur Erfassung und Quantifizierung von Bodenerosion und -deposition im semiariden Niger	1132
Vollmer, T. et al.	Waldhumusformen in Südwestdeutschland - Widersprüche zwischen Ansprache nach KA4, Regenwurmpopulationen und Eigenschaften des Oberbodens	1136
Von Twer, D. et al.	Auswirkungen von oberflächennahen Bodenverdichtungen auf die Infiltrationsleistung einer Regenwasserversickerungsmulde auf einem Lößlehm- und einem Sandbodenstandort	1140
Vorderbrügge, T.	Die Bodenflächendaten 1:50.000 Hessen; Methodische Ableitungen und Anwendungen	1144
Winzig, G. et al.	Ermittlung der Versickerungsleistung von Böden als Grundlage für die Niederschlagswasserversickerung	1148
Wittmann, O.	Aus dem Arbeitskreis für Bodensystematik Zur Bodengesellschaftssystematik - Bericht zum Stand der Diskussion	1152
Zeit, J. et al.	Die Verwendung von Flächenbodenformen der Niedermoore für Fragen des Bodenschutzes	1156

## Band 91, Heft 3

*Kommission VI mit:*

*Symposien Kommission VI und Kommission I*

*Kommission VI und Kommission II*

*Kommission VI und AG Bodenerosion*

*Kommission VI und AG Bodennutzung in Wasserschutz- und schongebieten*

Appel, T.	Wie stabil ist neu immobilisierter Stickstoff im Boden?	1163
Bartel, W. et al.	Entwicklung feldbodenkundlicher, physikalischer und mikromorphologischer Eigenschaften in rekultivierten Böden im Raum Halle/Leipzig	1167
Borken, W. et al.	Chancen und Risiken der Biokompostverwertung zur Regradation belasteter Waldböden	1171
Botschek, J. et al.	Zum Abtragungspotential der Tunnelerosion	1175
Brecht, Maïke et al.	Mikrobiologische Sanierung von mineralverunreinigten, feinkörnigen Marschböden unter aeroben und denitrifizierenden Bedingungen	1179
Brod, H.-G.	Bodenwasserhaushalt inner- und außerörtlicher Straßenstandorte - Ein Vergleich -	1183
Bundesverband Boden	Instrumente der Bundesländer zur Erfassung und Bewertung der Erosionsdisposition	1187
Deumlich, D. et al.	Anwendung von EROSION 2D/3D im Einzugsgebiet der Pege	1189
Düring, R.-A. et al.	Organische Siedlungsabfälle auf differenziert bearbeiteten Böden - Verhalten organischer Schadstoffe -	1193

Eckhardt, K. et al.	Einfluss der Güte der Bodeninformation auf die Modellierung des Landschaftswasserhaushalts	1197
Fleige, H. et al.	Onsite- und Offsite-Schäden in der Knicklandschaft Ostholsteins am Beispiel eines typischen Erosionsereignisses	1201
Friedrich, C. et al.	Ableitung bodenphysikalischer Parameter auf Basis der hessischen forstlichen Standortkartierung	1205
Gäth, S. et al.	Regionalisierung der Schwermetall sorptionskapazität zur Abschätzung der Aufnahmepotentiale peripherer Regionen für organische Abfälle. II. Darstellung der regionalen Aufnahmepotentiale und Entwicklung von Szenarien zur Bioabfallverwertung	1209
Gäth, S. et al.	Bewertung der standörtlichen Denitrifikationsleistung und N-Vorratsänderung von Böden und Bodennutzungssystemen	1213
Harrach, T. et al.	Klassifizierung von Gefügekennwerten zur Abgrenzung und Beurteilung von Schadverdichtungen nach wurzelökologischen Kriterien	1217
Hiller, D. A.	Wassererosion am Niederrhein - Extremsituationen auf schwach geneigten Hängen	1221
Hoffmann, C. et al.	Verwendung von Bodenaushub zur Sicherung schwermetallbelasteter, großflächiger Altlastenstandorte	1225
Horn, R. et al.	Bewertung der Bodenerosion in Fahrspuren nach der Toleranzgrenze der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung	1229
Hoß, T. et al.	Organische Siedlungsabfälle auf differenziert bearbeiteten Böden - Anorganische Schadstoffe -	1233
Hübl, M. et al.	Chemische und mikrobiologische Eigenschaften re kultivierter, ackerbaulich genutzter Böden im Raum Halle-Leipzig	1237
Joergensen, R. G. et al.	Langzeitbeobachtung des Elementflusses in und aus einer Terra fusca Rendzina unter Rotbuche	1241
Kaiser, Klaus et al.	Sorption von gelöstem organischen Stickstoff an Mineralphasen und Unterböden	1245
Kayser, A. et al.	Ein Feldversuch zur Sanierung eines mit Zink, Kupfer und Cadmium belasteten Standorts mit Hilfe von Pflanzen	1249
Kayser, M. et al.	Flächenhafte Bilanzierung des Wasserhaushaltes auf einem Rhyolithstandort bei Halle (Saale)	1253
Keskin, B. et al.	Bewässerungslandbau in der West-Türkei: Probleme der Bodenversalzung bzw. -alkalisierung	1257
Knieper, M. et al.	GIS-gestützte Bewertung der Befahrbarkeit von wiedervernässten Niedermooren	1261
Knicker, H. et al.	Festkörper- <sup>15</sup> N-NMR-spektroskopische Untersuchungen zur Immobilisierung von Trinitrotoluol während der biologischen Sanierung von Rüstungsaltlasten	1265

Köhler, K. et al.	Auswirkungen gestaffelter N-Düngungen auf die Nitratauswaschung auf vier Dauerversuchsfächen in Niedersachsen auf Bewertung von $N_{\min}$ -Daten als Basis der Austragsberechnungen	1269
Koszinski, S. et al.	Geoelektrische Widerstandstomographie und räumliche Variabilität von Bodeneigenschaften	1273
Kuzyakov, Y.	Priming-Effekte durch Rhizodeposition	1277
Litz, N.	Zur Abschätzung der Sickerwasserkonzentrationen aus Bodensättigungsextrakten	1281
Mahro, B. et al.	Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes von Spezialkulturen bei der Sanierung PAK-kontaminierter Böden	1285
Mekiffer, B. et al.	Probleme bei der Bewertung einer grundwasserbeeinflussten Alltlast	1289
Miethke, A. et al.	Munitions- und Bodenbelastungen auf ehemals militärisch genutzten Liegenschaften im Land Brandenburg und deren Auswirkungen auf die zivile Nachnutzung	1293
Mollenhauer, K. et al.	Ableitung von C-Faktoren der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung für Ölbaumkulturen im westlichen Anatolien	1297
Müller, I. et al.	Verminderung der Schwermetallmobilität in belasteten Böden durch eine Fe-Oxidgabe	1301
Perl, T. et al.	Dämpfung und Verminderung des Oberflächenabflusses in Agrarlandschaften durch begrünte Abflussmulden	1305
Prasuhn, V.	Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen im Einzugsgebiet des Bodensees 1996/97	1307
Reuter, H. I.	Untersuchungen zur Zwischenrillenerosion - Vergleich von pulsierender und kontinuierlicher Regensimulation	1311
Ringe, H. et al.	Stoffkonzentration der Grundwasserneubildung unter Kiefern-Reinbeständen bzw. Kiefern/Buchen-Mischbeständen auf Sandböden	1315
Scheffer, B. et al.	Stoffumsetzungen in einer Tiefpflugdeckkultur aus kalkhaltigem Niedermoor	1319
Schindler, U. et al.	Sind Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von weniger als $50\text{mgNO}_3/\text{l}$ auf Ackerstandorten in Nordostdeutschland realistisch?	1323
Schmelmer, K. et al.	Grasfilterstreifen auf Ackerland - Verminderung des Bodenabtrags und Einfluß auf die Hanghydrologie	1327
Schobel, S. et al.	Beregnungsversuche zur Abschätzung des Hochwasser-Minderungspotentials tiefgelockerter Mittelgebirgsböden im Vergleich zu ungelockerten Böden	1331
Schröder, D. et al.	Gefügeverbesserung in Neulandböden aus Löß durch eine komplexe Melioration	1335



**MITTEILUNGEN**

**DER**

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN**

**GESELLSCHAFT**

**AG Böden in SCHLESWIG-HOLSTEIN zum Thema:**

**„Raumbezogene Informationsgrundlagen**

**für Bodennutzung und Bodenschutz“**

**21. April 1999 in Osterrönfeld**

**Band 91**

**Heft 1**

**1999**





# Schutzgut Böden – auch in Planungs- und Genehmigungsverfahren ?

*Dipl.-Geogr. Axel Braskamp*

## **Vorbemerkung:**

Die folgenden Darstellungen beruhen auf meiner subjektiven Auswahl, die geprägt ist von der eigenen Planungstätigkeit vorwiegend im ländlichen Raum. Die Erfahrungen sollen nicht unbedingt verallgemeinert, wohl aber systematisiert werden. Die daraus entstehenden Fragen können hilfreich sein, um in der Umsetzung des vorsorgenden Bodenschutzes ein Stück weiterzukommen.

## **1. Die Beteiligten - Wer weiß was ?**

Es gibt ein Bodenschutzgesetz, welches rechtswirksam ist, dessen Umsetzung und Anwendung die an Planungs- und Genehmigungsverfahren Beteiligten aber z.T. ahnungslos vorfindet. Die Beteiligten sind:

- die Kommune oder der Vorhabenträger,
- der für sie Planende,
- die Genehmigungsbehörde und
- die Bodenkunde (?)

## **Vorhabenträger:**

Ein Vorhabenträger ist in der Regel aus wirtschaftlichen Gründen interessiert, ein Vorhaben zu realisieren. Er sucht sich zumeist einen Planer, der fachlich sein Vorhaben von der Idee bis zur Realisierung optimal entwickeln kann. Bei vorausschauenden Vorhabenträgern ist ein Kriterium für die Wahl des Planers auch seine Fähigkeit fachübergreifend möglichst viele betroffenen Belange schon in einem frühen Planungsstadium einbeziehen zu können. Bei größeren Vorhaben ist Projektmanagement heute selbstverständlich, welches möglichst viele Belange von vornherein einbezieht. Dabei ist auch die Berücksichtigung bodenschutzrelevanter Fragen als selbstverständlich anzusehen.

## **Kommunen:**

Anders verhält es sich mit den Kommunen als Träger der Planungshoheit für die Bauleitplanung und Landschaftsplanung innerhalb ihrer Gemeindeflächen. Im ländlichen Raum, insbesondere natürlich in strukturschwächeren Regionen wirken die Gemeinden mit Finanzhaushalten am Rande des Ruins. In der Regel sind ihre Planungsschritte nicht von sich aus auf Vorsorge ausgerichtet, sondern auf die Realisierung kleinerer Bauvorhaben, die über die Bauleitplanung vorbereitet und rechtsverbindlich abgesichert werden sollen. Da die Gemeindevertretungen und gewählten Bürgermeister i.d.R. ehrenamtlich tätig sind, fehlt vielfach Zeit, Kenntnis und Einsicht in die erforderlichen Planungsschritte und andere fachliche Erfordernisse. Oft sind selbst die Vorgaben des Baugesetzbuches (BauGB) an die Bauleitplanung und des Naturschutzgesetzes (LNatSchG) an die Landschaftsplanung den Gemeindevertretern nicht bekannt, die den Planer auswählen, beauftragen und über die Planung beraten und entscheiden sollen. Es wird daher niemanden verwundern, daß die Kostenfrage auch für die Auswahl des Planers die entscheidende Rolle spielt. (Die HOAI bietet m.E. genügend Spielraum, selbst Unterschreitungen der Mindestsätze haben keine Folgen). Wer als Planer in diesem Umfeld auf das Bodenschutzgesetz hinweist oder gar kostenträchtige Kartierungen, Gutachten usw. für erforderlich hält und dies auch vorher kundtut, erhöht nicht eben seine Chancen auf Beauftragung.

### **Planer:**

Sind dies die Rahmenbedingungen für den Planer/ die Planerin, so stellt sich dazu die Frage nach der bodenkundlichen Kompetenz. Wann kennt ein Planer die „Grundsätze der guten fachlichen Praxis“ (§ 17 BBodSchG) und wie konkretisieren sich diese Grundsätze? Wann ist die „...erforderliche Sachkunde und Zuverlässigkeit... sowie die erforderliche gerätetechnische Ausstattung...“ (§ 18 BBodSchG) gegeben, um beratend und planend tätig werden zu können. Für den Bereich der historischen Erkundungen, der Altlasterkundung, die Probenahme und Analytik usw. gibt es heute Standards. Aber im Bereich der Bewertung, im vorsorgenden Bodenschutz und in der Bewertung der natürlichen Bodenfunktionen und ihrem Schutz vor Beeinträchtigungen liegen anerkannte Standards noch nicht vor. Wer nicht in die fachkundliche und wissenschaftliche Diskussion eingebunden ist, gerät ins Hintertreffen. Mein Eindruck ist, das dies heute die Regel und nicht die Ausnahme ist. Die Ansicht, daß der Planer wegen der nicht vorhandenen Regelwerke „...Freiräume ausloten...“ könne, ist angesichts der realen Verhältnisse eine Illusion.

### **Genehmigungsbehörde:**

Die Genehmigungsbehörde für Bauvorhaben ist in der Regel der Kreis. Er ist auch zuständige Behörde für die Anwendung des BBodSchG. Flächennutzungspläne sind durch das Land zu genehmigen. Verbindliche Bebauungspläne unterliegen nicht (mehr) der Genehmigungspflicht. Wie auch Landschaftspläne ist die untere Baubehörde und Landschaftspflegebehörde als TÖB zu beteiligen. Die festgestellten Pläne sind nur bekanntzumachen bzw. anzuzeigen. Also müßte, insbesondere wenn es um vorsorgenden Bodenschutz geht, bei den Kreisen Personal vorhanden sein, welches den Vollzug des BBodSchG bewirken kann. Auch dies ist heute i.d.R. nicht der Fall, weder personell noch fachlich.

Bei den meisten Genehmigungsbehörden der Kreisverwaltungen heißt BBodSchG heute: Bearbeitung von Altlasten- und Schadensfällen. Vorsorge wird nicht thematisiert.

Wer definiert den „... die Böden mit besonderer Bedeutung.“ und den „...anzustrebenden Zustand.“. „Wer wirkt auf beeinträchtigende Nutzungen...“ ein, wie es in einem Positionspapier der LABO heißt. Auf der damit betrauten Ebene der Kreise vermutlich keiner.

## **2. Bodenschutzaspekte in verschiedenen Planungen**

### **Landschaftsplanung:**

In einem Landschaftsplan einer Gemeinde im Kreis Nordfriesland heißt es im Kapitel: *Entwicklungsziele* über die allgemeinen Leitideen zum Schutzgut Boden:

„Für das Schutzgut Boden sind die folgenden Ziele anzustreben:

- Minimierung stofflicher und bodenphysikalischer Belastungen des Bodens;
- Minimierung der Bodenerosion durch Wind und Wasser
- Minimierung der vom Boden in die Umwelt ausgehenden Emissionen;
- Beschränkung des weiteren Bodenverbrauchs;
- Ausweitung naturverträglicher Bewirtschaftungsformen und Wiederherstellung von Stoffkreisläufen;
- Sicherung und Wiederherstellung naturnaher bodenökologischer Verhältnisse seltener Bodengesellschaften.“

Im Kapitel: *Maßnahmen zum Schutz, zur Pflege und Entwicklung von Natur und Landschaft* heißt es beispielsweise für eine Landschaftseinheit zum Schutzgut Boden :

„Mineralische und organische Düngung auf Moorflächen sollten unterbleiben, ansonsten nur den Entzug ausgleichen. Erhöhte Freisetzung von Nährstoffen z.B. durch Grünlandumbruch im Herbst oder durch zu tiefe Entwässerung von Niedermoor sollte vermieden werden. Der Grünlandanteil sollte nicht verringert und extensiv bewirtschaftet werden. Schleppen und Walzen sollte, wenn überhaupt so früh wie möglich vor Beginn der Brutperiode der Wiesenvögel erfolgen.“

In einer Stellungnahme des Bauernverbandes zu diesem Landschaftsplan lehnt dessen Vertreter die genannten Schutzziele mit folgendem Bemerkung ab:

„Zum Thema 'Allgemeine Leitideen' hier z.B. Boden.....fragt sich der Unterzeichnende allen Ernstes, was die 98 % der konventionell wirtschaftenden Berufskollegen bisher gemacht haben.“

Leider bleibt er selber eine Antwort schuldig. Auch in anderen Stellungnahmen wird von Bevormundung, Tatbestand der Enteignung u.ä. gesprochen. In anderen Landschaftsplänen halten solche Zielformulierungen gar nicht bis zum Planentwurf durch, sondern werden schon vorher gestrichen. Eine Umsetzung dieser Ziele und Maßnahmen wird es aller Voraussicht nach ohnehin nicht geben, wenn nicht auch andere Instrumente für den Bodenschutz entwickelt werden.

Wie und wer soll da Schutzziele definieren, etwa „... Böden mit besonderer Bedeutung ...“ feststellen, einen „... anzustrebenden Zustand und die hierfür erforderlichen Maßnahmen aufzeigen...“ und „... zur Erhaltung von Böden mit besonderer Funktionserfüllung sowie von ungestörten oder besonders empfindlichen Böden beitragen, indem sie auf beeinträchtigte Nutzungen einwirkt...“ ( aus: Positionspapier LABO, 21.1.99). Die Erstellung der Landschaftspläne ist landesweit schon fast abgeschlossen, da wird die richtige Forderung aufgemacht, die zuständigen Fachverwaltungen der Länder hätten Methoden zu entwickeln, um die relevanten Bodenfunktionen erfassen und bewerten zu können (ebenda).

De facto heißt das für Schleswig-Holstein, daß die Landschaftsplaner auf mehr als 2/3 der Landesfläche keine vergleichbaren Methoden angewendet haben, wenn überhaupt eine Bodenbewertung durchgeführt wurde. Vielfach wurde nur mit Hilfe der Boden- und Ackerzahlen die Ertragsfähigkeit bewertet oder nach Angaben der Bodenschätzung die Bodenart dargestellt.

### **Bauleitplanung**

In der neuesten Fassung des Baugesetzbuches (BauGB) von 1997 sind in der Bauleitplanung nach § 1a Umweltschützende Belange in die Abwägung einzubeziehen. „ Mit Grund und Boden soll sparsam und schonend umgegangen werden, dabei sind Bodenversiegelungen auf das notwendige Maß zu begrenzen.“ Auch der Ausgleich und Ersatz von und für Eingriffe in Natur und Landschaft sollen bereits in der Bauleitplanung berücksichtigt werden. Darauf aufbauend ist durch gemeinsamen Runderlaß des Umwelt- und des Innenministeriums (Runderlaß vom 3.7.1998. in: Amtsblatt für Schleswig-Holstein Nr. 31 vom 3.8.1998) das Verhältnis der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung zum Baurecht geregelt worden. In einer Anlage zu diesem Erlaß werden Hinweise für die Anwendung gegeben und dabei Angaben zur Erfassung des Schutzguts Boden dargestellt:

#### **„2.2.2 Boden**

- Auf der Grundlage einer kleinräumigen Erfassung der Bodenarten und -typen (z.B. unter Berücksichtigung der Reichsbodenschätzung und der Bodentypenkarte) sowie des Reliefs sind die Flächen auszugrenzen,
- auf denen Böden zu erhalten sind,
  - auf denen Veränderungen im Bodenaufbau die Bodenfunktionen in besonderer Weise beeinträchtigen können,
  - die für die Sicherung und Entwicklung der Bodenfunktion besonders geeignet sind.“

Dies läßt Interpretationsspielraum, kann aber als eindeutige Handlungs- bzw. Planungsaufforderung gelten. Auch für die Bemessung von Ausgleichsmaßnahmen für Eingriffe in den Boden, hier Bodenversiegelung, werden Maßstäbe gegeben:

- Bodensiegelung in gleicher Größe wie -versiegelung oder
- im Verhältnis 1 : 0.5 für vollversiegelte Flächen und 1 : 0.3 für teilversiegelte Oberflächen müssen anderswo Flächen aus der landwirtschaftlichen Nutzung genommen werden, wobei immer von der entsprechend der baulichen Festsetzungen zulässigen Maximalbebauung auszugehen ist.

Auch hier finden sich Bemessungsspielräume; jedoch ist eine relative Gleichbehandlung möglich, da alle an Planung und Genehmigung Beteiligten erkennen können warum welcher Eingriff wieviel Ausgleich erfordert.

Weitere Grundsätze für eine fachliche Bewertung des oben zitierten Kapitels 2.2.2 sollten durch die Fachbehörde erarbeitet werden.

### **Vorhabenplanung**

Bezüglich der Herangehensweise an bodenschutzrelevante Aspekte bei der Ausgleichsregelung von Vorhaben hat das LANU einige Beispiele zusammengestellt. Aus ihnen geht hervor, daß Ersatz- und Ausgleichsmaßnahmen in einer sehr großer qualitativen und quantitativen Bandbreite toleriert bzw. genehmigt werden. Während zum Beispiel die Zerstörung von 186.000 m<sup>2</sup> Bodenoberfläche und Bodenentnahmen bei einer Deichverstärkungsmaßnahme nicht ausgeglichen und nicht durch Ersatzmaßnahmen kompensiert werden, wurden andernorts die Versiegelung durch Leitungsmasten mit der Neuanlage klassischer Biotopelemente (Knicks u.ä.) kompensiert. Bei Windenergieprojekten ist der Ausgleich sogar soweit pauschaliert, daß der bewirkte Eingriff nach der installierten Leistung durch aus der Nutzungnahme landwirtschaftlicher Flächen ausgeglichen wird. So muß für eine WKA von 1,5 MW - Leistung (Bodenversiegelung ca 100 m<sup>2</sup>) eine Fläche von 9.000 m<sup>2</sup> auf Dauer stillgelegt werden.

### **3. Defizite und Vorschläge**

Für eine Abarbeitung der im Rahmen von Bauleitplanung zu thematisierenden Bodenschutzbelange erscheint das Instrumentarium ausreichend.

Insbesondere für den vorsorgenden Bodenschutz, der über die Landschaftsplanung fachlich eingebunden werden kann, müssen durch die Landesfachbehörde reproduzierbar anwendbare Methoden der Bewertung der Lebensraumfunktionen, wie sie BBodSchG in § 2 Abs.(2) Nr.1 fordert, entwickelt werden. Auf der Grundlage der Methodik hätte eine flächenhafte Ausweisung der so bewerteten Böden zu erfolgen. Dies mag auf den ersten Blick ein weiterer Anlauf deutscher Regelungswut sein. Es würde damit aber die Möglichkeit geschaffen, daß prüfende bzw. genehmigende Behörde, Vorhabenträger, Gemeinden und Planer einen gleichen methodischen und qualitativen Bezugspunkt für den Bodenschutz und damit sowohl Planungssicherheit wie auch Kostentransparenz zu etablieren.

Da bodenschutzrelevante Ziele in den meisten Landschaftsplänen nur als Worthülsen auftauchen, die so nie eine tatsächliche Entwicklungsmöglichkeit erfahren werden, halte ich es für sinnvoll, auch andere Wege zu gehen. Denkbar ist eine Modifizierung des Vertragsnaturschutzes, bei dem mit entsprechenden vertraglichen Regelungen zur Bodenbearbeitung/ Nutzungsintensität die Erhaltung und Entwicklung wertvoller Biotoptypen mit Ausgleichszahlungen honoriert werden. Dies könnte ein *Vertragsbodenschutz* für Böden mit besonderer Funktionserfüllung sein. Es könnte vertragliche Regelungen für Flächen geben, auf denen Bewirtschaftung, Bodenbearbeitung, Entwässerung usw.festgelegt und eingeschränkt und dafür Ausgleichszahlungen vereinbart werden. Ein Teil der Flächen dürften deckungsgleich mit den Flächen sein, auf denen Vertragsnaturschutz gewollt ist. Ein anderer Teil ergibt sich aus der oben beschriebenen Aufgabe des LANU, entsprechend bewertete Böden auch in der Fläche auszuweisen.

Sowohl die zu erarbeitende Bewertungsmethodik als auch Vertragsbodenschutz müßten klare Regelungen mit einfacher Nachvollziehbarkeit enthalten. Sie müßten mittel bis langfristig (> 5 Jahre) gelten können und einen angemessenen finanziellen Ausgleich enthalten.

## Die Bodenübersichtskarte 1:200 000 (BÜK 200) Blatt Flensburg

*Burbaum, B. & Janetzko, P.*

**Allgemeines:** Die Bodenübersichtskarte im Maßstab 1 : 200.000 ist ein bundesweites und bundeseinheitliches Kartenwerk. Die Redaktion liegt bei der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). Die Staatlichen Geologischen Dienste der Länder arbeiten der BGR zu, indem sie die einzelnen Kartenblätter bodenkundlich bearbeiten. Es gelten die Regeln der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA4), sowie einige spezielle Vorgaben für das Kartenwerk BÜK 200.

**Zum Plot und zur gedruckten Karte:** Bei dem Plot handelt es sich um die erste digitale Version der BÜK 200 Flensburg, die uns die BGR freundlicherweise für diese Tagung zu Verfügung gestellt hat. Sowohl die Flächenfarben als auch die Legendeneinheiten können sich noch geringfügig ändern. In der gedruckten Karte wird die Topographie wie gewohnt in Grautönen hinterlegt sein. Die Karte kann in naher Zukunft über das Geo-Center in Stuttgart bezogen werden.

**Zum Inhalt:** Aufgrund der Wechselhaftigkeit in der Struktur der Bodendecke lassen sich im Maßstab 1 : 200.000 keine einzelnen Bodenformen darstellen, weshalb die Bodeneinheiten der Karte Bodengesellschaften mit dominierenden Leitböden und untergeordnet vorkommenden Begleitern sind. Die Grenzen der Bodeneinheiten sind in der Regel gleichzeitig Grenzen hydrographisch-geomorphologischer Einheiten, da Wasserverhältnisse, Substrat und Relief als wichtigste bodenbildende Faktoren in unserem Klima auch die Ausprägung des Bodentyps wesentlich bestimmen. Die Bodengesellschaft eines glazialen Beckens mit Grundwassereinfluß unterscheidet sich z.B. grundlegend von der einer sandig ausgebildeten Endmoräne mit starkem Relief und wechselnder Hydrographie.

Die Bodeneinheiten sind jeweils einer Bodengroßlandschaft und jede Bodengroßlandschaft einer Bodenregion zugeordnet. In den Bodenregionen findet sich die klassische Dreiteilung Schleswig-Holsteins in Küstenholozän (Marsch und Inseln), Altmoräne (Geest und Vorgeest) und Jungmoräne (östl. Hügelland) wieder. Das vorgegebene Gliederungsprinzip für die hierarchisch nach unten folgenden Bodengroßlandschaften ist stark an die Substrate (Sand, Lehm) geknüpft. Dies ist aus unserer Sicht für Schleswig-Holstein, wo beispielsweise die jungeszeitlichen Strukturen sehr eng zusammenrücken ungünstig. Praktikabler und von der Bodenvergesellschaftung her besser nachzuvollziehen wäre die Gliederung der Jungmoräne in einen trockeneren, zur Ostsee entwässernden Bereich mit jungen Gletschervorstößen und einen feuchteren, zur Nordsee entwässernden Bereich mit älteren Gletschervorstößen. Auch die Zuordnung der einzelnen Bodeneinheiten zu jeweils nur einer Bodengroßlandschaft halten wir für ungünstig, da so die sogenannten Durchläufer wie Moore und Böden aus Dünen sand unnötig häufig in der Legende wiederholt werden müssen. Schließlich erscheint die Kürzelschreibweise in der nach KA 4 geforderten Form mit Blick auf interessierte Laien, Landwirte, Planer und andere Nutzer ungeeignet.

**Anwendungsmöglichkeiten:** Die Ausweisung von Bodengesellschaften in der BÜK 200 richtet sich wie oben beschrieben im wesentlichen nach dem Ähnlichkeitsprinzip, und weniger nach den Stoffflüssen in der Landschaft. Die BÜK 200 versteht sich demnach als Basiskarte, aus der je nach Fragestellung Einzelinformationen extrahiert und gegebenenfalls mit Zusatzinformationen verschnitten werden können. Interessiert zum Beispiel die nutzbare Feldkapazität, läßt sich diese mittels der angefügten Datensätze berechnen, möchte man jedoch eine Abschätzung der Erosionsneigung vornehmen, müssen zusätzliche Informationen zum Relief, zu Erosionsbarrieren (Knicks), zur Nutzung und zu Niederschlägen eingeholt werden. Die BÜK 200 ist in diesem Sinne eine klassische Karte der Flächeninventur und bietet damit einem großen Kreis von Anwendern unterschiedliche Einsatzmöglichkeiten. Einige Beispiele:

Der Landschaftsplaner kann mit Blick auf das Biotopentwicklungspotential grundwasserbeeinflusste von grundwasserfernen Flächen trennen.

Dem Wasserwirtschaftler gibt die Karte Informationen für die Berechnung der Durchlässigkeit und der Grundwasserneubildung.

Der Bodenschützer kann der Karte die Lage besonders empfindlicher oder für den Landschaftshaushalt besonders leistungsstarker Böden entnehmen.

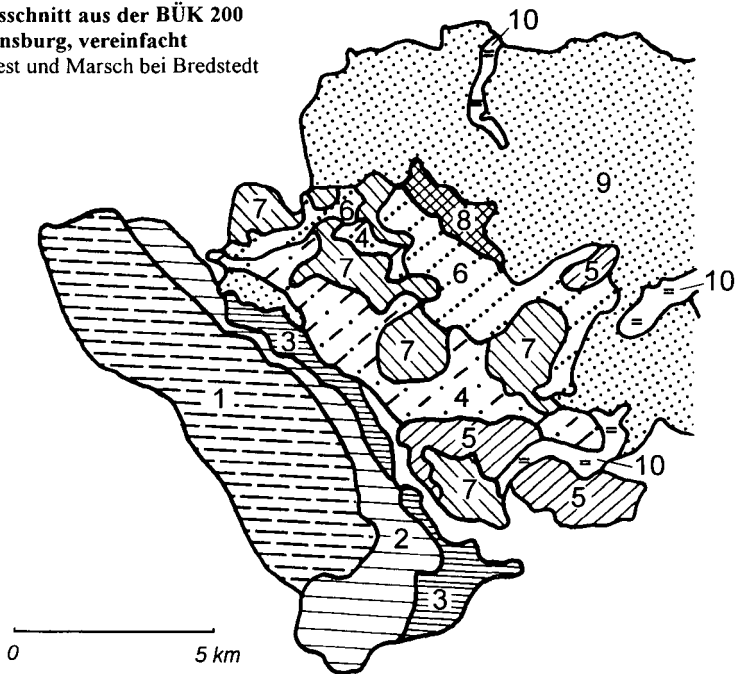
Der Landschaftsökologe kann unter Zuhilfenahme eines Höhenmodells Berechnungen zum Stofftransport in der Landschaft vornehmen.

Für alle Anwender gilt es jedoch gleichermaßen, dem Übersichtscharakter und dem Maßstab der Karte Rechnung zu tragen. Das heißt, daß die Karte für regionale und überregionale Betrachtungen gut geeignet ist. Für örtliche Planungen und Anwendungen kann sie jedoch nur ein erster Anhaltspunkt sein; hier muß auf andere Informationsgrundlagen (Bodenkarte 1 : 25.000, Bodenschätzung etc.) zurückgegriffen werden.

**Stand der Arbeiten an der BÜK 200:** Bisher sind auf Bundesebene die Blätter München und Braunschweig sowie auf Landesebene das Blatt Neumünster erschienen. Für Schleswig-Holstein soll in diesem Jahr das Blatt Flensburg mit Westerland folgen. Die Blätter Lübeck und Hamburg-Ost werden derzeit im Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein bearbeitet, so daß in den nächsten Jahren mit der Veröffentlichung gerechnet werden kann. Ein genauer Termin kann wegen der länderübergreifenden Bearbeitung noch nicht genannt werden. Schleswig-Holstein ist jedenfalls in einer guten Position als erstes Bundesland die Arbeiten an der BÜK 200 in der bundeseinheitlich abgestimmten Form für die gesamte Landesfläche abzuschließen.

**Ausblick:** Um die erwähnten Schwachstellen der BÜK 200, die sich aus den nationalen Vorgaben ergeben, auszuräumen und eine moderne Bodenkarte von ganz Schleswig-Holstein auf einem Kartenblatt herausgeben zu können, ist daran gedacht, eine Bodenübersichtskarte 1 : 250.000 für Schleswig-Holstein auf Grundlage der BÜK 200 zu erstellen.

**Ausschnitt aus der BÜK 200  
Flensburg, vereinfacht  
Geest und Marsch bei Bredstedt**



*Böden der Marschen und Moore im Tideeinflußbereich (tidal-marine bis tidal-brackisch)*

1. Überwiegend Kalkmarsch aus Sand bis Schluff, gering verbreitet Kleimarsch aus Schluff und selten Kalkmarsch aus Schluff bis Ton
2. Vorherrschend Kleimarsch und gering verbreitet Dwogmarsch aus Schluff bis Ton
3. Vorherrschend bis ausschließlich Dwogmarsch bis Knickmarsch aus Schluff bis Ton

*Böden der Grundmoränenplatten und Endmoränen im Altmoränengebiet*

4. Verbreitet podsolierte Braunerde bis Braunerde-Podsol aus Flug- bis Geschiebedecksand über tiefem Geschiebesand, verbreitet podsolierte Pseudogley-Braunerde und verbreitet Podsol bis Pseudogley-Podsol aus Flug- bis Geschiebedecksand über tiefem Geschiebelehm
5. Verbreitet podsolierter Pseudogley, verbreitet podsolierte Pseudogley-Braunerde und gering verbreitet Pseudogley-Podsol aus Geschiebedecksand über (tiefem) Geschiebelehm
6. Überwiegend vergleyter Podsol bis Gley-Podsol aus Flug- bis Geschiebedecksand und gering verbreitet vergleyter Pseudogley-Podsol aus Flug- bis Geschiebedecksand über tiefem Geschiebelehm
7. Überwiegend Pseudogley-Podsol, gering verbreitet Pseudogley-Braunerde bis Pseudogley aus Flug- bis Geschiebedecksand über (tiefem) Geschiebelehm und gering verbreitet podsolierte Braunerde bis Podsol-Braunerde aus Geschiebedecksand
8. Verbreitet podsolierter Gley-Pseudogley, gering verbreitet Podsol bis Gley-Podsol und gering verbreitet Gley aus Geschiebedecksand bis Flugsand über (tiefem) Geschiebelehm

*Böden der Niederungen und Urstromtäler des Altmoränengebietes*

9. Überwiegend vergleyter Podsol bis Gley-Podsol und gering verbreitet Gley bis Anmoorgley aus Flugsand über Sandersand, selten Niedermoor über Sand
10. Vorherrschend Niedermoor z.T. über Sand





## Anforderungen an Informationsgrundlagen gemäß Bundesbodenschutzgesetz

*Dr. Sven Christensen*

§ 21 Abs. 4 BBodSchG lautet:

Die Länder können bestimmen, daß für das Gebiet ihres Landes Bodeninformationssysteme eingerichtet und geführt werden. Hierbei können insbesondere Daten von Dauerbeobachtungsflächen und Bodenzustandsuntersuchungen über die physikalische, chemische und biologische Beschaffenheit des Bodens erfaßt werden.

Hieraus ergibt sich die erste Anforderung an die Informationsgrundlagen hinsichtlich des thematischen Umfangs der Informationsgrundlagen:

### **1. Erfassung der physikalischen, chemischen und biologischen Beschaffenheit des Bodens**

Der Zweck dieser Bestimmung ergibt sich aus § 21 Abs. 3:

Die Länder können darüber hinaus Gebiete, in denen flächenhaft schädliche Bodenveränderungen auftreten oder zu erwarten sind, und die dort zu ergreifenden Maßnahmen bestimmen sowie weitere Regelungen über gebietsbezogene Maßnahmen des Bodenschutzes treffen.

Um dieser Zielsetzung entsprechen zu können, ist es erforderlich, daß die Informationen zum Bodenzustand die Fläche des Landes abdecken. Aus der Formulierung im Gesetzestext „... in denen flächenhaft schädliche Bodenveränderungen ... zu erwarten sind, ...“ ergibt sich die Anforderung, Aussagen über die zukünftige Bodenentwicklung zu treffen. Dies ist jedoch allein auf der Grundlage von Risikomodellen möglich. Hieraus ergeben sich die weiteren Anforderungen an die Informationsgrundlagen:

### **2. Die Informationsgrundlagen müssen den gesamten Raum des Landes umfassen.**

### **3. Die Informationsgrundlagen müssen Modellierungen zum Zwecke der Risikoabschätzung insbesondere hinsichtlich der zukünftigen Bodenentwicklung ermöglichen.**

Die inhaltlichen Anforderungen an die Informationsgrundlagen ergeben sich erstens aus Forderung nach Erfassung der physikalischen, chemischen und biologischen Beschaffenheit des Bodens und zweitens aus der Legaldefinition des Begriffes „schädliche Bodenveränderung“ im § 2 Abs. 3 BBodSchG.

Danach sind schädliche Bodenveränderungen Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen, die geeignet sind, Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für den einzelnen oder die Allgemeinheit herbeizuführen. Zweck des Gesetzes ist nach § 1 BBodSchG, nachhaltig die Funktionen des Bodens zu sichern oder wiederherzustellen... und Vorsorge gegen nachteilige Einwirkungen auf den Boden zu treffen. Bei Einwirkungen auf den Boden sollen Beeinträchtigungen seiner natürlichen Funktionen sowie seiner Funktion als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte so weit wie möglich vermieden werden. Die vorrangige natürliche Bodenfunktion ist aus wissenschaftlicher Sicht, seine Funktion als Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen auf Grund der

---

\* *Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein  
Geologischer Dienst Schleswig-Holstein  
Hamburger Chaussee 25, 24220 Flintbek*

Filter- Puffer- und Stoffumwandelungseigenschaften (§ 2 Abs. 2 Ziff. 1c), da diese bestimmend sind für die Lebensraumfunktion und der Wasser- und Nährstoffkreisläufe. Da diese Regelungsfunktionen auch die Stoffkreisläufe bestimmen, müssen die Informationsgrundlagen auch Angaben zu den Regelungsfunktionen enthalten. Hieraus ergibt sich eine weitere Anforderung hinsichtlich der Inhalte der Informationsgrundlagen:

#### **4. Angaben zur Filter-, Puffer- und Transformationskapazität von Böden (Porengrößenverteilung, -kontinuität, Adsorptionskapazität und Enzymaktivität)**

Da nach § 4 Abs. 4 bei der Erfüllung der boden- und altlastenbezogenen Pflichten die zulässige Nutzung und das sich daraus ergebende Schutzbedürfnis zu beachten ist, sollten in den Informationsgrundlagen auch Angaben über die bestehenden und zulässigen Nutzungen enthalten sein.

#### **5. Angaben über bestehende und planungsrechtlich zulässige Nutzungen und Modellvorstellungen über nutzungsabhängige Einwirkungen auf den Boden.**

Aus § 11 ergibt sich das Erfordernis zur Erfassung der Altlasten und der altlastverdächtigen Flächen. Hieraus ergibt sich folgende Anforderung an die Informationsgrundlagen:

#### **6. Altlastenkataster unter Angaben der Lage, der Art und Umfang von Kontaminationen (schädlicher Bodenveränderungen).**

Um der Zielsetzung des Bundes-Bodenschutzgesetzes nach Sicherung und Wiederherstellung der Bodenfunktionen bzw. Vorsorge gegen nachteilige Einwirkungen auf den Boden zu entsprechen, sind Risikoabschätzungen auf der Grundlage der vorliegenden bzw. zu erarbeitenden Informationen erforderlich. Um normsetzende Wirkungen zu erzielen, sind nicht nur beobachtende und beschreibende Aussagen bzw. Daten notwendig, sondern auch stärker quantifizierende Aussagen basierend auf einer Risikoabschätzung.

Defizite bestehen bei der Entwicklung von wissenschaftlich abgesicherten quantifizierenden Wirkungsmodellen, die auf der Grundlage der bestehenden und weiter auszubauenden Informationsbasis (Einzeldaten) Risikoabschätzungen zur quantifizierenden Konsequenzanalyse staatlicher Maßnahmen und gesellschaftlichen Handelns zulassen. Diese an den bestehenden Problemstellungen orientierte Modellentwicklung stellt eine grundlegende Voraussetzung dar, die breit gefächerten unzähligen Einzelinformationen sachgerecht zusammenzuführen, die Informationsbasis zielgerichtet zu erschließen, und damit als Entscheidungsgrundlage nicht nur für politisches Handeln zu dienen. Die **Entwicklung quantifizierender Wirkungsmodelle** als Grundlage einer Konsequenzanalyse ist die herausragende zentrale Anforderung, der die für den Bodenschutz zuständigen Stellen in Zusammenarbeit u.a. mit Fachhochschulen und Universitäten in Zukunft verstärkt entsprechen müssen.

Die Entwicklung von quantifizierenden Wirkungsmodellen setzt die Kenntnis der verschiedenen Stoff- und Regelungskreisläufe im Boden und deren gegenseitige Abhängigkeit voraus. Diese sind heute nur z.T. bekannt und beschrieben. Die wesentlichen Bodenbildungsprozesse sind hinreichend in der Literatur beschrieben, die Abhängigkeit von einzelnen Stoffkreisläufen sind dargestellt, die Interdependenzen zwischen den verschiedenen Stoffkreisläufen, die wiederum die Bodenbildungsprozesse als auch die zentralen Regelungsfunktionen beeinflussen, werden in der Literatur jedoch weitgehend sektoral diskutiert.

Wir kennen die einzelnen Bodenbildungsprozesse (Umwandlungs- und Verlagerungsprozesse), deren Abhängigkeit von den physiko-chemischen Bedingungen (Eh, pH ), von der Feuchte, Art des Ausgangsgesteins, Bodentemperatur, Aktivität der Bodenorganismen etc.

Wir beschreiben die einzelnen Stoffkreisläufe, wie Stickstoff-Kreislauf, Schwefel-Kreislauf, Kohlenstoff-Kreislauf, Phosphor-Kreislauf, Sauerstoff-Kreislauf die durch dieselben physiko-chemischen Bedingungen gesteuert werden wie die Bodenbildungsprozesse. Welche quantitativen

Auswirkungen Änderungen der einzelnen Stoffkreisläufe auf die Bio- und Phytozöosen haben, ist nur z.T. bekannt. Wenn wir aber der im BBodSchG formulierten Verpflichtung des Schutzes des Bodens als Lebensraum für Pflanzen und Bodenorganismen nachkommen wollen, müssen diese gegenseitige Abhängigkeiten, die Ursachen-Wirkungskomplexe, näher untersucht und problemorientiert in quantifizierenden Wirkungsmodelle eingebunden und digital in ein Auswerteprogramm umgesetzt werden, um eine problemorientierte digitale Methodenbank aufzubauen. Die **zentrale Anforderung an Informationsgrundlagen gemäß Bundes-Bodenschutzgesetz** ist zuerst an die Wissenschaft zu richten quantifizierende Wirkungsmodelle zu erarbeiten, die wiederum rückwirkend die Anforderungen definieren, die von den Informationsgrundlagen abgedeckt werden müssen. Bezogen auf den Bodenschutz ist hierin eine der herausragenden wissenschaftliche Aufgabe für die Fachhochschulen und Universitäten in Zusammenarbeit mit den Fachbehörden zu sehen.

### **7. Die Dateninhalte der Informationsgrundlagen müssen quantifizierende Wirkungsmodelle unterstützen (Zentrale Anforderung)**

Die Notwendigkeit zur Erstellung von Modellen wird am Beispiel der Betrachtung der Bodenabträge deutlich. Nach § 17 Abs. 2 Ziff. 4 sollen Bodenabträge durch standortangepasste Nutzung, insbesondere durch Berücksichtigung der Hangneigung, der Wasser- und Windverhältnisse sowie der Bodenbedeckung möglichst vermieden werden.

Der langjährige, mittlere jährliche Bodenabtrag in t/ha ergibt sich aus dem Erosionsmodell, der die Universal Soil Loss Equation (USLE) zugrunde liegt.

$$A = R * K * L * S * C * P$$

wobei

R = Regen- und Oberflächenabflussfaktor in N/h

K = Bodenerodierbarkeitsfaktor

L = Hanglängenfaktor

S = Hangneigungsfaktor

C = Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor

P = Erosionsschutzfaktor sind.

Zur Bestimmung des Bodenerodierbarkeitsfaktor sind folgende Parameter festzustellen:

- Gehalt an Schluff zuzüglich Feinstsand,
- Gehalt an Sand abzüglich Feinstsand,
- Humusgehalt,
- Aggregatklasse
- Durchlässigkeitsklasse.

Aufgrund der Anforderungen des Erosionsmodells ergeben sich dann die Anforderungen an die Informationsgrundlagen. D.h. die Wirkungsmodelle definieren die Anforderungen an die Informationsgrundlagen.

Ein anderer Aspekt dieses Modelles ist die Möglichkeit durch zielgerichtete Maßnahmen den Bodenabtrag zu verringern, ohne Gefahr zu laufen eine Übermaßregelung zu treffen, die rechtlich keinen Bestand haben kann.

Da der Regen- und Oberflächenabflussfaktor, der Hangneigungsfaktor stellen Klima- bzw Topographiefaktoren dar, die kaum veränderbar sind. Dagegen könnten der Hanglängenfaktor und/oder der Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor durch geeignete Maßnahmen so verändert werden, daß der Bodenabtrag A auf ein verträgliches Maß, das noch definiert werden müßte, reduziert wird.

In anderen Bereichen sind auch Ansätze von Modellbetrachtungen vorhanden:

z. B. hinsichtlich der

- Prognose der Empfindlichkeit von Böden gegenüber Metallbelastungen (H.-P. Blume, 1992)

- Simulationsprogramme DILAMO und WASMOD zur Quantifizierung von Stickstoffausträgen aus der ungesättigten Zone
- Bilanzrechnungen zur Darstellung möglicher Beziehungen zwischen Waldschäden und Stoffhaushalt durch das Ökologie-Zentrum der Universität Kiel am Beispiel des Untersuchungsgebietes Belauer See.

Als Fazit dieser letztgenannten Untersuchung wird festgestellt, daß synergistische und akkumulierte Effekte möglicher stofflicher und witterungsbedingter Noxen die Identifizierung eindeutiger Ursachen-Wirkungsbeziehungen erschweren. Zwischen Waldschadenssymptomatik und den depositionsbedingten eingetretenen irreversiblen Bodenveränderungen sind die erwarteten Ursache-Wirkungsbezüge noch nicht sicher erkennbar. Inwieweit bei diesen Untersuchungen und Auswertungen auch die Rolle der Mykorrhiza betrachtet wurde, geht aus der Beschreibung des Projektes nicht hervor.

Unter Berücksichtigung der Zielsetzung des Bundesbodenschutzgesetzes normgerechte Maßnahmen zum Schutz der natürlichen Bodenfunktionen zu treffen, erscheint es mir vorrangig zu sein, wissenschaftlich begründete Modellvorstellung zu den Ursachen-Wirkungskomplexen zu entwickeln, aus der sich dann zukünftig die Anforderungen an die Informationsgrundlagen gemäß Bundesbodenschutzgesetz und die Auswahl der Parameter ergeben, die bei zukünftigen Untersuchungen festzustellen sind.

Bei Betrachtung der vorliegenden immensen Datenmengen, die z.B. im LANU über den Boden in Schleswig-Holstein vorliegen, kann ich mich des Eindrucks nicht erwehren, daß wir uns, nicht ganz ernst gemeint, im übertragenden Sinne, noch im wissenschaftlichen Entwicklungsstadium der „Jäger und Sammler“ befinden, und uns schwer tun durch die Entwicklung von umfassenden Wirkungsmodellen das Stadium des „Ackerbau und Viehzucht“ bezogen auf eine zielgerichtete Datenerhebung und Datennutzung zu erreichen.

Blume, H.-P. (1992): Handbuch des Bodenschutzes, 2. Auflage, Landsberg.

Bundesbodenschutzgesetz, Bundesgesetzblatt Jahrgang 1988 Teil I Nr. 16, ausgegeben zu Bonn am 24. März 1988.

## Schwermetallbindungsfähigkeit Hamburger Oberböden

*Dr. Thomas Däumling*

Das Poster erläutert eine Teilauswertung des im Aufbau befindlichen Fachinformationssystems Bodenschutz der Hamburger Umweltbehörde. Dargestellt wird die Schwermetallbindungsfähigkeit Hamburger Oberböden (0-30 cm Tiefe) anhand des Elementes Cadmium als Worst-Case-Element höchster Mobilität. Der Algorithmus zur Bindungsfähigkeitsberechnung geht auf die Methodik des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS) zurück. Im Fachinformationssystem Bodenschutz der Umweltbehörde Hamburg sind unterschiedliche Algorithmen zur Darlegung von Teilfunktionen der im Bundesbodenschutzgesetz allgemein formulierten Bodenfunktionen enthalten. Das Poster vergegenwärtigt die fachliche Aussage und die Problematik der Herstellung von Karten bei stark variierender Datengrundlage. Die Interpolationsmethodik und die Aussagefähigkeit von kleinmaßstäbigen Karten wird thematisiert.



# Bodenverbreitung und Bodenzustand – Sachstand und Möglichkeiten der Nutzung von Vorinformationen

*Dipl. Geogr. Michael Dahlhaus und Dr. Marek Filipinski*

## 1. Einleitung

Ein gezieltes Bodenmanagement und die Vorgaben des Bundesbodenschutzgesetzes erfordern flächendeckend verfügbare, hochauflösende (großmaßstäbige) bodenkundliche Rauminformationen. Traditionelle (analoge) bodenkundliche, geologische und geomorphologische Kartenwerke sind als abschließende Darstellungsformen jedoch nur bedingt dazu geeignet, den gestiegenen Anforderungen des Bodenschutzes und der Landschaftsplanung gerecht zu werden. Mit der Entwicklung leistungsfähiger Geographischer Informationssysteme (GIS) treten flexible Instrumente an ihre Stelle, die durch Verknüpfung digital vorgehaltener Datenbestände in relationalen Datenbanken mit unterschiedlichen Verknüpfungs- und Interpretationsverfahren eine schnelle und systematische Bereitstellung der für den jeweiligen Schutzzweck relevanten Entscheidungsgrundlagen ermöglichen. Im Zuge der Umsetzung des Bodenschutzprogrammes Schleswig-Holsteins (MUNF, 1996) erfolgt der Aufbau des Bodeninformationssystems BODIS, einem integrativem Bestandteil des medienübergreifend konzipierten Natur- und Umweltinformationssystems des Landes Schleswig-Holstein (NUIS). Vor dem Hintergrund der einerseits in Zukunft mit dem Instrument BODIS bzw. NUIS gegebenen Möglichkeiten, sowie der andererseits mangelnden Flächenabdeckung hoch auflösender bodenkundlicher Rauminformationen, bei zugleich hohen Kosten großmaßstäbiger Bodeninventuren, ist die Auswertung bodenkundlich relevanter Vorinformationen von besonderem Interesse. Unter ihnen sind vor allem die Daten der Reichsbodenschätzung und die der Forstlichen Standortskartierung zu nennen; denn durch ihre Kombination mit anderen grundlegenden Informationen wie topographischen, geologischen und historischen Kartenwerken lassen sie sich fallbezogen zu einer Boden-Konzeptkarte vereinigen.

## 2. Derzeitiger Datenbestand des BODIS

BODIS-relevante Daten im LANU stammen aus unterschiedlichen Projekten: Bodenkundliche Landesaufnahme, Boden-Dauerbeobachtung, Bodenbelastungskataster Schleswig-Holstein, Projekte bzw. Gutachten mit bodenrelevanter Thematik sowie bodenkundlichen Fachberichten zur Ausweisung von Wasserschutzgebieten.

**Bodenkundliche Landesaufnahme:** Die Bodenkundliche Landesaufnahme erfolgt in Schleswig-Holstein seit der Gründung des Staatlichen Geologischen Dienstes. Die Inhalte der erhobenen Daten wurden mit der Zeit erweitert und zum Teil neu verschlüsselt, da im Zuge des länderübergreifenden Datenaustausches eine Anpassung an bundesweit einheitliche Vorgaben erforderlich wurde.

---

*Diplom-Geograph Michael W. Dahlhaus, Waitzstraße 23a, 2105 Kiel.*

*Dr. Marek Filipinski, Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Hamburger Chaussee 25, 24220 Flintbek*



Heute sind ca. 40 % der Landesfläche bodenkundlich in Maßstäben 1 : 25 000 oder größer kartiert (s. Tabelle 1), wobei der Aufnahmestand in den einzelnen Bodenregionen recht unterschiedlich ausfällt. Während die Festlandsmarschen zu nahezu 100 % aufgenommen sind, sind es im Geestbereich knapp 50 % und im Hügelland ca. 10 %.

Um das im Zuge der bisherigen Kartierungen gewonnene Datenmaterial möglichst vielfältig nutzen zu können ist es notwendig:

- punktuell aufgenommenen Profilaufnahmen und aus ihnen abgeleitete Flächeneinheiten digital verfügbar zu machen,
- digital erfaßte ältere Profilaufnahmen in die moderne Klassifikation und Nomenklatur der Bodenkundlichen Kartieranleitung 4. Auflage (AG BODEN, 1994) zu übersetzen,
- bisher veröffentlichte Bodenkarten im Maßstab 1 : 25 000 (BK 25) zu digitalisieren und
- eine Generallegende für alle bisher ausgewiesenen Kartiereinheiten bzw. Bodenformen zu entwickeln.

Im Rahmen der Bodenkundlichen Landesaufnahme wurden bisher ca. 200 000 Profilbeschreibungen erhoben, von denen zur Zeit bereits ca. 10 % digital vorliegen. Zu Untermauerung der im Gelände erfaßten Parameter wurden im Durchschnitt an 20 repräsentativen Punkten pro BK 25 Bodenproben entnommen und auf bodenchemische und bodenphysikalische Parameter untersucht. Diese Daten liegen ebenfalls digital vor.

**Tabelle 1: Maßstab und Anzahl der Karten der Bodenkundlichen Landesaufnahme in Schleswig-Holstein (LANU, 1997)**

Maßstab:	Anzahl Karten:	Maßstab:	Anzahl Karten:
1 : 5 000	239 Karten, davon 1 digital	1 : 50 000	1 Karte
1 : 10 000	47 Karten	1 : 100 000	1 Karte
1 : 20 000	1 Karte	1 : 200 000	1 Karte (digital)
1 : 25 000	58 Karten, 1 Sonderkarte	1 : 500 000	1 Karte (digital)

**Boden-Dauerbeobachtung:** An den 34 Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) des Landes Schleswig-Holstein werden unterschiedliche bodenrelevante Daten erhoben. Im Rahmen der Flächenauswahl erfolgte eine Umlandkartierung, auf die zwischen 20 und 120 bodenkundliche Feldbeschriebe entfielen. Von den Leitprofilen und Diagonalbohrungen je Fläche wurden Bodenproben in gestörter sowie ungestörter Lagerung entnommen und auf zahlreiche bodenchemische und bodenphysikalische Parameter untersucht. Messungen der Wasserstände des oberflächennahen Grundwassers und betriebsbezogene Daten (Schlagkarteien) werden fortlaufend digital erfaßt. Als weitere Maßnahme der Grundinventur soll im Umfeld jeder Bodendauerbeobachtungsfläche eine intensive Umlandkartierung im Maßstab 1 : 2 000 im Kernbereich und 1 : 5 000 im Umfeld erfolgen. Die bodenkundlichen Feldbeschriebe sowie die Geometrien werden digital erfaßt.

**Bodenbelastungskataster Schleswig-Holstein:** In diesem Projekt werden punktuell Bodenproben entnommen, wobei zur Zeit 1 500 Bodenproben von 1 220 Standorten vorliegen. Neben den bodenkundlichen Profilbeschreibungen werden Bodentemperatur sowie umfangreiche bodenchemische und bodenphysikalische Parameter erfaßt. Die Daten werden fortlaufend digital erfaßt.

**Weitere bodenschutzrelevante Projekte:** Zahlreiche Fragestellungen wurden im Rahmen unterschiedlicher Projekte behandelt. Dazu gehören: Gutachten mit bodenkundlicher Fragestellung

(220 Standorte), Bodenzustandserfassung im Wald (43 Standorte), Immissionsökologische Waldzustandserhebung (169 Standorte) und Geogene/anthropogene Schwermetalle in Böden (44 Standorte). Zu jedem Standort gehören bodenkundliche Profilaufnahmen sowie projektspezifische Angaben, wie z.B. Analyseergebnisse, waldbauliche Informationen etc. Im Rahmen bodenkundlicher Gutachten wurden häufig raumbezogene Darstellungen der Bodenverhältnisse im Untersuchungsgebiet erstellt. Die Analyseergebnisse und die dazugehörigen bodenkundlichen Profilbeschreibungen liegen digital vor.

**Bodenkundliche Fachbeiträge zur Ausweisung von Wasserschutzgebieten:** In diesem Projekt erfolgt die flächenhafte Darstellung der Bodenverhältnisse im Bereich des auszuweisenden Wasserschutzgebietes. Unter Zuhilfenahme der Bodendaten werden zuerst die Filtereigenschaften der Böden hinsichtlich des Schadstoffhaltevermögens abgeleitet und die potentielle Gefährdung für das Grundwasser dargestellt. In diesem Projekt werden Bodenkarten verwendet. Liegen diese nicht vor wird auf Informationen aus Boden-Konzeptkarten zurückgegriffen. Die erforderlichen Unterlagen werden hierfür bereits digital aufgearbeitet.

### **3. Derzeitiger Stand der Nutzung von Vorinformationen: Boden-Konzeptkarten**

Boden-Konzeptkarten werden fallbezogen auf der Grundlage aller digital verfügbaren Bodendaten, den Daten der Reichsbodenschätzung, der Forstlichen Standortkartierung, sowie geologischer und aktueller und historischer topographische Karten erstellt. Von besonderer Bedeutung sind in diesem Zusammenhang die Daten der Reichsbodenschätzung. Für landwirtschaftlich und gartenbaulich genutzte Flächen liegt dieses Kartenwerk flächendeckend und in großem Maßstab vor. In Schleswig-Holstein können somit rund 78 % der Landesfläche durch flächenhafte Bodendaten abgedeckt werden (CORDSEN et al., 1992). Die meisten Informationen beinhalten jedoch nicht die Karten selbst, sondern die in hoher Dichte aufgenommenen Profilbeschreibungen der 1 m tiefen Grablöcher. Zur Zeit liegen 55 000 Profilaufnahmen der Bodenschätzung digital vor. Die Übersetzung der Grablochbeschreibungen erfolgt automatisiert, auf der Grundlage des Programmes BOSSA-SH (REICHE, 1998).

Eine deutliche Schwachstelle der bisherigen Nutzung von Vorinformationen lag in einigen Fällen darin begründet, daß diese in Schleswig-Holstein keine Aussagen über die Böden unter forstwirtschaftlicher Nutzung zuließen, da letzte durch die Kartierung der Bodenschätzung nicht erfaßt wurden. Aus diesem Grunde wurde im Rahmen eines Pilotprojektes des LANU, das in enger Zusammenarbeit mit dem Ökologie-Zentrum Kiel erfolgte, ein vorläufiger Übersetzungsschlüssel für die Daten der Forstlichen Standortkartierung entwickelt und geprüft (DAHLHAUS, 1998).

### **4. Fallbeispiel: Boden-Konzeptkarten auf Grundlage der Forstlichen Standortkartierung**

Die erste Kartierungskampagne der Landesforstverwaltung erfolgte in den Jahren 1950 - 1964. Sie diente der Kartierung aller landeseigenen Staatswälder. Seit 1985 stützt sich die schleswig-holsteinische Standortkartierung auf den in Niedersachsen entwickelten „Geländeökologischen Schätzrahmen für das pleistozäne Flachland“. Nach seiner Systematik werden derzeit, im Rahmen der forstlichen Förderung, bevorzugt Privat- und Körperschaftswälder aufgenommen. Bei Neukartierungen wird dieses Verfahren in allen Waldbesitzarten angewandt (DAHLHAUS, 1998).

**Neue Forstliche Standortkartierung:** Die Daten der neuen Forstlichen Standortkartierung entsprechen hinsichtlich ihrer Struktur und Qualität weitgehend den Daten einer modernen geowissenschaftlichen Bodenkartierung im Maßstab 1 : 5 000. Das Erkundungsverfahren stützt sich auf eine Rasterkartierung, in deren Rahmen zunächst ein 300 x 300 m bzw. 200 x 200 m Quadratnetz

ausführlich beschriebener, ca. 2,5 m tiefer Profilgruben angelegt wird. Zwischen diesen Leitprofilen erfolgt im Abstand von 100 m bzw. 50 m jeweils mindestens eine 1,5 m tiefe Pürckhauerbohrung.

Die bisher erfaßten Leitprofilbeschreibungen beinhalten auch Messungen des pH-. Sieht man von den geringfügigen Unstimmigkeiten hinsichtlich der Klassifizierung der Humusgehalte und übersetzten Bodenarten ab, so ist daher davon auszugehen, daß die Primärdaten (Leitprofile und Bohrstockbeschriebe) der neuen Forstlichen Standortskartierung allen Datenanforderungen des Bodenschutzes gerecht werden. Arbeiten des Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung zeigen außerdem daß sich auch aus den ausgewiesenen Standortstypen der Standortskarten mit ausreichender Übereinstimmung bodensystematische Einheiten ableiten lassen (STEININGER, 1996).

**Alte Forstliche Standortskartierung (FSKA):** Die Kartenwerke der alten Forstlichen Standortskartierung entsprechen in ihrer Datenstruktur ebenfalls heutigen Bodenkartierungen, weisen jedoch hinsichtlich ihrer Datenqualität erhebliche Unterschiede zu letzteren auf. Zudem erfolgte die Aufnahme der Bodenprofile in einem hinsichtlich Zahl und Verteilung sehr unregelmäßigen Netz von Bodeneinschlägen. Mit tiefen Schürfguben, Bohrungen und flachen Grabungen wurde im Durchschnitt eine Bodenaufnahme auf 2,0 - 2,5 ha erreicht, wobei die Erkundungsabstände je nach Teilfläche sehr unterschiedlich ausfallen können. Nicht selten erfolgte in sehr homogenen Arealen die weiträumige Extrapolation der Schürfgubenbefunde unter Zuhilfenahme von Oberboden, Vegetations- und Reliefmerkmalen.

Standortskarten wurden in der Regel im Maßstab 1: 10 000 erstellt, zum Teil auch im Maßstab 1: 15 000. Feldkarten liegen im Maßstab 1: 5 000 vor und beinhalten häufig zusätzliche Informationen zum mittleren Grund- und Stauwasserstand, ebenso über die Tiefenlage des Geschiebemergels sowie charakteristische, flächenhaft ermittelte Oberbodenzustände; pH-Werte wurden nicht bestimmt. Unter Berücksichtigung des hohen punktuellen Auflösungsvermögens des Übersetzungsschlüssels ist die Eignung der FSKA-Daten je nach Maßstabebene als unterschiedlich gut zu bewerten. Bei der Erstellung einer Bodenkarte im Maßstab 1: 10 000 bis 1: 25 000 kann jedoch nach dem derzeitigen Wissensstand von einer ausreichend hohen Dichte und Qualität der Profilaufnahmen ausgegangen werden. Von besonderer Bedeutung ist in diesem Zusammenhang der prinzipiell pedogenetische bzw. holistisch ökologische Kartieransatz der alten Forstlichen Standortskartierung der eine weitgehende Übernahme der gezogenen Standortsgrenzen als Bodentypengrenzen ermöglichen können (DAHLHAUS, 1998).

#### **Literatur:**

- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Auflage. Hannover.
- CORSEN, E., SIEM, H.-K., KÜHL, K. & WILLRODT, H.-J. (1992) Bodenschätzung und Bodenschutz. In: Mitteilungen d. Dt. Bodenkundlichen Gesellschaft, Bd. 67: 1997-200.
- DAHLHAUS, M. W. (1998): Die Eignung der Forstlichen Standortskartierung Schleswig-Holsteins als Informationsgrundlage des Bodenschutzes. Diplomarbeit, Geographisches Institut Universität Kiel.
- LANU - Landesamt für Natur und Umwelt des Landes S.-H. (1997): Schriften- und Kartenliste.
- MUNF - Ministerium für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg., 1996): Bodenschutzprogramm: Ziele und Strategien des Bodenschutzes in Schleswig-Holstein.
- REICHE, E. W. (1998): Bodenschätzungs-Standard-Auswertung Schleswig-Holstein. Eine Methode zur computergestützten Übersetzung, Parameterbildung und planungsbezogenen Bodenbewertung. In: Mitteilungen d. Dt. Bodenkundlichen Gesellschaft, Bd. 87: 39-42.
- STEININGER, A. (1996): Übernahme der forstlichen Standortskartierung in die Flächendatenbank des NIBIS. In: Arbeitshefte Boden, H. 2: 54-57. Hannover.

# Bewertung von Bodenfunktionen

## - Kriterien und Verfahren der raumbezogenen Darstellung

*I. Dahlmann & K. Erdmann*

### 1. Einführung

Die Enquete Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ [2] betrachtet Böden als endliche Ressource und zugleich als Senken für einen großen Teil der Emissionen. Die Kommission hat daher in ihrem Zwischen- und Endbericht den Böden einen besonderen Stellenwert eingeräumt. Effektiver vorsorgender Bodenschutz muß bereits da ansetzen, wo die Inanspruchnahme von Boden geplant wird. Die Kenntnis über die räumliche Verbreitung von Böden, ihren Aufbau, ihre Eigenschaften und besonderen Werte, d.h. ihre Leistungsfähigkeit, ist dafür erforderlich. Die nachfolgende Übersicht über Bewertungskriterien basiert auf Ergebnissen der Fachgruppe 3.1 des Bundesverbandes Boden „Bewertung von Böden in der Bauleitplanung“ [1] und einem Arbeitskreis des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie und dem Landesamt für Bodenforschung zur Ermittlung schutzwürdiger Böden in Niedersachsen.

### 2. Grundsätze der Bewertung

Die Leistungsfähigkeit der Böden wird über die Bodenfunktionen bewertet. Diese wurden erstmalig in § 2 Bundes-Bodenschutzgesetz definiert. Im Mittelpunkt der Betrachtung stehen die ökologischen Bodenfunktionen und die Funktion des Archives der Natur- und Kulturgeschichte, da sie eines besonderen Schutzes bedürfen. Grundlage für die Bewertung sind die folgenden Leitlinien:

1. Besonders leistungsfähige Böden sind vorrangig zu erhalten (Bewertung der Leistungsfähigkeit/Bodenfunktionen).
2. Empfindliche Böden sind besonders schutzbedürftig, ihre Beeinträchtigungen sind zu vermeiden oder zu vermindern (Bewertung der Empfindlichkeit).
3. Es ist zu prüfen, ob anthropogene stoffliche oder strukturelle Veränderungen vorliegen, die nach Art und Ausmaß geeignet sind, Böden und ihre Funktionen erheblich oder nachhaltig zu beeinträchtigen (Vorbelastung).

Auf der Grundlage dieses Ansatzes erfolgt die Bewertung von Böden mittels der Auswertungsmethoden im Niedersächsischen Bodeninformationssystem NIBIS unter dem Aspekt ihrer Leistungsfähigkeit zur Erfüllung der Bodenfunktionen. Hiermit soll eine langfristige Sicherung der Strukturen und Funktionen von Böden sowie der Prozesse in Böden erreicht werden, mit dem Ziel einer nachhaltigen umweltverträglichen Nutzung der Böden. Die in der Methodenbank des NIBIS vorgehaltenen Auswertungsmethoden lassen sich unterscheiden in Auswertungsmethoden zur Kennzeichnung der Bodenfunktionen und weitere Auswertungen wie Statistiken, regionale Verbreitung ausgewählter Böden und Bodenveränderungen.

<b>Kriterien</b>	<b>Bewertungen aus dem NIBIS</b>
<b>Bodenverbreitung</b>	Bodenkarten Historische Bodennutzung Labordaten Tiefenbruchsböden / Sandmischkulturen
<b>Lebensraumfunktion</b>	Naturnähe Böden Biotopentwicklungspotential Ertragspotential biologische Aktivität
<b>Funktion im Naturhaushalt</b>	Sickerwasserrate Retentionsvermögen (Feldkapazität) Bodenkundliche Feuchtestufe Pflanzenverfügbares Bodenwasser
<b>Abbau- u. Ausgleichsfunktion</b>	Filtereigenschaften: - Schwermetalle, Organika, Nitrat
<b>Nutzungsfunktion</b>	Natürliches landwirtschaftliches Ertragspotential Natürliche Ertragsfähigkeit (Bodenschätzung)
<b>Archivfunktion</b>	Kulturhistorisch, naturhistorisch, geowissenschaftlich bedeutsame Böden Pedotope Seltenheit
<b>Empfindlichkeit gegenüber schädlichen Bodenveränderungen</b>	Bodenverdichtung Verschlammungsneigung Erosionsgefährdung Wasser Erosionsgefährdung Wind
<b>Bodenbelastungen</b>	Labordatenbank Geogene Grundbelastung

Tab. 1: Übersicht über Auswertungen des NIBIS

Eine Operationalisierung der Bodenfunktionen wird über die mit der Methodenbank des NIBIS ermittelten bodenkundlichen Kennwerte vorgenommen. Auf der Grundlage dieser Kennwerte lassen sich die Böden über die Auswertungsmethoden des NIBIS hinsichtlich ihrer Eignung, die entsprechenden Bodenfunktionen zu erfüllen, beurteilen. Von der Ausprägung der Kennwerte (z.B. Bodenart) hängt die Ausprägung und Intensität der ökologischen und bodenkundlichen Prozesse ab, welche wiederum ausschlaggebend für die Leistungsfähigkeit der Bodenfunktionen der Standorte sind.

### 3. Bewertung der Bodenfunktionen

Im folgenden wird schwerpunktmäßig die Bewertung der Lebensraumfunktion dargestellt.

#### Lebensraumfunktion

Es gibt zur Zeit noch keine geeigneten, gut erfassbaren und aussagekräftigen Bewertungskriterien, die die komplexen Wirkungszusammenhänge des Bodens als Lebensraum abbilden könnten. Daher wird versucht, die Lebensraumfunktion über Hilfskriterien zu bewerten. Ziel ist es dabei, der Heterogenität der Böden Rechnung zu tragen. Kriterien sind:

*Naturnähe:* Der Grad der Naturnähe ist eines der wesentlichen Kriterien hinsichtlich der Einschätzung der Schutzwürdigkeit von Böden. Schützenwert sind daher Standorte auf denen eine weitgehend ungestörte Bodenentwicklung stattgefunden hat. Diese Böden werden als naturnah betrachtet. Dazu gehören nicht entwässerte Moore, stets extensiv bewirtschaftete Weiden, alte Waldstandorte und Böden der Sanddünen. Um diese Böden zu ermitteln, reichen die herkömmlichen bodenkundlichen Methoden nicht mehr aus, sondern es muß eine Verschneidung mit Daten anderer Fachbereiche stattfinden, z.B. mit historischen Karten oder Biotopkartierungen der Landschaftsrahmenpläne. Die Naturnähe kann mit Hilfe von Hemerobiestufen dargestellt werden.

*Biotopentwicklungspotential:* Mit Hilfe des Biotopentwicklungspotentials wird das Potential von Böden zur Entwicklung hochentwickelter schutzwürdiger Vegetation bewertet. Schützenwert sind insbesondere trockene nährstoffarme und nasse grundwasserbeeinflusste Standorte, wie z.B. stark grundnasse Anmoorböden, Gleye, Auenböden und trockene Felsböden.

*biotisches Ertragspotential:* Die Produktionsfunktion, ermittelt mit Hilfe des biotischen Ertragspotentials, wird wie die Funktion als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte zwischen den ökologischen und den Nutzungsfunktionen angesiedelt. Die natürliche Bodenfruchtbarkeit ist die Voraussetzung für die biologische Funktionsfähigkeit der Böden im Naturhaushalt. Böden mit hoher biologischer Aktivität (= hohe Lebensraumfunktion) haben in der Regel auch ein hohes biotisches Ertragspotential. Auch die Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz [4] hat das biotische

Ertragspotential bei der Lebensraumfunktion angesiedelt. Die Praxistauglichkeit dieser Vorgehensweise muß durch praktische Erprobung geprüft werden.

#### **Abbau- und Ausgleichsfunktion**

Der Bodenschutz ist untrennbar mit dem Schutz der anderen Umweltmedien verbunden. Im Zusammenhang mit der Filter- und Pufferkapazität wird dies besonders deutlich. Ihr wird gerade deshalb besondere Bedeutung beigemessen, weil sie mit dem Schutz des Grundwassers vor Stoffeintrag verbunden ist. Dieses Ziel wird in § 2 BBodSchG sogar explizit genannt. Die Regelungsfunktion Stoffe wird für verschiedene Stoffgruppen bewertet, im NIBIS für Schwermetalle, Organika und Nitrat.

#### **Funktion im Naturhaushalt**

Neben den Stoffkreisläufen kommt dem Boden eine zentrale Regelungsfunktion im Wasserkreislauf zu. Die Regelungsfunktion Wasser wird im NIBIS anhand der Sickerwasserrate und des Retentionsvermögens bewertet.

#### **Archivfunktion**

Die meisten unserer heutigen Böden in Mitteleuropa sind das Ergebnis einer 10.000-15.000 Jahre andauernden Entwicklung. In den Profilen sind Informationen über diese Genese enthalten. Die Archivfunktion kann anhand folgender Kriterien bewertet werden:

*naturgeschichtliche Bedeutung:* Von Bedeutung sind u. a. die in früheren Zeiten entstandenen Paläoböden (z.B. Schwarzerden)

*kulturgeschichtliche Bedeutung:* Von Bedeutung sind Böden, die durch spezielle historische Wirtschaftsformen geprägt werden z.B. Wölbäcker und Plaggenseche.

*Seltenheit:* Die Ermittlung der Seltenheit ist erforderlich, um die Vielfalt der Böden in Niedersachsen zu erhalten. Dabei sind statistisch seltene Böden nicht zwangsläufig schutzwürdig (z.B. Tiefumbruchböden). Die Statistik muß daher mit entsprechendem bodenkundlichen Fachverstand bearbeitet werden. Seltenheit kann auch qualitativ definiert werden. Schutzbedürftig sind in diesem Sinne im Rückgang befindliche Böden, d.h. anthropogen gefährdete Böden.

#### **4. Vorbelastung und Empfindlichkeit**

Neben der Bewertung der Bodenfunktionen ist auch die Bewertung der Vorbelastung und der Empfindlichkeit von entscheidender Bedeutung. Während die Bewertung der Empfindlichkeit mit Hilfe der Methoden aus dem NIBIS erfolgen kann (z.B. Erosionsgefährdung und Verdichtungsempfindlichkeit) müssen zur Ermittlung der Vorbelastung neben den Daten des NIBIS (Labordatenbank, geogene Grundbelastung, digitale historische Karten) auch andere Daten herangezogen werden (z.B. Landschaftsrahmenpläne, Versiegelungskataster, Altlastenkataster, analoge historische Karten).

#### **5. Niedersächsisches Bodeninformationssystem NIBIS**

Als Instrument zur Bereitstellung von bodenkundlichen und geowissenschaftlichen Informationsgrundlagen für eine nachhaltige Sicherung der Bodenfunktionen (§§ 1 und 2 BBodSchG) ist das Bodeninformationssystem NIBIS beim Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung (NLFb) in § 8 NBodSchG verankert. Damit obliegt dem NLFb als zuständige Behörde die Aufgabe, bodenkundliche und geowissenschaftliche Daten als Entscheidungsgrundlagen für Fragen des Bodenschutzes bereitzustellen.

Mit Hilfe des NIBIS können in Fachplanungen wesentliche Fragen zur Bodennutzung und zum Bodenschutz in operationalisierter Form aufbereitet und bearbeitet werden. Der strukturelle und inhaltliche Aufbau des NIBIS, Fachinformationssystem Boden (FIS Boden) orientiert sich am Informationsbedarf für die notwendigen Maßnahmen zu Bodenschutz und Bodennutzung [6, 5]. Der derzeitige Stand der Entwicklung fachlich-bodenkundlicher und DV-technischer Verfahren, sowie der inhaltliche Aufbau ermöglichen eine Nutzung zu wesentlichen Themen im Aufgabenbereich Bodenschutz. In Niedersachsen steht damit ein funktionsfähiges Bodeninformationssystem zur Verfügung.

## Daten und Methoden

Bei der Bereitstellung der für den Bodenschutz notwendigen Informationsgrundlagen wird zwischen dem Aufbau der Datenbasis und der Bereitstellung von Methoden zur Auswertung der Datenbasis unterschieden. Die Datenbasis beinhaltet Informationen zu Bodenaufbau und -verbreitung sowie zu Bodeneigenschaften. Die für die Nutzung der Datenbasis verfügbaren Methoden sind nach ihrer Entwicklung und Erprobung in einheitlich strukturierter Form in eine Methodensammlung [5] zusammengefaßt und stehen durch digitale Umsetzung für Auswertungen zur Verfügung. Das Nutzungsangebot orientiert sich am Status vorliegender Informationen und dem Bedarf der unterschiedlichen Benutzer. Um die Daten und Methoden für verschiedene Fachplanungen und Verfahren nutzen zu können, werden sie im NIBIS grundsätzlich in formalisierter Form maßnahmenneutral abgelegt. So können Daten und Auswertungsmethoden für verschiedene Planungen und Verfahren herangezogen und planungsspezifisch angewendet werden.

## 6. Zusammenfassende Bewertungen von Bodenfunktionen und Empfindlichkeiten

Die Ergebnisse der in Tab. 1 aufgeführten Auswertungsmethoden sind die räumliche Darstellung, Differenzierung und Bewertung unterschiedlicher Bodenfunktionen und Gefährdungspotentiale von Böden. Diese sind für sich allein betrachtet bei komplexen Fragestellungen oftmals nicht ausreichend. Um einen integrierten Ansatz für den Bodenschutz zu erhalten, müssen die ermittelten Kennwerte in ihrer Bedeutung für bestimmte Fragestellungen gewichtet und verknüpft werden, um dann mit den an die Bodenfunktionen gestellten Nutzungsanforderungen in Zusammenhang gebracht werden zu können. Über eine solche komplexere Betrachtung von Funktionen und Belastungen lassen sich Aussagen über planerische Zielsetzungen und Maßnahmen vornehmen. Die Bewertung beruht auf einer Verknüpfung verschiedener Einzelaussagen unter Vorgabe von Grenzwerten (im Sinne von Bodenqualitätszielen) für verschiedene Nutzungsansprüche.

Ein Beispiel stellt die Bodenbewertung für die Ausweisung potentiell für Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen geeigneter Flächen dar. Hierbei erfolgt eine Verknüpfung / Verschneidung und Selektion der Standortmerkmale (Bodenfunktionen, Empfindlichkeiten) über die Auswertungsmethoden „landwirtschaftliches Ertragspotential“, „Biotopentwicklungspotential“, „nichtstoffliche Bodenbelastungen“ (z.B. Erosionsgefährdung) und „Filterpotential des Bodens“ (z.B. Nitratauswaschungsgefährdung) zu der Zielkategorie „Umwidmungspotential“. Die Ausweisung der potentiell geeigneten Flächen orientiert sich in erster Linie an Flächen mit einem „ökologischen Bedarf oder Potential“ (z.B. Grundwasserschutz). Als Ergebnis werden Flächen ausgewiesen, welche potentiell für die Entwicklung stark spezialisierter Vegetation geeignet sind, sowie eine geringe Ertragsleistung und eine besondere Bedeutung für den Bodenschutz und Grundwasserschutz aufweisen. Durch die Beschränkung auf die „ertragsschwächeren“ Standorte kann bei entsprechend umfangreichen Flächenpotential eine Flächenkonkurrenz mit der Landwirtschaft gemindert werden [3].

## Literatur

- [1] Bundesverband Boden (1999): Bewertung von Böden in der Bauleitplanung (in Bearbeitung).
- [2] Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ (1997): Zwischenbericht Konzept Nachhaltigkeit, Fundamente für die Gesellschaft von morgen. Dt. Bundestag, Bonn.
- [3] Erdmann, K. (1996): Ableiten von Planungskarten für eine landschaftsökologische Flurbereinigung aus digitalen Bodendaten des NIBIS. - Dipl. Arb. Geogr. Inst. Univ. Hannover, 120 S.
- [4] LABO (1998): Eckpunkte zur Bewertung von natürlichen Bodenfunktionen in Planungs- und Zulassungsverfahren. - Bodenschutz, 4, 131-137.
- [5] Müller, U. (1997): Auswertungsmethoden zum Bodenschutz. Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems NIBIS. 6. erweiterte und ergänzte Aufl.: Tech. Ber. NIBIS, 322 S., 22 Abb., 209 Tab.; Hannover.
- [6] Oelkers, K.-H. (1993): Aufbau und Nutzung des Niedersächsischen Bodeninformationssystems NIBIS - Fachinformationssystem Bodenkunde (FIS BODEN). - Geol. Jb., F27, 5-38, 4 Abb., 1 Tab.; Hannover.

# Bodenheterogenitäten und landwirtschaftliche Produktionstechnik

*Dipl.-Ing.agr. Petra Engeln, Dipl.-Ing.agr. Sabine Hackbarth, Dipl.geol. Peter Treue*

## 1. Einführung und Ziel

Der Boden ist von Natur aus sehr heterogen, damit auch seine Ertragsfähigkeit. Also orientiert sich die teilflächenspezifische Produktionstechnik an den Unterschieden, die auf einem Schlag auftreten können. Diese Unterschiede beruhen auf wechselnden Eigenschaften des Bodens und Variationen in der Pflanzenentwicklung.

Die präzise Abstimmung der landtechnischen Maßnahmen ist durch die Positionserfassung per GPS möglich geworden. Das Ziel dieser Wirtschaftsweise liegt darin, die Effizienz der Ressourcen zu erhöhen und damit die Umwelt zu schonen.

Die Möglichkeiten und Aussichten für die praktische Landwirtschaft auszuarbeiten, ist Anliegen eines gemeinsamen Projektes von Landtechnik (Prof. Isensee), Pflanzenbau (Prof. Hanus, Dr. Schoop) und Bodenkunde (Prof. Lamp), zunächst von der Bundesumweltstiftung und jetzt von der Stiftung Schleswig-Holsteinische Landschaft sowie Landmaschinenfirmen unterstützt.

## 2. Definition von Teilflächen und Bemessung der N-Teilgaben

Jedem Landwirt sind Ertragsunterschiede innerhalb eines Schrages bekannt. Die Bewirtschaftung erfolgt aber bisher großflächig, entsprechend dem Durchschnitt des Schrages. Teilbereiche verlangen jedoch unterschiedliche Behandlungsmaßnahmen oder -intensitäten. Daher ist es nötig, den heterogenen Schlag in homogene Teilflächen aufzuteilen. Eine Teilfläche ist dann homogen, wenn die langfristige Ertragsfähigkeit annähernd gleich ist.

Naturgemäß sind folgende Kriterien entscheidend:

- das Relief
- die Bodenart und die Bodenzahl
- die Hangneigung und -exposition
- der Grundwasserstand
- der Humusgehalt

Nach diesen Kriterien der langfristigen Ertragservartung und der Anschauung von Boden und Pflanzenbestand vor Ort werden vom Berater und Praktiker die Teilflächen definiert. Ein wichtiges Kriterium zur Bewertung der Rastergrößen bzw. der Teilflächen ist im Hügelland das Relief, das in den Applikationskarten berücksichtigt werden muß. Um das Potential, das sich aus diesen konkreten Schlagbedingungen ergibt, auszuschöpfen, erscheint eine Rastergröße 20x20 bis 30x30 Meter als Obergrenze sinnvoll. Mit dem Fahrgassensystem, in dem sämtliche Applikationskarten angelegt wurden, ist es möglich, diesen Anforderungen gerecht zu werden.

Während die Ertragsfähigkeit - als Abgrenzungskriterium der Teilfläche - nachhaltig bestehen bleibt, ist zu jeder N-Gabe die aktuelle Ertragservartung und die Höhe der jeweiligen N-Gabe festzuhalten.



Kriterien der aktuellen Ertragsersparung sind:

- Pflanzenbestand: Dichte, Stadium, Farbe, (N-Versorgung), Gesundheit
- Witterung: vergangene und prognostizierte
- Vorjahr: Ertrag, Fruchtfolge
- Nährstoff: N-min, N-Gehalt, N-Nachlieferung

Bei der Feldbegehung wird exemplarisch eine charakteristische Teilfläche beurteilt (Monitoring) und auf weitere identische übertragen, um den Aufwand im Rahmen zu halten. Im Projekt werden verschiedene Düngevarianten gefahren. Die Ausgangsbasis bildet die betriebsübliche Düngung, einheitlich über die gesamte Fläche. Alternativ steht die teilflächenspezifische Düngung nach Bodenpunkten, Hang, Kuppe Senke und Ebene. Ergänzt wurde diese Variante um eine teilflächenreduzierte Düngung mit deutlich geringerem Niveau, um das Einsparungspotential erkennen zu können.

### 3.1 Technik des Streuers

Der Streuer erhält einen elektrisch betriebenen Stellmotor am Dosierschieber, der von der Applikationskarte gemäß der Position auf dem Schlag und der gewählten N-Gabe gesteuert wird. Als Streusystem ist das Schleuderprinzip zu bevorzugen. Denn die allmählich abfallende und steigende Streumenge an der Grenzlinie zweier Teilflächen und die Überlappung entsprechen dem allmählichen Übergang zwischen den Teilflächen.

Zusätzlich hat sich die fahrbahnhängige Dosierung bewährt, da sie dem Fahrer eine stets angepaßte Geschwindigkeit erlaubt: schnell mit 15km/h über die Schlaglänge und langsam an kritischen Stellen.

### 3.2 Genauigkeit der Positionierung des Düngers

Die optimale Ausbringung bei einem Schleuderstreuer ist erreicht, wenn sowohl die Steigerung als auch eine Reduzierung der N-Menge nahe der Grenzlinie zweier Teilflächen erfolgt.

Der Sollwert wird über den elektromechanischen Weg, d.h. über den Computer, vorgegeben. Die Verzögerung, die vom Impuls an der Grenzlinie bis zum Öffnen bzw. Schließen der Schieber erfolgt, ist in Verbindung mit dem Streubild zu sehen: der Streuer wirft je nach Düngerart den Dünger 12-20 m weit nach hinten. Diese Entfernung muß der Rechner als Differenz zwischen der GPS-Position und der Auftrefffläche des Düngers berücksichtigen. Es bleibt also festzuhalten, daß die Technik die gewünschte Längsverteilung umsetzen kann.

## 4. Teilflächendüngung und Bestandesführung

Die Komplexität wichtiger ertragsbildender Variabilitäten, wie Boden, Morphologie, Mikroklima, Wasserhaushalt u.a., ist sehr hoch und verlangt eine Eingrenzung nach handhabbaren Kriterien. Der Berater strebt an, möglichst viele erkennbare Faktoren in die Düngeempfehlung einzubeziehen. Das Rechenmodell geht von bekannten Funktionen aus, beginnend mit den Bodenpunkten, z.B. „N-Prog“ von Schoop. Es hat sich bereits gezeigt, daß eine Fusion beider Herangehensweisen erforderlich ist. Die Unterteilung nach Bodenpunkten ist zu weiträumig und vernachlässigt offenkundig kleinräumigere Variabilitäten, die z.B. durch das Relief hervorgerufen werden (Abb. 1). Andererseits ist auch eine starre Einteilung nach rein morphologischen Parametern aus pflanzenbaulicher Sicht nicht sinnvoll, da gerade morphologische Heterogenitäten in Abhängigkeit von Klima und Boden unterschiedlichste Folgen – mitunter innerhalb eines Vegetationszeitraumes – haben können

Die Ertragskartierung mittels Durchflußmessung stellt nur ein Glied in der Entscheidungskette zur Definition geeigneter Teilflächen dar. Während des Versuchsstadiums sind zahlreiche weitere Informationen zum Pflanzenbestand und seiner Entwicklung erforderlich, um die Ertragsheterogenitäten zu erklären. An ausgesuchten und mittels DGPS

eingemessenen Probenlokalitäten im Schlag werden regelmäßig Pflanzenzählungen und Messungen mit einem Fotosensor als Maß für die Stickstoffsättigung durchgeführt. Ergänzt werden diese Werte durch

Luftbilder, welche regelmäßig computertechnisch aufbereitet werden. So kann anhand von genau untersuchten Referenzpunkten und größeren Flächendaten eine flächendeckende Bonitur des Pflanzenbestandes erreicht werden. Alle Daten werden mit Hilfe von Geo-Informationssystemen (GIS) georeferenziert erfaßt.

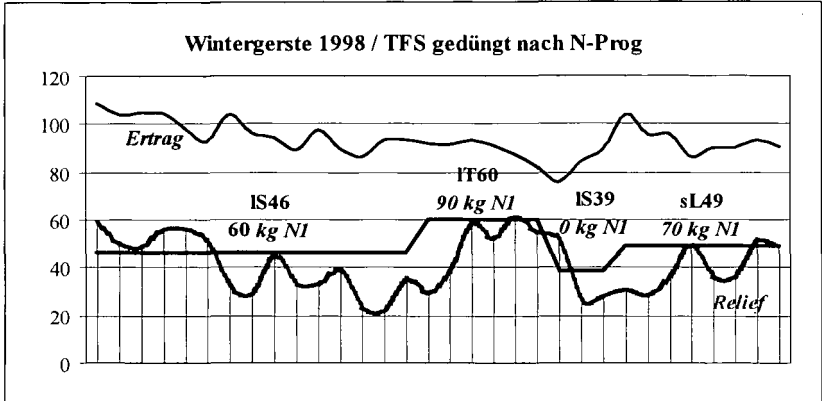


Abb. 1: Ertrag, Bodenart, Bodenwahl und NI-Aufwandmenge einer Fahrgasse mit Wintergerste nach N-Prog

### 5. Bewertung des Bodens

Aus bodenkundlicher Sicht werden die natürliche Fruchtbarkeit sowie die Versorgung mit Grundnährstoffen betrachtet. Auch hier gilt es den Umfang an Proben so gering wie möglich zu halten. Um einen Überblick über die Flächen zu gewinnen, wurde zunächst im angenäherten 50m Raster bis 0,8 m Tiefe beprobt. Als Maß für den Boden werden eine verkürzte Profilsprache sowie das C/N-Verhältnis bestimmt, und für die Versorgung wird der Vorrat an P-K-Mg analysiert.

Es gilt nun, Zusammenhänge zwischen Analyse-Daten und sichtbaren Merkmalen, also z.B. Relief oder Luftbild, zu finden.

In der Abbildung 2 ist sehr gut die Abhängigkeit des Tongehalts vom Relief zu erkennen. Auf anderen Flächen stellt sich jedoch z.T. ein anderes Bild dar.

Für die Teilflächen-Bewirtschaftung sollen Flächen, die in den genannten Parametern gleich sind, ausgewiesen werden. Auf ihnen werden mit Hilfe von Monitorpedozellen bestimmte Parameter regelmäßig überprüft. Angestrebt sind dabei nicht mehr als 10-15 Zellen auf einer Fläche von ca. 25 Hektar. Die Zellen stellen dabei kleinste regelbare Einheiten gleicher Eigenschaften dar.

Sollen mehrere Nährstoffe betrachtet werden, ergeben sich unterschiedliche Teilschläge bzw. Monitorpedozellen (z.B. P und K); es würden dann doch deutlich mehr als die oben angegebene Anzahl benötigt werden. Erste Erfahrungen weisen jedoch auf verschiedenartige Störgrößen der Korrelationen hin, z.B. für Luftbild und Humusgehalt. Das mag mit der unterschiedlichen Qualität von Luftbildern und ihrem Aufnahmezeitpunkt zusammenhängen oder von Feuchtegehalt und Bodenart abhängen. Es müssen also Pedotransferfunktionen erstellt werden, welche die verschiedenen Einflußgrößen berücksichtigen.

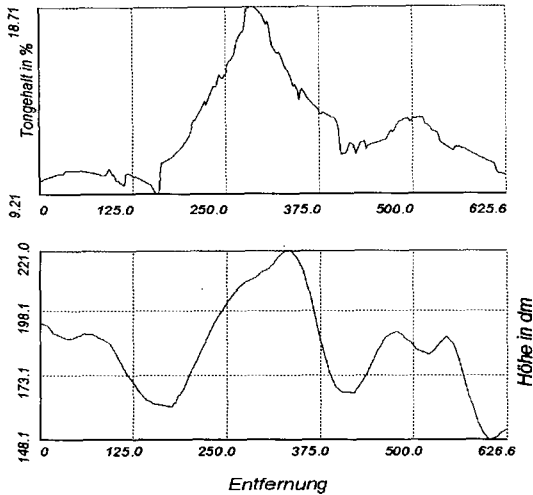


Abb.2: Tongehalt über Profiltiefe und Höhe entlang einer Fahrspur

## 6. Ziel des Forschungsprojektes

Die Anforderungen an die Technik, um die teilflächenspezifische Pflanzenproduktion effektiv in der Praxis einzusetzen, wird von der Verfahrenstechnik definiert. Die komplexen ertragsbildenden Variabilitäten werden vom Pflanzenbau eingegrenzt, um dem Praktiker handhabbare Kriterien zur Verfügung zu stellen. Dadurch soll die Ertragsprognose einer Teilfläche prognostiziert werden, um entsprechend Stickstoff zu applizieren. Die Bodenkunde bestimmt Parameter für die Einteilung in homogenen Teilflächen. Durch die Monitorpedozellen wird der Aufwand für die Beprobung bzw. Feldbegehung reduziert.

### Literatur:

LAMP, J. ; A. CAPELLE; D. EHLERT; F. KLOEPFER; H. NORDMEYER; D. SCHRÖDER; A. WERNER (1999):

Erfassung der kleinräumigen Heterogenität in der teilflächenspezifischen Pflanzenproduktion – Positionspapier auf der Grundlage des KTBL Fachgesprächs in der Agrartechnik Bornim, ZALF-Müncheberg, Darmstadt

RICHTER, U. & W. ECKELMANN (1993): Das Ertragspotential ackerbaulich genutzter Standorte in Niedersachsen – Beispiel einer Auswertungsmethode im Niedersächsischen Bodeninformationssystem (NIBIS) - Geologisches Jahrbuch, F 27: 197-207; Hannover

RABE, S., (1998): Untersuchungen zur teilflächenspezifischen Düngung, Diplomarbeit, Kiel  
GRIEPENTROG, H.-W. (1997): Teilflächenspezifische Düngung - Welche Bedeutung haben Streubildcharakteristik und Arbeitsbreite? In: Landtechnik, Heft 1, S. 12-13

SCHOOP, P., HANUS, H. & TREUE, P. 1999: Modelle und Praxisergebnisse zur Optimierung der Stickstoffdüngung für unterschiedliche Standorte und Teilschläge. - Tagungsband der Hochschultagung der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät der Universität Kiel, Heft 82, 1999.

## Entwicklung der landwirtschaftlichen Nutzung in Schleswig-Holstein 1974 bis 1997

*Grunwaldt, H.-S.*

Die Bodennutzungserhebung erfaßt jährlich im Mai die Flächen der land- und forstwirtschaftlichen Betriebe nach ihrer Bewirtschaftung und Nutzung. Die Flächen werden in der Statistik jeweils der Gemeinde zugerechnet, in der der bewirtschaftende Betrieb seinen Sitz hat, auch wenn sie außerhalb der Betriebsitzgemeinde liegen. Die aus der Erhebung gemeindeweise aggregierten Flächen entsprechen daher im allgemeinen nicht den Gebietsflächen der betreffenden Gemeinden. Für den regionalen und zeitlichen Vergleich der Bodennutzung eignen sich Verhältnisse der Hauptnutzungsarten Acker- und Dauergrünland zur landwirtschaftlich genutzten Fläche insgesamt.

Aus den Übersichtsdarstellungen wird deutlich, wie unterschiedlich das Ackerland und das Dauergrünland in den schleswig-holsteinischen Naturräumen verbreitet sind. Von der landwirtschaftlich genutzten Fläche waren 1997 im Landesmittel 57 % Ackerland und 42 % Dauergrünland, und zwar überwog in etwa 60 % der Gemeinden die ackerbauliche und in etwa 40 % der Gemeinden die Grünlandnutzung. Die Nutzung steht in enger Beziehung zur Bodengüte. Je höher der Boden bewertet ist, um so mehr wird die ackerbauliche Nutzung bevorzugt (Jungmoränen im östlichen Hügelland, Kalk- und Kleimarschen an der Westküste), und je geringer die Bodengüte ist, um so mehr ist das Dauergrünland (Niederungs-, Sander-, Altmoränengebiete) verbreitet.

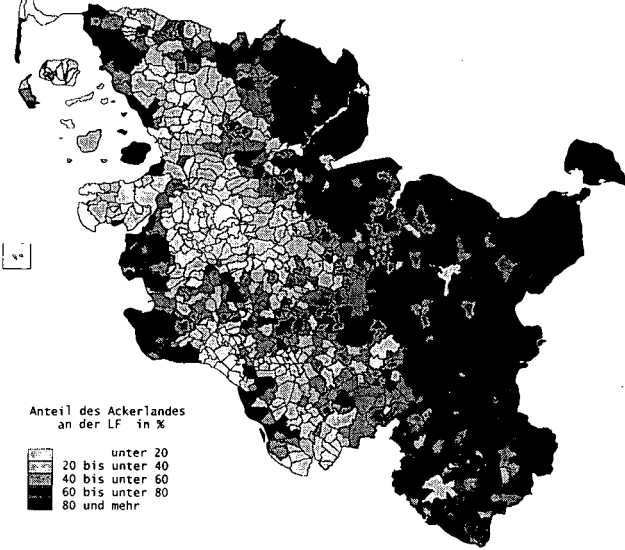
Im Zeitablauf - dargestellt für die letzten zweieinhalb Jahrzehnte - hat sich außerdem mit der zunehmend spezialisierten Bewirtschaftung der Betriebe in den Marsch- und Jungmoränengebieten der Ackerlandanteil und in den Naturräumen der Hohen Geest und Vorgeest, vor allem der Schleswiger Geest, der Grünlandanteil, erhöht. Als Folge dieser Entwicklung hat sich auch die Tierhaltung verlagert, sie konzentriert sich besonders auf die futterbaustarken Regionen des Landes.

Die dargestellten Abhängigkeiten und Veränderungen der landwirtschaftlichen Nutzung lassen Schlüsse auf die regionale Struktur der Landwirtschaft (Marktfruchtbau - Futterbau) zu, geben aber auch Hinweise auf die Entwicklung von Landschaft und Naturhaushalt.

Weitere raumbezogene Infonnationen bis auf die Gemeindeebene liefern auch die Bodennutzungserhebungen über den Anbau auf dem Ackerland nach Fruchtarten (z. B. Silomaisflächen) und die Flächenerhebungen (Basis Liegenschaftskataster) über die Realnutzungsarten der Bodenflächen (z. B. Siedlungsflächen). Regionaldaten in Form Statistischer Berichte oder auf Datenträgern sind im Vertrieb der Statistischen Landesämter erhältlich.

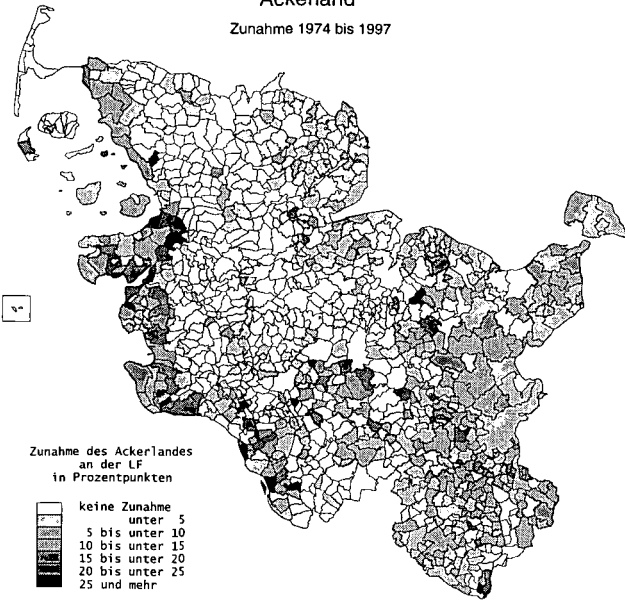
### Ackerland

Anteil an der LF 1997



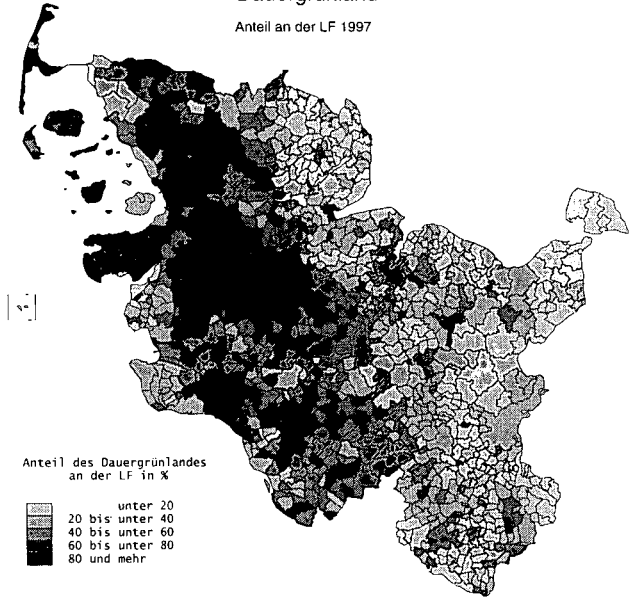
### Ackerland

Zunahme 1974 bis 1997



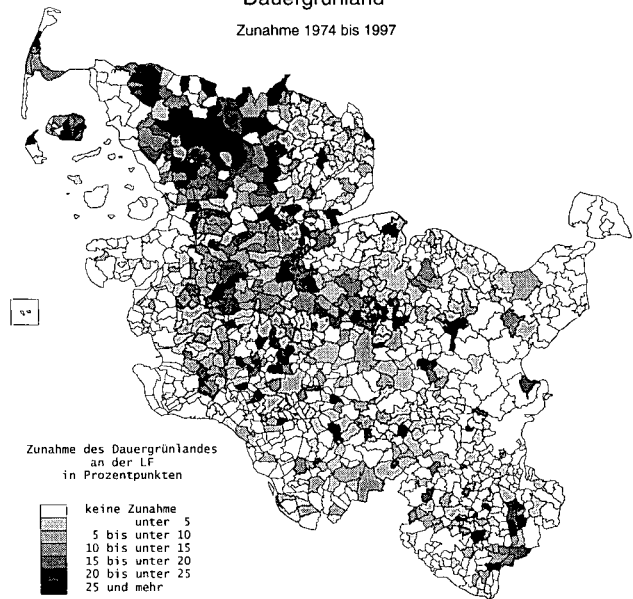
### Dauergrünland

Anteil an der LF 1997

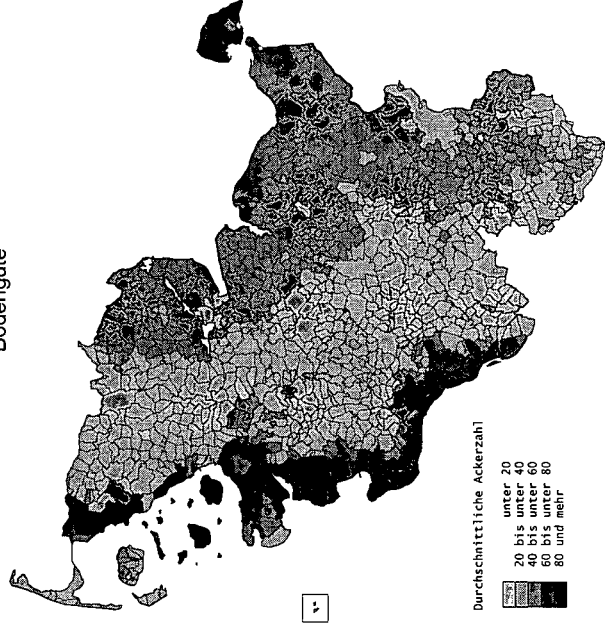


### Dauergrünland

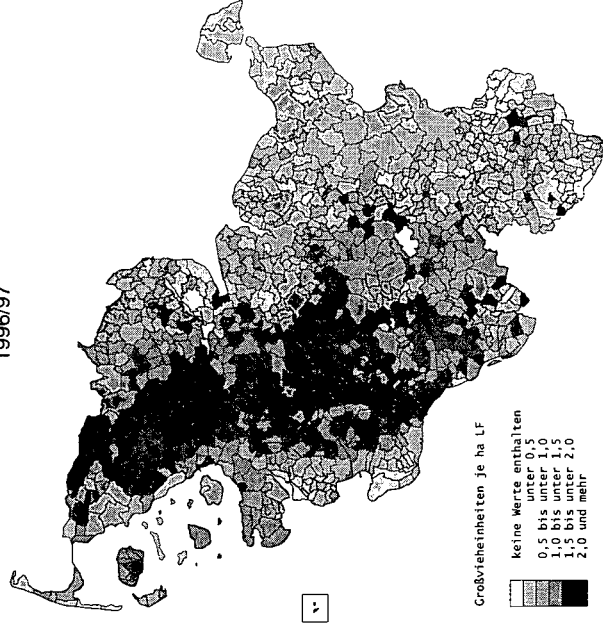
Zunahme 1974 bis 1997



### Bodengüte



### Viehbesatz 1996/97



# Operationalisierung der Bodenfunktionen für die Bodenschutzplanung

*JENSEN-HUß, K. ; BRUHM, I.*

## **1 Einleitung**

Nicht erst aufgrund der Verabschiedung des Bundesbodenschutzgesetzes und des in der letzten Abstimmung befindlichen Entwurfs der Bodenschutz- und Altlastenverordnung findet der Bodenschutz zunehmend Eingang in die Umwelt- und Naturschutzplanung. Schon vorher existierten Normen und in einigen Bundesländern auch Regelwerke, die dem Ziel des Bodenschutzes Vorschub leisteten. Doch vielfach fehlen zur flächenhaften Anwendung und Umsetzung der gesetzlichen und untergesetzlichen Anforderungen geeignete Instrumentarien und auch digitale bodenkundliche Informationsgrundlagen.

Im Rahmen zweier Projekte, die im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg durchgeführt wurden, wurde ein Konzept erarbeitet, das eine Bewertung des Zustandes der natürlichen Bodenfunktionen (Bodenpotentiale) vor dem Hintergrund aktueller Nutzungsansprüche auf mittlerer Maßstabsebene ermöglicht. Aus den Ergebnissen lassen sich Vorschläge für eine funktionsgerechte Nutzung von Böden ableiten. Das Bewertungskonzept wurde zunächst für Maßstäbe von 1:50.000 (am Beispiel des Kreises Oberhavel) entwickelt und dann in einem Folgeprojekt für die Ebene 1:100.000 bis 1:200.000 in den brandenburgischen Landkreisen Potsdam-Mittelmark und Teltow-Fläming optimiert und flächenhaft angewendet. Eine grundlegende Vorgabe dabei war, daß der Ansatz ausschließlich auf vorhandenem Datenmaterial aufbauen sollte.

## **2 Bewertungskonzept**

Der Ansatz bewertet zum einen die Fähigkeit des Bodens, seine natürlichen Funktionen aufgrund seiner spezifischen Potentiale/Eigenschaften zu erfüllen, zum anderen berücksichtigt er die sich aus der Nutzung ergebenden Ansprüche bzw. Einflüsse auf die natürlichen Bodenfunktionen.

Aufgrund ihrer Eigenschaften sind die Böden in unterschiedlichem Maße geeignet, Regelungs-, Lebensraum- und auch Produktionsfunktionen zu übernehmen. Die Eigenschaften bestimmen somit das Potential der Böden spezifische Leistungen für den Naturhaushalt und den Menschen zu erbringen. Zur Ermittlung der Eignung bzw. des Potentials der Böden, die natürlichen Funktionen zu erfüllen, wurden charakteristische Teilfunktionen und Aspekte ausgewählt, die die genannten Hauptfunktionen für die betrachteten Maßstäbe hinreichend genau beschreiben (vgl. Tab. 1). Jeder Boden- bzw. Standorttyp wurde hinsichtlich sieben Aspekten anhand einer 5-stufigen Skala (sehr gering - sehr hoch) auf sein Potential hin bewertet. Daraus ergab sich im Endergebnis für jeden zu prüfenden Boden- bzw. Standorttyp eine Rangfolge, die anzeigt, welche der drei Hauptfunktionen der betreffende Boden am besten wahrnehmen kann und welche weniger gut. Dieser Sachverhalt wird unter dem Begriff der "potentiellen Bodenfunktionen" zusammengefaßt. Auf diese Weise ergaben sich insgesamt sechs gleichberechtigte Klassen der potentiellen Bodenfunktionen, die durch eine unterschiedliche Reihenfolge der Funktionen gekennzeichnet sind (vgl. Tabelle 2).

In gleicher Weise lassen sich auch jedem Nutzungstyp die Bodenfunktionen in der Reihenfolge ihrer Bedeutung bzw. ihres Einflusses auf die Nutzung zuordnen. Jede Nutzung ist mit spezifischen Ansprüchen an den Boden verbunden, von denen positive oder negative Einflüsse auf die Bodenfunktionen ausgehen, die sie fördern (stärken, wie etwa eine Kalkung sich förderlich auf die Regelungsfunktion auswirkt) oder fordern (beanspruchen/beeinträchtigen, wie z.B. Versiegelung negativ auf die Wasserregelungsfunktion

wirkt). Dieser Sachverhalt wird unter dem Begriff der "aktuellen Bodenfunktionen" zusammengefaßt.



Je nach Intensität der Inanspruchnahme der natürlichen Bodenfunktionen werden die Nutzungstypen wie im abgebildeten Schema der Tab. 2 den Klassen der aktuellen Bodenfunktionen zugeordnet.

Tab. 1: Operationalisierungsmethoden natürlicher Bodenfunktionen zur Bestimmung der Eignungsrangfolge

Funktion	Teilfunktion	Aspekt	Methode	Parameter
Regelungs- funktion	Bodenwasser- haushalt	Grundwasser- neubildungsrate	Dörhofer & Josupait (1980)	Bodenart Grundwasser- flurabstand Relief Verdunstung Niederschlag Bewuchs
	Regelung des Stoffhaushaltes	Schwermetallimmobilisierung (Beispiel: Cd) Immobilisierung organischer Stoffen (Beispiel: Diesel)	Müller et al. (1992)/NIBIS	Bodenart pH-Wert Humusgehalt Auflagehorizont Grobbodenanteil
Lebensraum- funktion	Lebensraum für Bodenorganismen	Lebensraum- verhältnisse	Voerkelius et al. (1989)	effektiver Wurzel- raum pH-Wert Humusgehalt
	Biotopentwick- lungspotential	Entwicklung von Extremstandorten	ARUM (1989)	bodenkundliche Feuchtestufe pH-Wert Nährstoff- stufe/Bodenzahl
Produktions- funktion	Nutzungspezifi- sche Produktions- funktion	Landwirtschaftliches und gartenbauliches Ertragspotential	Bock & Schmidt in Cadmap & Auhagen (1993)	Bodenzahl/ Grünlandgrundzahl
		Forstwirtschaftliches Ertragspotential	Bock & Schmidt in Cadmap & Auhagen (1993)	Stammfruchtbarkeits- wert/Holzertrag

Tab. 2: Klasseneinstufung der Rangfolge der potentiellen bzw. aktuellen Bodenfunktionen

Rangfolge Eignung zur Erfüllung der Bodenfunk- tionen bzw. Intensität der Inanspruch- nahme	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4	Klasse 5	Klasse 6
Hoch	R	R	L	L	P	P
↓	L	P	R	P	R	L
gering	P	L	P	R	L	R

R= Regelungsfunktion

L= Lebensraumfunktion

P= Produktionsfunktion

### **3 Datengrundlagen**

Für die GIS-gestützte Bearbeitung sind Karten in digitaler Form erforderlich, die ggf. noch zu erstellen sind. Mittelmaßstäbige Bodenkarten (z.B. BÜK 200, MMK 100) sind notwendig zur Ermittlung der Bodentypen und deren räumliche Verteilung. Zur Ableitung der pedologisch-ökologischen Parameter für die Operationalisierung und Zuordnung der potentiellen Bodenfunktionen werden ergänzend hydrologische, Niederschlags-, Bodenschätzungs- und geologische Karten sowie Profildaten (pH-Wert, Humusgehalte, Stoffbestand etc.) aus Bodenkatastern und ähnlichen Untersuchungsprogrammen benötigt.

Zur Operationalisierung der aktuellen Bodenfunktionen sind Nutzungsinformationen unerlässlich. Sie liegen flächendeckend als Realnutzungskarten entweder auf Grundlage von Satellitenaufnahmen, Luftbildern oder Karten der Landschaftsrahmenplanung vor. Neben Informationen zur Realnutzung sind Angaben zu "überlagernden Nutzungen" wie Landschafts- und Naturschutzgebiete, Trinkwasserschutz-, -schon und -vorbehaltsgebiete zu berücksichtigen. Nicht zuletzt sind auch Unterlagen zu Altlasten, Spülfeldern, Deponien, Abgrabungs- und Militärflächen hinzuzuziehen. Topologische Grundinformationen als Hintergrund sind für die Erstellung der Ergebniskarten erforderlich.

### **4 Übertragung der Ergebnisse in die Fläche**

Die Auswertung erfolgt in mehreren Schritten. Die Übertragung der Ergebnisse in die Fläche erfolgt mit dem Geographischen Informationssystem ARC/Info.

#### **4.1 Ausweisung der potentiellen Bodenfunktionen**

In einem ersten Schritt werden die Bodeneinheiten den 6 Klassen der potentiellen Bodenfunktionen zugeordnet (vgl. Tab. 2). Dies erfolgt, indem die einzelnen genannten Aspekte (vgl. Tab. 1) mittels einer fünfstufigen Skala bewertet werden. Jeder Aspekt wird kartographisch mit Hilfe des GIS abgebildet und kann bereits für spezielle Fragestellungen und Aussagen genutzt werden. Die Einzelbewertungen werden zu einem Gesamturteil zusammengeführt, indem jedem Bodentyp eine Funktionsrangfolge und damit der jeweilige Klassentyp (vgl. Tab. 2) zugewiesen wird.

#### **4.2. Ausweisung der aktuellen Bodenfunktionen**

Im nächsten Schritt werden den aktuellen Nutzungen die 6 Klassen unterschiedlicher Funktionsreihenfolge zugeordnet (vgl. Tab. 2). Bei den Nutzungstypen Acker, Grünland, Gartenbau und Forst steht angesichts der ökonomischen Intention die Produktionsfunktion im Vordergrund, während die Lebensraumfunktion an letzter Stelle rangiert. Bei den anthropogen ungenutzten Typen (Feucht- und Trockenbiotope sowie Brache) weist die Lebensraumfunktion die höchste Priorität auf, während die Produktionsfunktion unbedeutend ist. Bei den Siedlungs-, Gewerbe-, Industrie- und Verkehrsflächen rangiert die Regelungsfunktion an erster Stelle, weil diese durch die Versiegelung und Verdichtung am stärksten beeinflusst wird. Die Produktionsfunktion ist unerheblich, so daß an zweite Stelle die Lebensraumfunktion zu setzen ist. Schließlich werden noch "überlagernde Nutzungsansprüche" berücksichtigt. In Naturschutzgebieten wird die Lebensraumfunktion grundsätzlich an die erste Stelle gesetzt, während die Produktionsfunktion die letzte Position bekleidet. Für Trinkwasserschutzgebiete ist die Regelungsfunktion vorrangig. Da die Flächen bei entzugsorientierter Nutzung häufig weiterbewirtschaftet werden, wird die Produktionsfunktion an zweite Stelle gesetzt. Abbau und Entsorgung werden nicht zugeordnet, da sie alle Bodenfunktionen zerstören.

Die flächenhafte Umsetzung erfolgt, indem den vorhandenen Nutzungstypen die entsprechenden Klassen der aktuellen Bodenfunktionen zugeordnet werden.

#### **4.3 Ausweisung von Flächen optimaler Bodenzustände**

Die Überlagerung der aktuellen mit den potentiellen Bodenfunktionen mit Hilfe des Geographischen Informationssystems erlaubt eine flächendeckende Darstellung, inwieweit Übereinstimmungen zwischen funktionsbezogenen Bodenpotentialen und den aktuellen Nutzungsanforderungen bestehen. Bei Klassenübereinstimmungen zwischen den aktuellen und potentiellen Bodenfunktionen wird der Bodenzustand als optimal bezeichnet. In diesem Fall wird der Boden entsprechend seines natürlichen Potentials genutzt, so daß kein konkreter Handlungsbedarf besteht.

#### **4.4 Ausweisung von Konfliktflächen**

Für die Bodenschutzplanung von größerer Bedeutung ist die Frage, ob und wo Abweichungen zwischen den prioritären aktuellen und potentiellen Bodenfunktionen bestehen. Die Ermittlung derartiger **Konfliktflächen** wird über mehrere Auswertungsstufen vollzogen, wobei die Ausweisung mit jedem Schritt konkreter wird.

Im **ersten Schritt** wird ermittelt, wo generell Abweichungen zwischen den Hauptfunktionen erkennbar sind. Solche Funktionskonfliktflächen sind als **Verdachtsflächen für bodengefährdende Zustände** anzusehen. Auf diesem Auswertungsniveau ist zunächst nur erkennbar, welche vorrangige Bodenfunktion auf Klassenniveau durch Nichtübereinstimmung mit der aktuellen Nutzung betroffen ist.

Im **nächsten Schritt** werden **Konfliktflächen mit potentiell bodengefährdenden Zuständen** ausgewiesen. Dazu werden die im vorangegangenen Schritt bestimmten Verdachtsflächen im Hinblick auf mögliche Konflikte zwischen ihrem natürlichen Potential und dem aktuellen Nutzungsanspruch ausgewertet. Dafür werden auf der Grundlage bodenfunktionschützender Leitbilder u.a. nachfolgende Anforderungen definiert:

- Böden mit prioritärer Wasserhaushaltsregelung (RLP oder RPL) sollten keiner konventionellen Landwirtschaft und Gartenbau unterliegen. Sie sollten ebenso nicht als Siedlungs-, Gewerbe-, Industrie- und Verkehrsflächen (Versiegelung und auch Stoffeintrag) genutzt werden.
- Böden mit prioritärer Lebensraumfunktion (LPR oder LRP) sollen nicht konventionell landwirtschaftlich oder gärtnerisch (Stoffeintrag, Degradation) genutzt werden. Sie sollten ebenso nicht der Siedlungs-, Gewerbe-, Industrie- und Verkehrsnutzung (Versiegelung und auch Stoffeintrag) unterliegen.
- Spülfelder, Deponien und Abgrabungen sind stets bodengefährdend.

Durch Überlagerung mit den aktuellen Bodenfunktionen können vor dem Hintergrund des oben beschriebenen Anforderungsprofils die potentiellen Konfliktflächen abgeleitet werden.

In einem **letzten Schritt** wird schließlich noch eine weitere Konkretisierung eingeführt. Jetzt werden nur noch die wertvollen und zugleich fehlgenutzten Böden betrachtet, weil hier die höchste Handlungspriorität besteht. Als "hochwertig" im Sinne eines funktionsorientierten Bodenschutzes werden in diesem Schritt nur noch diejenigen Böden betrachtet, die hinsichtlich eines Aspektes eine sehr hohe Eignungsbeurteilung aufweisen, also in mindestens einem Fall mit der Stufe 5 beurteilt werden. **Ergebnis dieses Schrittes ist eine Karte, die aufzeigt, welche Funktionen hochwertiger Böden durch die aktuelle Nutzung akut gefährdet sind. Hier ist prioritärer Handlungsbedarf angezeigt.**

#### **5 Umsetzbarkeit und Anwendbarkeit für die Bodenschutzplanung**

In dem Brandenburger Projekt wurde vor dem Hintergrund wichtiger Leitziele zum Bodenschutz für die einzelnen Bodentypen ein konkreter Maßnahmenkatalog erarbeitet, wie eine bodenfunktionsgerechte Nutzung gestaltet werden sollte. Das Spektrum der vorgeschlagenen Maßnahmen reicht von Variationen in der Bewirtschaftungs-/Beanspruchungsintensität bis hin zu generellen Nutzungsänderungen. Dieses konnte in Anbetracht der Maßstabebene allerdings nur auf einem allgemeinen Niveau geschehen.

Das hier vorgestellte Instrumentarium ist speziell für Bodenschutz- und Bodennutzungskonzeptionen auf mittelmaßstäbiger Ebene entwickelt worden, wie sie beispielsweise in der Landschaftsrahmenplanung, bei Landschaftsprogrammen, für Raumordnungspläne oder zur Ausweisung von Vorranggebieten für den Bodenschutz relevant ist. Als räumliche Einheiten eignen sich Planungsräume, Kreise oder auch der Verbund mehrerer Ämter. Gleichwohl besteht prinzipiell auch die Möglichkeit bei entsprechender Datengrundlage, dieses Verfahren auch in größeren Maßstäben wie etwa 1:25.000 z.B. in Landschaftsplänen oder in Genehmigungsverfahren beim Vergleich von Trassenverläufen oder Standortvarianten einzusetzen.

#### **6 Literatur**

Der Beitrag basiert auf zwei Projektberichten für das Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg, Abt. Bodenschutz, denen die weiterführende Literatur zum Thema zu entnehmen ist.

ARGUMENT (1995): Operationalisierung der Bodenfunktionen unter dem Gesichtspunkt der Bodennutzung und der Bodeneigenschaften - am Beispiel des Kreises Oberhavel.

ARGUMENT (1996): Operationalisierung der potentiellen und aktuellen Bodenfunktionen - am Beispiel der Kreise Potsdam-Mittelmark und Teltow-Flämi

## Strategien zur Ausweisung von Bodenschutz-Vorranggebieten

*Dr. Wolfram Kneib*

Mit der Verabschiedung des Bundes-Bodenschutzgesetzes wird es im Aufgabenbereich der Länder liegen, den Boden zum Erhalt seiner vielfältigen Funktionen vor schädlichen Bodenveränderungen zu schützen.

Eine wichtige Voraussetzung dafür ist es, die Räume auszuweisen, die aufgrund ihrer pedologischen Ausstattung als besonders schutzwürdig, aufgrund ihrer Empfindlichkeit und Vorbelastung als besonders schutzbedürftig und gefährdet sowie aufgrund ihrer Belastung als schutzauslösend (das heißt, wo zum Beispiel durch stoffliche Belastungen Gefahren oder Risiken vom Boden ausgehen) anzusehen sind. Diese für den vorsorgenden und nachsorgenden Bodenschutz unerläßliche Grundlage verlangt die Setzung von Prioritäten, zumindest dann, wenn eine kurzfristige Umsetzung in der konkreten **Bodenschutzplanung** erforderlich ist.

Der Begriff Vorranggebiet des Bodenschutzes könnte auch ausschließlich über die **planerische Dringlichkeit**, zum Beispiel durch die Ausweisung von Schutzvorstellungen anderer Medien oder Populationen, definiert sein.

Ein Beispiel hierfür ist vielfach der aus bodenkundlicher Sicht unzureichende Versuch, über die Ausweisung von Naturschutzgebieten den Bodenschutz "gleich mit zu erledigen". Diese aus bioökologischen Kriterien - meist nach der Strategie des Restflächenschutzes - ausgewiesenen Flächen repräsentieren keinesfalls immer schützenswerte Böden und diese Vorgehensweise ist schon gar nicht ausreichend.

In der Umkehrung dürfte eine flächendeckende Bearbeitung der geoökologischen Potentiale jedoch eine sehr viel bessere qualitative Bewertung auch der Naturschutzgebiete ermöglichen.

Eine vergleichbare Situation ergibt sich bei der Nutzung der sogenannten "geologisch bedeutsamen Schutzobjekte"; einzelne Objekte können durchaus als Vorranggebiete für den Bodenschutz fungieren (müssen es aber nicht!), aber als ausreichende Informationsgrundlage für bodenschutzrelevante Bewertungen darf man sie nicht bezeichnen.

Dennoch finden sich in kommunalen und landesweiten Ansätzen in der Praxis durchaus diese Strategien.

Häufiger als die oben beschriebene ist jedoch die Situation, daß es vornehmlich zu klären gilt, welche wechselseitigen Verstärkungen oder möglicherweise auch Widersprüche sich bei der Betrachtung mehrerer Schutzgüter ergeben, auch diese können Kriterien für die Formulierung von Vorranggebieten des Bodenschutzes ergeben.

Im **bodenkundlichen Sinne** sollte die Priorität eindeutig über raum/flächenbezogene oder qualitätsbezogene Kriterien (besondere räumliche Ausbreitung oder bodeneigene Potentiale oder Funktionen) begründet sein.

Für die relativ gut operationalisierbar haben sich die folgenden Indikatoren oder Kriterien bewährt:

Generelle Kriterien:	Leistungsfähigkeit Nachhaltigkeit
Spezielle Kriterien:	Vorbelastung Multifunktionalität Monofunktionalität Intaktheit (Naturnähe) Besonderheit Empfindlichkeit Wiederherstellbarkeit Erheblichkeit

Für die Festsetzung von Vorranggebieten sind diese Kriterien unterschiedlich geeignet, entscheidend muß der **qualitative oder quantitative Ausprägungsgrad** sein. Zusätzlich zu prüfen ist, ob die jeweils über das ausgewählte Kriterium abgegrenzte Fläche Eigenschaften besitzt, die den jeweiligen Vorrang verstärken oder vermindern. Hierbei müssen die räumliche Besonderheit (Eigenschaften mit dieser Wirkung können sein: seltener oder charakteristischer Ausprägungsgrad, besondere Lage oder Form), sowie Art und Grad der Vorbelastung berücksichtigt werden.

Welche Kriterien in welcher Ausprägung den jeweiligen Vorrang bestimmen, kann generell nach einem standardisierten Verfahren festgelegt werden. Ein Beispiel hierfür findet sich in der Karte 1, in der eine spezielle Auswahl von Ausprägungsgraden der Monofunktionalität, der Multifunktionalität, der Seltenheit und der Naturnähe unter Berücksichtigung einer bestimmten Größe der jeweiligen Flächen im Verbandsgebiet des Kommunalverbands Ruhrgebiet dargestellt wird. Die Karte kann auf diese Weise auch als Grundlage für eine Ausweisung der Vorranggebiete des Bodenschutzes genutzt werden und läßt eine überregionale Zonierung zu. Ob diese Art der Definition von Vorrang im Bereich des Bodenschutzes sinnvoll ist, wird abschließend zu diskutieren sein.

Im Detail und vor allem bei der konkreten Umsetzung in einem bestimmten kleinräumigen Planungsraum bedarf es für die Auswahl sinnvoller Kriterien der Formulierung eines für den jeweiligen Planungsbereich geltenden **Leitbildes des Bodenschutzes**. Aber auch dieses erfordert auf der Grundlage vorhandener Informationen eine erste Priorisierung von Qualitäts- und Handlungszielen. Insofern ist eine zweiphasige Vorgehensweise auf unterschiedlichen Maßstabebenen oder anhand eines angepaßten Detaillierungsgrades unerläßlich. Aus diesen Gründen sollten sich Strategien der Festlegung von Vorranggebieten des Bodenschutzes stets von der kleinmaßstäbigen Betrachtung beginnend zu den großmaßstäbigen hin konkretisieren. Dies ist auch für die Unterscheidung zwischen seltenen und charakteristischen Schutzobjekten unabdingbare Voraussetzung.

Für eine erste Setzung von Prioritäten und die Formulierung eines spezifischen Leitbildes kann es nützlich sein, **übergreifende Kriterien** zu formulieren. Dazu können zum Beispiel die flächendeckende Zuweisung der Flächen eines Planungsraums zu den Kategorien "Verlustflächen, Erhaltungsflächen und Gefährdungsflächen (empfindliche Flächen)" dienen. Bereits bei dieser Festsetzung wird man sich über regional gültige Qualitätsziele des Bodenschutzes verständigen müssen. Zum Beispiel über die Frage, ob, beziehungsweise welche, Abgrabungen oder Ablagerungen als Bodenverlustfläche oder als Erhaltungsflächen anzusehen sind. Die Diagramme in den Abbildungen 1-3 zeigen eine konkrete Umsetzung dieses Ansatzes in zwei Beispielgebieten des Ruhrgebiets. Aus einer solchen Auswertung einer flächendeckenden Ausweisung von Aspekten des Vorrangs im Bodenschutz läßt sich bereits ein Leitbild formulieren und für die weitere Planung nutzen, insbesondere ergeben sich Maß und Zahl für die Dringlichkeit von Maßnahmen.

Diese Strategie, die von einer **flächendeckenden Umsetzung** von Schutzvorstellungen ausgeht, steht im eindeutigen Gegensatz zum Verfahren in der Karte 1, die nur Teile des Planungsraums klassifiziert. Die landläufige Vorstellung Vorranggebiete des Bodenschutzes seien jene Gebiete, in denen eben der Bodenschutz (im Vergleich zu anderen Schutzgütern) Vorrang haben soll, ist eine vollkommen andere Strategie, als die, zu fragen, welche Art des Bodenschutzes auf jeder Fläche des Planungsraums jeweils Vorrang haben soll.

Während der erste Ansatz fast automatisch zum "Restflächenschutz" degradiert, steht bei der letztgenannten Strategie der Anspruch eines flächendeckenden Bodenschutzes im Vordergrund. Wenn man dieser Strategie folgt, ist eine Abwägung zwischen Schutzgütern sehr viel effektiver möglich, als wenn man schon vorher Flächen aus dem Schutzanspruch herausgenommen hat.

Im Prinzip könnten beide Verfahren zum gleichen Abwägungsergebnis kommen, der Argumentationsdruck ist bei der letztgenannten Strategie für alle Seiten ungleich größer, das Argument selber gewichtiger.

Bei den bisher erarbeiteten Karten zum Bodenschutz (des bfb/BSD) wurde aus diesen Gründen diese Strategie der flächendeckenden Ausweisung von Vorranggebieten des Bodenschutzes bevorzugt angewendet.

Eine empfehlenswerte Vorgehensweise läßt sich wie folgt zusammenfassen:

- Prüfung der Übernahme von gebietsbezogenen Vorschlägen anderer Schutzgüter,
- Prüfung der Interrelationen und räumlichen Kongruenz zwischen den Schutzgütern und einer möglichen Verstärkung oder Verminderung des Vorrangs zum Bodenschutz,
- Vorprüfung hinsichtlich der Erhaltungs-, Gefährdungs- und Verlustflächen als Grundlage (neben anderen Aspekten) für ein Leitbild des Bodenschutzes im jeweiligen Planungsraum,
- Festlegung der Qualitätsziele und der Handlungsziele,
- Festlegung der Kriterien und ihrer Ausprägungsgrade als Basis einer flächendeckenden Karte der Vorranggebiete des Bodenschutzes und eines diesbezüglichen Maßnahmenkatalogs.

Literatur:

büro für bodenbewertung-bfb (Konzepterarbeitung) / Kommunalverband Ruhrgebiet-KVR(Herausgeber), 1997: Bodenschutz im Ruhrgebiet, Essen

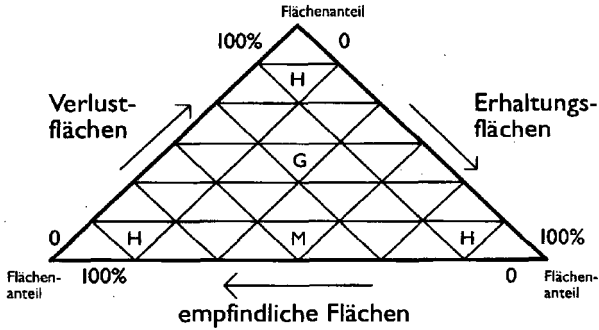


Abbildung 1: Entscheidungsdiagramm Bodenschutzmaßnahmen (H = hoch, M = mittel, g = gering)

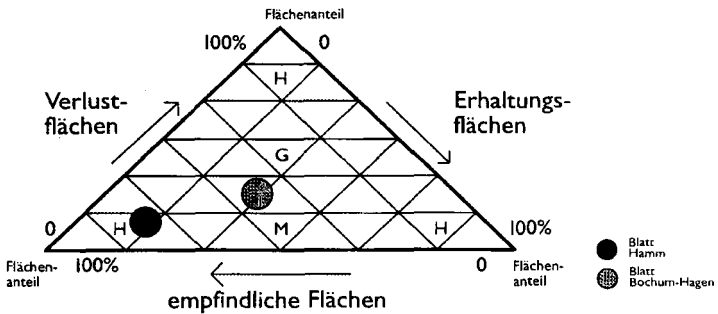


Abbildung 2: Entscheidungsdiagramm für die Teilräume Werne-Hamm und Bochum-Hagen (H = hoch, M = mittel, g = gering)

Bodenschutz im Ruhrgebiet  
**Flächenstatistik der Teilräume Werne - Hamm  
 und Bochum - Hagen**

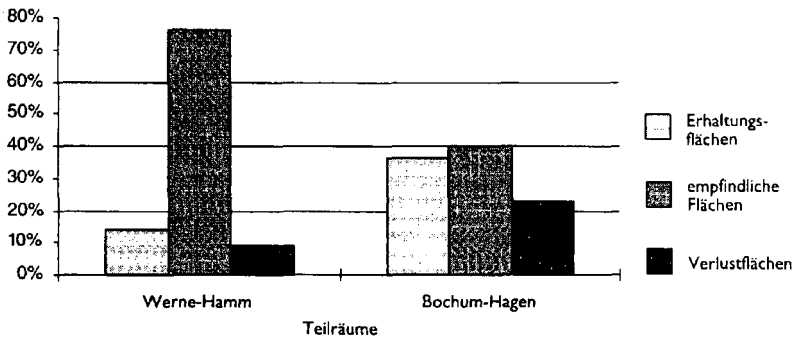


Abbildung 3: Flächenstatistik der Teilräume Werne-Hamm und Bochum-Hagen

## Modelle und Praxisergebnisse zur Optimierung der Düngung für unterschiedliche Standorte und Teilschläge

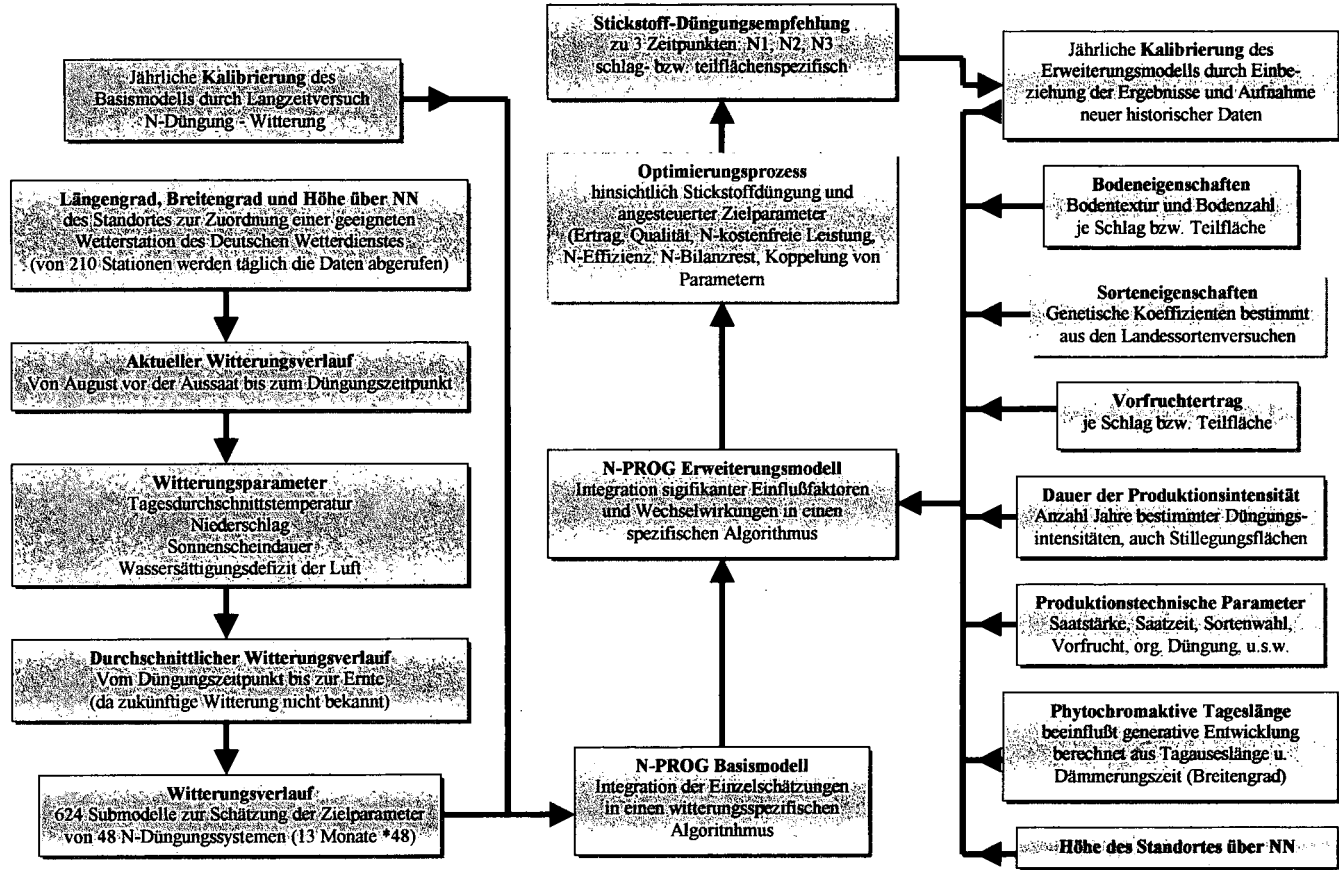
*Peter Schoop, Peter Treue, Tammo Teebken und Herbert Hanus*

Die Kalkulation der N-Menge und N-Verteilung zu Wintergetreide ist z. T. immer noch mit Unsicherheit verbunden. Die Ursachen hierfür liegen im Witterungsverlauf und dessen Wechselwirkungen mit Boden- und Sorteneigenschaften sowie produktionstechnischen Parametern auf die N-Dynamik im Boden und das Pflanzenwachstum. Aus diesem Grunde wurde mit Hilfe von Ergebnissen eines Langzeitversuches (Versuchsbeginn 1974 auf Hohenschulen) zur Stickstoffdüngung ein Modell entwickelt, das zunächst die aktuell abgelaufene Witterung des Standortes bis zum jeweiligen Düngungstermin berücksichtigt und für die verbleibende Zeit bis zur Ernte die langfristige Witterung voraussetzt. Mit Hilfe der Mitarbeit von Landwirten, Beratungsstellen und Schlagkarteiauswertungen aus der Praxis und weiterer Forschungsstellen (seit 1982) aus dem gesamten Bundesgebiet wird das Modell derzeit getestet. Die dabei gewonnenen Ergebnisse dienen der Anpassung des Prognosemodells an andere Böden unter Berücksichtigung anderer Produktionsbedingungen und Sorteneigenschaften. Seit dieser Zeit werden ebenfalls schlagspezifische Düngungsempfehlungen gegeben. Die entsprechenden Ernteergebnisse fließen zur retrospektiven Analyse in das Modell zurück (s. Abbildung).

Da mit wenigen Ausnahmen ein Schlag nicht in sich homogen ist (z. B. verschiedene Böden und unterschiedliche Nährstoffgehalte, Hänge und Kuppen) wird das Modell N-PROG® derzeit auf einigen Praxisschlägen geprüft, ob eine teilflächenspezifische N-Düngung im Vergleich zur Routinegabe bzw. einer schlagspezifischen Düngung Vorteile bringt. Hierbei werden neue Technologien in der Pflanzenproduktion eingesetzt (Satellitenortung mit DGPS, Durchflußmessung im Mähdrescher und teilflächenspezifische Düngerausbringung). Der Einsatz dieser neuen Techniken und der Modelle kann sich einerseits auf die benötigte Düngermenge auswirken und andererseits auf die Ertragshöhe und die Qualität. In dem Posterbeitrag soll das Ausmaß einer unterschiedlich angepaßten Düngungsstrategie demonstriert werden.



# Struktur des Modellsystems N-PROG®



## Geographische Informationssysteme - Einsatzmöglichkeiten und Grenzen -

*T. Schulze-Wolf*

### **Einleitung**

Ende der neunziger Jahre ist der Einsatz von Geographischen Informationssystemen (GIS) in nahezu allen mit räumlichen Informationen arbeitenden Bereichen eine Selbstverständlichkeit geworden. Außer in der geographischen Forschung werden GIS inzwischen stark in Planung, Verwaltung und Wirtschaft eingesetzt. Dabei fällt auf, daß gerade diejenigen Disziplinen, welche bisher nur in geringem Umfang Gebrauch von kartographischen Darstellungen gemacht haben, heute die innovativsten Methoden einsetzen und den größten Nutzen aus GIS-Anwendungen ziehen, z.B. Wirtschaftswissenschaften, Sozialwissenschaften, Gesundheitswesen und Marketing.

Der Großteil der Anwender in traditionell stark mit Karten(-werken) arbeitenden Fachdisziplinen benutzt GIS dagegen meist als ein Instrument zur Bewältigung bereits vordefinierter und bisher mit Hilfe konventioneller Karten bearbeiteter Aufgaben, wie z.B. in der Raum- und Landschaftsplanung. In erster Linie steht dort der Wunsch nach schnellerer, vereinfachter und genauerer Bearbeitung sowie nach Abfragefunktionen aus immer exakteren und umfassenderen Datenbeständen im Vordergrund. Trotz oftmals vorhandener Vorbehalte konnte sich die GIS-Technik aufgrund ihrer Stärken in diesen Bereichen durchsetzen und den in der Regel hohen Aufwand bei ihrer Einführung rechtfertigen.

Während sich die jeweiligen Arbeitsabläufe durch die neuen technischen Möglichkeiten vereinfachen und effizienter gestalten ließen, ist die Methodik (Verfahren, Rechenvorschriften, Bewertungskriterien, Arbeitsablauf etc.) meist unverändert geblieben. Der GIS-Einsatz beschränkt sich dabei in der Regel auf die Effizienzsteigerung bei Datenhandling und Kartenproduktion, während das Potential zur methodischen Optimierung bei weitem noch nicht ausgeschöpft wird.

### **Systemvergleiche**

Vor ca. zehn Jahren, als die starke Verbreitung von GIS in Deutschland und auch im internationalen Raum begann, stand bei Systemvergleichen die Frage der bearbeitbaren Datenarten sowie des zugrunde liegenden Datenmodells im Vordergrund der Diskussion. Damals unterschieden sich GIS vor allem hinsichtlich der von ihnen verarbeiteten Datenarten: Raster- oder Vektordaten. Programme, die beide Datearten ver- und bearbeiten können, werden als sogenannte hybride Systeme bezeichnet. Diese Unterscheidung spielt heute keine wesentliche Rolle mehr, da von einem GIS grundsätzlich erwartet wird, daß es die hybride Datenverarbeitung beherrscht. Ein weiteres Unterscheidungskriterium war und ist das dem jeweiligen GIS zugrunde liegende Datenmodell. Einige der heute noch relevanten Systeme sind nicht als originäre GIS entwickelt worden, sondern sind aus bestehenden CAD-Anwendungen hervorgegangen, da die scheinbare Verwandtschaft von CAD und GIS eine solche Entwicklung nahelegte.

### **Unterschiede zwischen GIS und CAD**

CAD-Programme sind in erster Linie zur Herstellung von Konstruktionszeichnungen und technischen Plänen entwickelt worden. Dies beinhaltet als eine notwendige Arbeitshilfe die freie Plazierbarkeit und Verschiebbarkeit von Zeichenelementen. Die inhaltlichen Bezüge zwischen Konstruktionsteilen haben für den Zeichen- und Entwurfsprozeß als solchen zunächst keine Bedeutung. CAD-Systeme verwenden außerdem umfangreiche Symbolbibliotheken, aus denen sich einzelne Elemente einer komplexen Konstruktionszeichnung entnehmen und in die Zeichnung einfügen lassen.

**Geographische Informationssysteme** hingegen haben als zentrale Aufgabe die Abbildung der realen Welt im Computer unter Berücksichtigung ihrer räumlichen und inhaltlichen Bezüge. Dies macht es erforderlich, daß sich einzelne Elemente der Darstellung nicht (ohne weiteres) gegeneinander verschieben lassen, da sich dadurch sofort alle Bezüge der dargestellten Objekte untereinander und zur realen Welt verändern würden.

Die räumlichen Bezüge der dargestellten Elemente zueinander werden auch als **Topologie** bezeichnet. Der Aufbau einer Topologie sowie die laufende Kontrolle und Erhaltung derselben ist daher eine der zentralen Anforderungen an das GIS-Datenmodell und damit gleichzeitig der entscheidende Unterschied zu CAD-Systemen. Aus diesem Grund muß bei Geographischen Informationssystemen, die aus CAD-Systemen hervorgegangen sind, ein hoher datentechnischer Aufwand getrieben werden, um diese topologischen Fähigkeiten sicherzustellen. Dies gilt natürlich insbesondere bei mathematisch-geometrischen Operationen wie z.B. Verschnidungen, die ganz wesentlich von einer einwandfreien Topologie abhängig sind.

Ein weiterer Unterschied zwischen GIS und CAD liegt darin, daß GIS grundsätzlich mit „echten“ **Weltkoordinaten** in unterschiedlichen geographischen Projektionen arbeiten. Im Gegensatz dazu werden in CAD-Systemen (ähnlich wie in Zeichenprogrammen) meistens rechtwinklige Bezugssysteme (z.B. das Zeichenblatt) verwendet.

Trotz dieser fundamentalen Unterschiede im Datenmodell verschwimmen die Grenzen zwischen CAD-basierten und originären GIS-Systemen zunehmend, da die Entwicklung und Optimierung der Programme laufend vorangetrieben wird. Dafür ist eine neue Generation von GIS-Software ins Zentrum der Diskussionen getreten: Die Desktop-GIS.

### **Desktop-GIS**

Die Ursprünge der Geographischen Informationssysteme reichen bis weit in die sechziger Jahre zurück. Diese Programme waren extrem teuer, erforderte eine spezielle, sehr leistungsfähige Hardware und waren nur von hochspezialisierten EDV-Fachleuten beherrschbar. Grundsätzlich ist das bei den gängigen High-End Systemen (ARC/INFO, SICAD, Microstation etc.) heute immer noch so, da diese Programme durch ihre ungeheure Leistungsfähigkeit und Funktionsvielfalt ein entsprechend tiefgehendes und umfangreiches GIS- und Systemfachwissen erfordern. Darüber hinaus sind diese Programme allein in der Anschaffung und Unterhaltung so kostspielig, daß ihre Einsatz (und damit die Verbreitung) häufig alleine an der Finanzierbarkeit scheitert. Dieses Problem haben die Hersteller von GIS-Software erkannt und zu Beginn der neunziger Jahre mit der Entwicklung von einfacheren und preiswerteren Systemen begonnen, um sich damit auch den Massenmarkt der Geodaten zu erschließen: Die Desktop-Mapping oder Desktop-GIS Systeme. Zunächst wurden diese Produkte nur zur Darstellung und Analyse von Geodaten konzipiert und boten entsprechend wenige GIS-Funktionalitäten. Durch den verhältnismäßig niedrigen Preis und die einfache Bedienung haben diese Programme trotzdem sehr schnell eine weite Verbreitung in Behörden, Verwaltungen, Firmen, Universitäten, Planungsbüros etc. gefunden. Die intensive Weiterentwicklung und das Angebot von zahlreichen Zusatzmodulen verbessert die Funktionalität und Leistungsfähigkeit ganz entscheidend, so daß Desktop-GIS heute viele der Möglichkeiten bieten, die vor einigen Jahren noch ausschließlich bei GIS-Programmen zu finden waren, die das zwanzigfache kosteten. Gleichwohl ist diesen Systemen gemein, daß sie in aller Regel eben keine vollwertigen GIS sind, da ihnen die Fähigkeit zum Topologie-Aufbau und -Erhalt fehlt. Erst der Verzicht auf diese Fähigkeit machte es schließlich möglich, Desktop-GIS preiswert und einfach bedienbar anzubieten.

Für den potentiellen GIS-Anwender bzw. Nutzer von Geodaten stellt sich damit zu Beginn meistens die Frage, ob er sich in das kostenträchtige, aber wesentlich leistungsfähigere Abenteuer eines vollwertigen GIS stürzt, oder ob sich die (derzeitigen) Anwendungen und Fragestellungen nicht schneller und kostengünstiger mit einem Desktop-GIS Arbeitsplatz erledigen lassen. Die Beantwortung dieser Frage hängt natürlich ganz wesentlich davon ab, welche Aufgabenstellungen und Datenmengen kurz-, mittel- und langfristig bearbeitet werden sollen.

Grundsätzlich hat sich jedoch gezeigt, daß für die meisten Routine-Aufgaben, die im Zusammenhang mit Geodaten zu erledigen sind, ein Desktop-GIS (ggf. mit einer fachspezifischen Anpassung) ausreichend ist.

### **Systemimmanente Grenzen**

Es gibt kein GIS, das für alle Fragestellungen gleich gut geeignet ist. Oft ist es sogar so, daß selbst die Routine-Aufgaben eines Benutzers oder einer Institution so differenziert sind, daß sie nicht in aller Tiefenschärfe von einem GIS bewältigt werden können.

Ein aktuelles High-End GIS bietet alle Funktionen, die zur Erfassung (Digitalisierung) und Bearbeitung auch sehr komplexer Fragestellungen einschließlich aller geometrischen Operationen erforderlich sind. Die Integration oder Anbindung an leistungsfähige relationale Datenbankmanagementsysteme RDBMS ist ebenso selbstverständlich, wie die Verarbeitung und Verwaltung von sehr großen Datenmengen.

Trotzdem lassen sich z.B. mit modernen High-End GIS häufig die hohen kartographischen Ansprüche aktueller gedruckter Kartenwerke nur mit hohem Arbeitsaufwand realisieren. Entsprechende kartographische Systeme, die zur Kartenproduktion eingesetzt werden, liefern jedoch in der Regel zwar graphische aber keine geographischen und damit GIS-tauglichen Daten.

Mit einem Desktop-GIS lassen sich Geodaten wesentlich schneller, einfacher und anschaulicher analysieren, visualisieren und ausdrucken als mit einem vollwertigen GIS, jedoch sind hier die kartographischen Fähigkeiten noch weniger ausgeprägt. Auch die Möglichkeiten zur Digitalisierung sind nicht so ausgeprägt, daß damit alle anfallenden Erfassungsarbeiten erledigt werden könnten. Ein Desktop-GIS zeichnet sich jedoch durch eine leichte Erlern- und Bedienbarkeit aus, was Akzeptanzprobleme und Einführungsschwierigkeiten mindert und schneller zu vorzeigbaren Ergebnissen führt.

### **Entscheidungsfindung**

Insbesondere in Zeiten knapper finanzieller Ressourcen sind die zur Verfügung stehenden Finanzmittel der entscheidende begrenzende Faktor. Trotzdem oder gerade deshalb muß vor der Entscheidung für ein bestimmtes System bzw. eine GIS-Software eine einigermaßen exakte und realistische Formulierung der Anforderungen stehen, die kurz-, mittel und langfristige Ziele unterscheidet. Häufig erfolgt dies in Form eines Pflichtenheftes, das von einer internen Arbeitsgruppe, unterstützt durch externe, herstellerunabhängige Berater ohne Verkaufsinteressen, erarbeitet wird.

Bei der Implementierung von GIS muß berücksichtigt werden, daß anders als bei Standard-Software, erst nach unter Umständen sehr langen Initialphasen mit ersten Ergebnissen zu rechnen ist. Die Länge dieser Initialphase hängt von der Komplexität des eingesetzten Systems (Einarbeitungszeit), der Menge der zu beschaffenden Daten und der Art der Datenbeschaffung ab. Sollen die erforderlichen Daten selbst erfaßt (digitalisiert) oder eingekauft werden (Outsourcing)?

Eine Vereinfachung der Entscheidung zwischen einem Desktop-GIS und einem High-End-GIS bietet ein „mitwachsendes GIS“. Von zahlreichen GIS-Anbietern werden sowohl Desktop-GIS als auch High-End-GIS angeboten, die datenkompatibel sind. Dadurch kann zunächst mit einem Desktop-GIS begonnen werden und dessen Eignung im praktischen Einsatz getestet werden. Nach einer längeren praktischen Testphase (ca. 1 Jahr) kann anhand der realisierten Projekte festgestellt werden, ob ein Bedarf für höherwertige GIS-Funktionalitäten besteht und ob diese durch die Anschaffung eines eigenen GIS oder durch Outsourcing gedeckt werden kann.

Bei der Implementierung von GIS ist außerdem der Aspekt zu berücksichtigen, daß die Anschaffung eines High-End-GIS aufgrund der Investitionsvolumens und der erforderlichen Personalkosten eine langfristige Investition darstellt, während ein Desktop-GIS eher als kurzfristige Investition zu werten ist. Die bei der Desktop-Variante eingesparten Finanzmittel können parallel zur Beschaffung von Daten eingesetzt werden, so daß dadurch eine zusätzliche Beschleunigung der GIS-Implementierung erreicht werden kann.

### **Metadaten**

Im Zusammenhang mit der Verwendung von GIS muß auf die zentrale Bedeutung von Metadaten hingewiesen werden. Bei Metadaten handelt es sich um „Daten über Daten“, also um Daten, die verschiedene Eigenschaften von Geodatensätzen beschreiben und den inhaltlichen Kontext herstellen. Letztendlich machen erst Metadaten aus Daten Informationen, da für eine sachgemäße Verwendung von Geodaten weitere, über den reinen Datenbestand hinausgehende Angaben notwendig sind.

Dieses gilt und gilt natürlich auch für analoge Karten, die nicht nur aus dem eigentlichen Kartenbild bestehen, sondern weitere Informationen zur Verfügung stellen. Diese können z.B. Aussagen über die Lage auf der Erdoberfläche, Koordinatensysteme, Erfassungsmaßstab und -genauigkeit, Angaben zum Autor, Informationen zur Datenherkunft oder Hinweise zum Projektbezug umfassen.

Insbesondere bei Umweltdaten sind regelmäßig auch Angaben über die Erfassungsmethode, verwendete Meßgeräte, Meßbedingungen, Bearbeiter etc. erforderlich, um eine Vergleichbarkeit von Messungen oder Beobachtungen zu gewährleisten.

Das skizzierte Problem stellt sich bei **digitalen Geodaten** in besonderem Maße, da diese im Unterschied zu einer analogen Karte keinerlei offensichtlichen "Kontext" aufweisen und somit ohne

Begleitinformationen nicht verständlich bzw. nicht richtig interpretierbar sind. Im Gegensatz zu den meisten Textdokumenten (z.B. Briefe) enthalten Geodaten zunächst keine Informationen über z.B. den Autor, das Entstehungsdatum, den Bezug zum Empfänger oder gar postalische Adressen o.ä.. Sie sind gewissermaßen „geschichtslos“.

Die Erfahrung zeigt zudem, daß bereits der Wechsel von Mitarbeitern, Softwareprodukten oder Systemplattformen die Weiternutzung bestehender, aber nicht ausreichend dokumentierter Datenbestände erschweren oder gar unmöglich machen kann. Da die gespeicherten Daten in Geoinformationssystemen i. d. R. die teuerste Komponente darstellen, ist in einer mangelhaften Dokumentation deshalb auch ein hohes finanzielles Risiko zu sehen.

Eine zukunftsorientierte Lösung dieses Problems wird immer drängender, da die Menge an erfaßten Geoinformationen exponentiell wächst. Damit wächst zwangsläufig auch die Gefahr, daß diese teuren Datenbestände durch fehlende Metadaten zu anonymen und damit wertlosen Datenfriedhöfen verkommen. Häufig werden Daten aus Unkenntnis doppelt erfaßt oder es kommt aufgrund mangelnder Informationen zu folgenschweren Fehlentscheidungen.

Die digitale Dokumentation von Geoinformationen mit Hilfe von Metadaten sollte schon vor der Anlage von Geodatenbeständen eingeplant und während der Arbeit konsequent weiterverfolgt werden, auch wenn die Führung dieser Informationen häufig als lästig empfunden und als nicht notwendig erachtet wird.

Einen Ansatz hierzu bieten Datenbankanwendungen, die die Erfassung, Verwaltung und Weitergabe von Metadaten vereinfachen und sich dabei an bereits existierende Standards oder Normungsvorschläge anlehnen. Ein solches Metadatenverwaltungssystem sollte bereits bei der Implementierung eines GIS mit vorgesehen werden, um damit das Risiko von Datenverlusten durch undokumentierte Geodatenätze so gering wie möglich zu halten.

#### Fazit

Richtig eingesetzt sind moderne GIS ein wertvolles und beinahe unerlässliches Werkzeug bei der Bewertung und Verarbeitung der immer umfangreicher und komplexer werdenden Datenmengen insbesondere im Umweltbereich. Gleichwohl sollte vor der Auswahl eines solchen Werkzeuges genau geklärt werden, welche Arbeiten damit erledigt werden sollen, um kostenträchtige Fehlinvestitionen zu vermeiden.

**MITTEILUNGEN**

**DER**

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN**

**GESELLSCHAFT**

**AG Bodenschutz zum Thema:**  
**„Bodenkundliche Anforderungen an die gute**  
**fachliche Praxis in der Landwirtschaft“**  
**27. und 28. April 1999 in Leipzig**

**Band 91**

**Heft 1**

**1999**



**Begrüßung und einleitende Worte zur Vortragsveranstaltung "Bodenkundliche Anforderungen an die gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft" am 27./28. April 1999 in Leipzig**

von  
**LAVES, D. \*)**

Sehr geehrte Frau Präsidentin,  
meine Damen und Herren,  
liebe Kolleginnen und Kollegen,

im Namen des Vorstandes der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft begrüße ich Sie zur Vortragsveranstaltung der Arbeitsgruppe Bodenschutz, die unter dem Thema steht "Bodenkundliche Anforderungen an die gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft". Durch das Inkrafttreten des Bundes-Bodenschutzgesetzes zum 1. März 1999 nunmehr ohne Einschränkung und die in Aussicht gestellte baldige Verabschiedung der zugehörigen Bodenschutz- und Altlastenverordnung hat die gewählte Thematik eine besondere Aktualität.

Neben dem Bodenschutzgesetz existieren in neuester Zeit verschiedene Standpunktpapiere zur guten landwirtschaftlichen Praxis, und zwar

- die Kriterien zur umweltverträglichen Landbewirtschaftung vom Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA)
- zur Thematik Bodenbearbeitung und Bodenschutz vom Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL)
- Richtwerte zum Schutz des Unterbodens und Empfehlungen für eine nachhaltige Landbewirtschaftung aus bodenkundlicher Sicht vom Deutschen Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK)
- über die Verdichtungsgefährdung landwirtschaftlich genutzter Böden und Lösungsansätze zum Bodengefügeschutz von den Bodenspezialisten der Bundesländer sowie
- unter Federführung des Bundeslandwirtschaftsministeriums ein gemeinsames Standpunktpapier der Agrarseite zur guten fachlichen Praxis nach § 17 des Bundes-Bodenschutzgesetzes.

An der Erarbeitung der Standpunktpapiere maßgeblich beteiligte Wissenschaftler werden aus ihrer Sicht über die bodenkundlichen Anforderungen an die gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft vortragen und mit uns darüber diskutieren.



Ich danke Herrn Professor Breitschuh, Herrn Professor Sommer und Herrn Professor Horn für Ihre Bereitschaft zur Übernahme der einleitenden Grundsatzreferate. Die Moderation dieses Teils der Vortragsveranstaltung übernahm dankenswerter Weise Herr Dr. Menge, Fachbereichsleiter in der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft und hier für die Koordinierung des Förderprogrammes "Umweltgerechte Landwirtschaft im Freistaat Sachsen" verantwortlich. Frau Professor Schneider-Böttcher, Präsidentin der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft danke ich für ihre Zusage zur Durchführung der Vortragsveranstaltung in der Landesanstalt und für ihre Bereitschaft, unsere Tagung zu eröffnen.

Bevor ich Frau Präsidentin bitte, das Wort zu ergreifen, wünsche ich allen Teilnehmern einen guten Tagungsverlauf und einen angenehmen Aufenthalt in Leipzig.

Frau Präsidentin, darf ich Sie um Ihr Wort bitten.

## Ermittlung von Handlungszielen als Grundlage für den vorsorgenden Bodenschutz

Monika Frielinghaus\*, Lothar Müller\* und Johannes Bachinger\*

In einer UBA-Studie zur Entwicklung eines Indikatorsystems für die Umweltbericht-erstattung (Walz et al.; 1996) wurden zum Problembereich „Bodenressourcen“ nach folgende Indikatorvorschläge erbracht (Tab.1).

Tabelle 1.: Indikatorvorschläge im Bereich Bodenressourcen (Walz et al., 1996, modifiziert)

Indikatorvorschläge	Bedeutung für Boden	Quantifizierbarkeit	Datenverfügbarkeit	Zielgruppenadaquanz	Verständlichkeit	Stellenwert
<b>Belastung</b>						
Tragfähigkeit des Bodens versus Nutzung des Bodens	wichtig	gering	gering	-		hoch
Versiegelungsgrad	wichtig	gut	gut	gut		hoch
Anteil ackerbaulicher Flächen an Gesamtfäche	wichtig	sehr gut	gut	mäßig/gut		mäßig
<b>Zustand</b>						
Verlust von Oberboden/Erosion	wichtig	mäßig	gut	gut		mäßig
Erosionsrisiko	wichtig	mäßig	gut	mäßig		mäßig
Bodenverdichtung	wichtig	mäßig	mäßig	gering		mäßig
Veränderung Bodenfruchtbarkeit	(wichtig)	gering	gering	gering		mäßig
Veränderung Bodenfauna und -flora	wichtig	gering	gering	gut-		mäßig-
<b>Reaktion</b>						
Anteil stillgelegter Flächen an gesamten ackerbaulichen Flächen	wichtig	gut	gut	mäßig		mäßig
rekultivierte Flächen	Rand-aspekt	gering	gut	gut		sehr gering
Bestand an Geräten zur bodenschonenden Bewirtschaftung	wichtig	gut	gut	mäßig		mäßig
Bodenversiegelungsmaterial	Rand-aspekt	gering	gering	mäßig-		sehr gering

Diese Zusammenstellung reicht für die Vorsorge (§17 des BbodSchG) keinesfalls aus wie die Bodenqualitätsziele und Bodenhandlungsziele deutlich machen (Tab.2).

Aus der folgenden Zusammenstellung ist weiterhin abzulesen, daß es nicht möglich ist, alle Qualitätsziele zur Grundlage von Handlungszielen zusammenzufassen, da dabei unweigerlich Handlungskonflikte auftreten. Gefordert ist daher eine Optimierung der Parameterkomplexe zur Realisierung der Bodenfunktionen.

Tab.2: Formulierung der Bodenqualitätsziele und der Handlungsziele zum Bodenschutz

Bodenmerkmale								
	Bödenmächtigkeit	Humus	Bodengefüge	Bodenlebewesen	Bodenwasser	Bodenacidität	Bodennährstoffe	Phytozönosen
<b>Bodenqualitätsziele</b> (erhalten, fördern)	Die Tiefgründigkeit der Böden ist zu erhalten bzw. zu fördern.	Der standorttypische Gehalt und die Qualität der organischen Substanz sind zu erhalten.	Die Struktur des Bodens hat günstige Entwicklungsbedingungen für Kulturpflanzen zu gewährleisten. Sie ist so einzustellen, daß der Austrag von Schadstoffen minimiert wird.	Standorttypische Bodenlebensgemeinschaften sind zu erhalten. Die Funktion der organischen Gemeinschaft in bezug auf Stoffumsatzprozesse (Transformationsvermögen) und Gefügebildung muß erhalten bleiben.	Die Fähigkeit der Böden zur Wasserretention muß erhalten werden. Standorttypische Bodenwasserverhältnisse sind zu erhalten.	Die Bodenreaktion (pH-Wert) ist standort- und nutzungsabhängig optimal so einzustellen, daß die Nährstoffverfügbarkeit gesichert und ein Austrag von Schwermetallen verhindert wird.	Der Bodennährstoffgehalt ist in einem optimalen Bereich auf den Entzug der Kulturpflanze ausgerichtet zu halten.	Der Boden ist als Lebensraum standortabhängiger Ackersukkullogesellschaften zu erhalten.
<b>Handlungsziele zum Bodenschutz</b> a) Vermeiden, Vermindern von Risiken	Bodenabträge durch Wassererosion und Winderosion sind zu minimieren.	Ein Absinken des Humusspiegels ist zu verhindern.	Nutzungsbedingte Schadverdichtungen des Bodens sind zu vermeiden.	Der Eintrag von Stoffen mit hohem Gefährdungspotential ist zu minimieren bzw. zu vermeiden, um eine Verdrängung standorttypischer Organismengemeinschaften zu verhindern.	Ein Absinken des Speichervermögens der Böden für Wasser ist zu verhindern.	Der Boden ist vor Versauerung zu schützen.	Nährstoffdefizite sind zu vermeiden, um nachhaltig die Produktion von Biomasse zu ermöglichen. Nährstoffüberschüsse sind zu vermeiden, um den Eintrag von Nährstoffen in angrenzende Schutzgüter zu minimieren.	Standorttypische Ackersukkullogesellschaften sind vor Vernichtung oder Verdrängung, z. B. durch nitrophile Arten, zu schützen
b) Bewirtschaftungsziele		Die landwirtschaftliche Nutzung ist auf eine ausgeglichene, standort- und nutzungsartypische (Grünland, Acker) Humusbilanz zu richten	Der Boden ist mit schonender Technik und nur bei geeigneten Feuchtebedingungen zu bewirtschaften. Befahrungen sind zu minimieren.	Die landwirtschaftliche Nutzung ist auf eine ausgeglichene, standort- und nutzungsartypische (Grünland, Acker) Humusbilanz als Grundlage für das Bodenleben zu richten	Grundwasserabsenkungen sind zu vermeiden.	Auf versauerungsgefährdeten Standorten sind physiologisch sauer wirkende Dünger zu vermeiden und Erhaltungskalkungen vorzunehmen	Böden sind bedarfsgerecht zu düngen.	Seltene Arten sind im Bereich von Randstreifen zu fördern.

Bevor Handlungsziele für die künftige Bodennutzung abgeleitet werden können, müssen Bodenqualitätsziele festgeschrieben werden. Diese ergeben sich regions-spezifisch aus der Funktionalität der Böden und müssen als anzustrebende Optimalgrößen angesehen werden (Frielinghaus et al, 1997 und 1999) (Abb.1). Voraussetzung für die Ableitung von Handlungszielen ist die Einschätzung des gegenwärtigen Zustandes des Bodens (I<sub>ii</sub>) hinsichtlich der Erfüllung seiner vielfältigen Funktionen und die Bewertung der gegenwärtiger Landnutzung in ihren Auswirkungen auf den Boden.

Das entwickelte Bodenindikatorsystem beruht auf dem "State-Pressure-Response Konzept" der OECD (1994). Es beinhaltet die Indikation der Belastbarkeit der Böden unter Beachtung standortspezifischer Randbedingungen, die Indikation der Belastungen durch die Landnutzung sowie die Bewertung der Reaktion durch eine veränderte Landnutzung bei festgestelltem Ungleichgewicht. Dabei kann ein Vergleich mit den regionspezifischen Ausgangswerten (I<sub>i</sub>) zu Beginn der intensiven Landnutzung sehr hilfreich sein (Bork et al., 1998). Zu einigen Prozessen wie der Wassererosion können recht präzise Abschätzungen für den Zeitraum der vergangenen 30 Jahre mittels Tracern wie Cs<sup>137</sup> gemacht werden (Li et al., 1999).

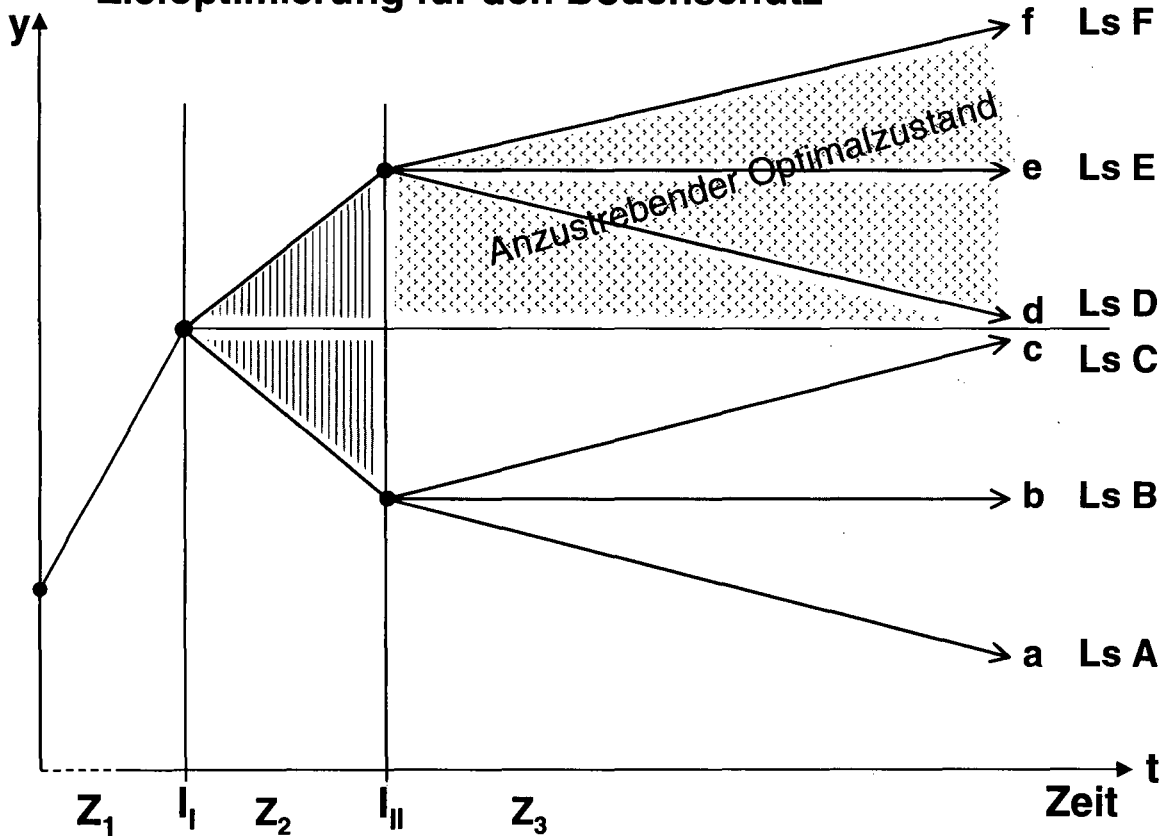
Um auf dieser Basis eine Risikoabschätzung für anzustrebende veränderte Landnutzungssysteme (Level a, b, c, d, e, f) vornehmen zu können, werden verschiedene Modelle entwickelt oder angepaßt (Frielinghaus et al., 1999). Allerdings besteht zur Zeit noch großer Forschungsbedarf, auf welchem Level die optimalen Bodenzustands-bereiche für eine nachhaltige Gewährleistung einzelner und komplexer Boden-funktionen des Systems Boden liegen, damit sich Gleichgewichts-zustände einstellen können.

Ein Bodenindikatorsystem muß als Teil des Umweltindikatorsystems angelegt werden, da in die Entscheidungshilfen für zustandsangepaßte Landnutzungssysteme die Anforderungen zur Stabilisierung der Funktion weiterer Medien außer dem Boden integriert werden müssen. In das Bodenindikatorsystem werden die von Kundler et al., (1989) entwickelten Bodenfruchtbarkeitskennziffern aufgenommen werden; benötigt werden aber Indikatoren, die Auskunft zu den übrigen Funktionen geben, die dem Boden im Landschaftswasser- und -stoffhaushalt zukommen.

## Literatur

- Bork, H.-R.; Bork, H.; Dalchow, C.; Faust, B.; Piorr, H.-P.; Schatz, T (1998) Landschaftsentwicklung in Mitteleuropa. Wirkungen des Menschen auf Landschaften, 220 S. Gotha (Klett-Perthes).
- Frielinghaus, Mo. in KTBL-Schriften (1998): Bodenbearbeitung und Bodenschutz, Schlußfolgerungen für gute fachliche Praxis. Teil: Bodenbearbeitung und Bodenerosion. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL), Darmstadt, S. 31-55.
- Frielinghaus, Mo. u. Bork, H.-R. (1999) Schutz des Bodens. In Buchwald, K. u. Engelhardt, W. (Hrsg.), Umweltschutz - Grundlagen und Praxis, Band 4, Economica Verlag GmbH Bonn, 157 S.
- Kundler, P. et. al. (1989) Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit. 1. Auflage, Berlin, 215 Abb., 263 Tab., 452 S.
- Li, Y.; Frielinghaus, M.; Govers G.; van Oost, K.; Bork, H.-R.; Friedland, E.-M. (1999) 2d. International Symposium on Tillage Erosion & Tillage Translocation, Leuven, Belgien (in print).
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development), (1994) In Walz, R. et. al. 1996 Weiterentwicklung von Indikatorensystemen für die Umweltberichterstattung. Forschungsvorhaben 101 05 016 des Umweltbundesamtes, Abschlußbericht, Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung (Fh-ISI), Karlsruhe.
- Walz, R. et al. 1996: Weiterentwicklung von Indikatorensystemen für die Umweltberichterstattung. Forschungsvorhaben 101 05 016 des Umweltbundesamtes, Abschlußbericht, Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung (Fh-ISI), Karlsruhe.

# Zieloptimierung für den Bodenschutz



Zustand von Bodenparametern und Bodenfunktionen

- Legende:**
- I<sub>I</sub> - Indikation des Ausgangszustandes
  - Z<sub>1</sub> - Belastung gering
  - I<sub>II</sub> - Indikation des Istzustandes
  - Z<sub>2</sub> - Belastung erhöht
  - Ls - Landnutzungssysteme
  - Z<sub>3</sub> - Belastung steuerbar

Abb. 1

## **Prognose der mechanischen Belastbarkeit von landwirtschaftlichen Nutzflächen**

### **Einleitung**

Das Bundesbodenschutzgesetz definiert u.a. den Begriff der „guten fachlichen Praxis“ ebenso wie: Humuswirtschaft, Bodenverdichtung und Bodenerosion, die als die vorrangig für die Bodendegradation verantwortlichen Prozesse genannt werden.

Unter dem Gesichtspunkt der Bodenverdichtung lassen sich u.a. folgende Aspekte beleuchten.

- 1) ein gesteigerter Energiebedarf für die Bewirtschaftung,
- 2) aufgrund kleinerer Infiltration kommt es zu steigender Erosion des Oberbodens durch Wind und Wasser,
- 3) Verschlechterung des Lufthaushaltes,
- 4) langsamere Wassernachlieferung,
- 5) verzögertes Pflanzenwachstum,

da die Keimung, das Wurzelwachstum sowie die Nährstoffverfügbarkeit durch die Wasseraufnahmefähigkeit sowie den Gasaustausch und die Bodenerwärmung beeinflusst werden.

Aufgrund langfristiger Ertragsanalysen kommt Voorhees (1999) zu dem Ergebnis, daß selbst als Folge einer nur einmaligen Bodenverdichtung auch noch nach 10 bis 20 Jahren Ertragseinbußen statistisch gesichert nachgewiesen werden können, die größenordnungsmäßig zwischen 5 und 15 % betragen können im Vergleich zu dem ursprünglich nicht verdichteten aber ansonsten gleich behandelten Boden.

Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, inwiefern bzw. anhand welcher Verfahren die Prognose der mechanischen Belastbarkeit realisiert werden kann, wobei die Vergleichbarkeit von mechanischen Bodenkennwerten und mechanischen Spannungswerten der verwendeten landwirtschaftlichen Geräte gegeben sein muß.

### **Die Definition der mechanischen Belastbarkeit anhand des Wertes der Vorbelastung**

Die Eigenfestigkeit der einzelnen Horizonte läßt sich aus der Drucksetzungskurve mittels des Wertes der Vorbelastung ableiten, der den Übergang von der stabilen Wiederverdichtungsauf- last zu dem das Bodengefüge durch Verdichtung ändernden Erstverdichtungsbereich definiert. Die Vorbelastung ist u. a. vom Bodenwassergehalt, Gehalt an organischer Substanz und chemi- scher Zusammensetzung, Tongehalt und Aggregation abhängig, wobei z.B. mit zunehmender Aggregation (kohärent/ prismatisch/ polyedrisch/ subpolyedrisch) Böden bei gleicher Kör- nung und Lagerungsdichte sowie Wassergehalt eine größere Eigenfestigkeit aufweisen, obwohl sie mehr grobe Hohlräume durchaus enthalten können. Bei steigendem Gehalt an organischer Substanz ebenso wie mit sinkendem Bodenwassergehalt steigt die Eigenfestigkeit des Bodens ebenfalls an. Hieraus ergibt sich für den Gesamtboden eine Tiefenabfolge von horizontspezifi- schen Eigenfestigkeiten, die damit ein Maß für die mechanische Belastbarkeit darstellt.

### **Definition der Druckfortpflanzung in Böden**

Jede mechanische Belastung wird im Boden stets dreidimensional fortgepflanzt. Mit zuneh- mender Bodentiefe und je nach Eigenfestigkeit wird der Druck unterschiedlich intensiv im Bo- den kompensiert. Als Maß für die Form der Druckfortpflanzung kann der Wert des Konzen- trationsfaktors herangezogen werden, der Zahlenwerte um 3 für sehr stabile Böden/ Bodenho- rizonte und steigend bis 9 für sehr labile bzw. instabile Böden annehmen kann. Je nach Boden- gefügeform, Wasserspannung und weiteren Kennwerten variiert der Konzentrationsfaktor, wobei aus zahlreichen Untersuchungen deutlich wird, daß mit zunehmendem Aggregierungs- grad der Konzentrationsfaktor bei ansonsten gleichen Bedingungen kleinere Werte annimmt. Darüber hinaus wird der Einfluß der Kontaktfläche auf das Druckfortpflanzungsverhalten bei gegebenem Kontaktflächendruck durch unterschiedliche Konzentrationsfaktorwerte definiert. So steigt der Wert des Konzentrationsfaktors u. a. an, wenn bei gleichem Kontaktflächendruck die Kontaktfläche zunimmt und damit die Druckfortpflanzung bis in größere Tiefen erfolgt.

### **Kombination der tiefenabhängigen Werte der Vorbelastung sowie der die Form und Intensität der Druckfortpflanzung charakterisierenden Werte des Konzentrationsfaktors in Abhängigkeit von definierten Kontaktflächen und Kontaktflächendrücken**

Die Wirkung einer mechanischen Belastung auf die Änderung physikalischer Kenngrößen in einzelnen Bodenhorizonten läßt sich mittels multipler Regressionsanalysen einerseits durch den Wert der Vorbelastung für einzelne Bodenhorizonte sowie bei gegebenen Landmaschinen

kenngrößen auch anhand der zu erwartenden Druckfortpflanzung bestimmen. (Eine genauere Beschreibung des Vorgehens ist im DVWK-Heft 234, 1995 sowie DVWK-Heft 235, 1997 beschrieben.)

In Tabelle 1 ist für eine Parabraunerde aus Geschiebemergel der Wert der Vorbelastung sowie das bei definierten Reifenkontaktflächen und -drücken zu erwartende Druckkompensationsvermögen anhand der Abnahme der für die einzelnen Bodentiefen noch wirksamen Auflasten darstellt.

**Prognose der mechanischen Belastbarkeit von Böden, dargestellt am Beispiel einer Parabraunerde aus Löß unter Ackernutzung**

Tab. 1: Berechnetes Druckfortpflanzungsverhalten in einer Parabraunerde aus Löß unter der Voraussetzung abgeleiteter Vorbelastungswerte und einem an der Bodenoberkante wirksamen Kontaktflächendruck von 210 kPa

Horizont	Ap	Al	Bt	Cv
Tiefe in cm	0-30	30-50	50-80	>80
Bodenart	UI	UI	Lu	UI
Vorbelastung Pv in kPa (Tafel 3)	55	20	100	60
Errechneter Kontaktflächendruck an der Grenze zum nachfolgenden Horizont	210	48,6	17,8	2,8
Konzentrationsfaktor vk (Tafel 7)	5,0	4,1	3,3	4,1
Quotient $P_v/\delta\sigma$	0,3	0,4	5,6	21,4

Aus dem Quotienten der Vorbelastung zu dem noch vorhandenen Kontaktflächendruck bzw. Auflast läßt sich eine Aussage über die Auswirkung der realen Belastung auf den Boden ableiten. Werte kleiner als 1 definieren instabile Verhältnisse, während Werte größer 1 auf ein elastisches, d.h. den Boden in seinen Eigenschaften nicht veränderndes Verhalten schließen lassen. Für das gegebene Beispiel einer Reifenkontaktfläche mit dem Radius 10 cm ergab die Berechnung, daß der Oberboden bis in 50 cm Bodentiefe plastisch deformiert werden würde, wohingegen die darunter folgenden Bodentiefen keine zusätzlichen bleibenden Verformungen aufweisen.

**Übertragbarkeit der Berechnungen**



Van den Akker (1997) hat anhand der Regressionsgleichungen für die Niederlande Karten der mechanischen Belastbarkeit, dargestellt als maximal tolerierte Radlasten, entworfen, und dabei Regionen unterschiedlicher Belastbarkeit ausgewiesen. Ähnliche kartenmäßige Darstellungen sind vom GLA Nordrhein-Westfalen sowie in Bayern für einzelne Regionen vorgenommen worden.

### **Grenzen der Nutzbarkeit dieses Verfahrens**

Das Verfahren zur Bestimmung der Vorbelastung beruht auf statischen Drucksetzungsversuchen, wodurch die dynamische und damit mehr knetende Verformung von Böden in ihrer Wirkung deutlich unterschätzt wird. Vor diesem Hintergrund ist dieses Verfahren als noch sehr konventionelle Schätzung einzustufen. Außerdem wird bei diesem Verfahren der Prozeß der Wasserfreisetzung während der Scherung/Bodenverdichtung ebenso vernachlässigt wie der Knetungseffekt und die damit einhergehenden Änderungen der mechanischen Belastbarkeit nicht berücksichtigt werden.

### **Schlußfolgerung**

Das vorgestellte Verfahren zur Bestimmung der mechanischen Belastbarkeit von Böden unter Freilandverhältnissen ist dazu geeignet, Flächen unterschiedlicher Stabilität bzw. die maximal akzeptablen Radlasten in einzelnen Gebieten zu prognostizieren. Die mittels multipler Regressionsanalyse berechenbare Werte der Vorbelastung basieren auf Laboruntersuchungen und Freilandmessungen, wobei die Inputkenndaten anhand der KA4 gewonnen werden können. Vor diesem Hintergrund ist das im Detail in zahlreichen Einzelpublikationen beschriebene Verfahren zur Ableitung von richtungsweisenden (Grenz-)Werten geeignet. Weitere Ergänzungen bzw. Modifikationen und Überprüfung der Anwendbarkeit werden gegenwärtig auf der EU-Ebene im Rahmen der CA Subsoil Compaction, INCO Copernicus sowie SIDASS auch unter Berücksichtigung der vorhandenen eigenen Datensätze überprüft.

# **Bodenkundliche Anforderungen an die fachliche Praxis einer nachhaltigen Landwirtschaft / Landnutzung aus der Sicht ihrer Nährstoffhaushalte**

von

Isermann, K.; Isermann, R.<sup>\*)</sup>

## **1. Einleitung**

Anforderungen hier nur hinsichtlich des **Bodenschutzes** und insbesondere aber darüber hinaus hinsichtlich des **integrierten Umweltschutzes** ergeben sich nicht so wie bisher aus der nur selbst vom Verursacherbereich Landwirtschaft und ohne Mitwirkung der von ihren Emissionen Betroffenen [z.B. naturnahe Ökosysteme und Umweltbereiche der Hydrosphäre (=> aquatische Böden!) mit Trinkwasser- und Gewässerwirtschaft, der Atmosphäre und Biosphäre mit z.B. Forstwirtschaft, Naturschutz, Touristik] definierten sog. „guten“ fachlicher Praxis mit entsprechenden, ebenfalls weitgehend selbstgeschaffenen und deshalb weiterhin umweltunverträglichen und nichtnachhaltigen Ordnungen [z.B. Nitratrichtlinie der EG (1991) => Düngeverordnung (1996) => Bundesbodenschutz und -Naturschutzgesetz (1998)] mit einer dementsprechend „vom maßgeblichen Teil der landbaulichen Praxis solchermaßen angewandten „ordnungsgemäßen“ Landwirtschaft“ (ZDL 1993, zit. nach Breitschuh 1998). Vielmehr ergeben sich diese nunmehr nachhaltigen Anforderungen aus den auf der Grundlage des Brundtland-Reports (1987) bereits mit der Agenda 21 von Rio (1992) übernommenen Verpflichtungen des **Nachwelt-Schutzes** hinsichtlich der gleichzeitigen Erfüllung ökologischer, ökonomischer und sozialer Ansprüche (Komponenten) der Nachhaltigkeit. Diese nachhaltigen Anforderungen sind nicht nur an den **Teilbereich der Landwirtschaft** zu richten, sondern darüber hinaus zugleich und insgesamt an das im Sinne der Ökobilanz und des **Ökomanagements untrennbare Ökosystem „Landwirtschaft / Humanernährung/ Abwasser und Abfall“** mit entsprechenden nachhaltigen Lebens- und Wirtschaftsweisen (=>ökosystemare Nachhaltigkeitsbetrachtung).

## **2. Ergebnisse, Diskussion und Schlußfolgerungen**

In **Tab. 1** sind **qualitative und quantitative Kriterien** für eine aus der Sicht der Haushalte der Nährstoffe **C, N, P und K** ausgewiesen, einerseits entsprechend EULANU / KUL mit dem *Teilziel einer effizienten und umweltverträglichen Landwirtschaft* [Breitschuh und Eckert 1994/99=> VDLUFA 1998/99] und andererseits entsprechend NAHAL der Autoren (Isermann und Isermann 1994/99) darüber hinaus mit dem mittelfristigen (2015) *Ziel einer insgesamt nachhaltigen Landnutzung des gesamten Ökosystems „Landwirtschaft / Humanernährung / Abwasser- und Abfall“*. Trotz der o.e. Überschüsse von Konsumtion und Produktion landwirtschaftlicher Produkte und der damit bewirkten (über)ernährungs(mit)bedingten Schäden der Humanernährung und der Umweltschäden der Landwirtschaft z.B. in Deutschland von jeweils ca. 100 Mrd. DM/a, also insgesamt von 200 Mrd. DM/a. beharrt EULANU / KUL nach wie vor auf der **nachfrageorientierten** Erzeugung landwirtschaftlicher Produkte (Breitschuh 1998), während NAHAL diese nur noch am Bedarf der einheimischen Bevölkerung orientiert und zugleich auf Agrarexporte weitgehend verzichtet. Bei NAHAL werden u.a. auch demzufolge im Gegensatz zu EULANU / KUL die Austräge an reaktiven Verbindungen der Landnutzung vornehmlich der Nährstoffe C, N, P und S notwendigerweise um ca. ~80% vermindert, so daß deren kritische Eintragsraten und -konzentrationen in alle naturnahen Ökosysteme eingehalten und sodann unterschritten werden. Der Konsument bezahlt diese nachhaltige Wirtschaftsweise bei hinreichendem Außenhandelschutz direkt durch entsprechend erhöhte und demgemäß „preiswerte“ Produktpreise. - Hinsichtlich des (1.)**Kohlenstoff (Humus-)Haushaltes** weisen EULANU / KUL bislang nur das anzustrebende Humussaldo aus, während bei NAHAL alle anzustrebenden Humusparameter quantifiziert werden. Die anzustrebende Erhaltungsklasse C bei Humusgehalt und Humusqualität wurde hier von Körschens et al. (1995; siehe auch hier Beitrag Körschens) übernommen. Somit sind die bisher wenig hilfreichen Qualitäts- und Handlungsziele zum Humushaushalt vom ZALF (zit. beim UBA 1998) und auch des BBodSchG (§ 17, 1998) wie „Erhaltung des

<sup>\*)</sup> Büro für Nachhaltige Land(wirt)schaft und Agrikultur, Heinrich-von-Kleist-Straße 4, D 67374 Hanhofen

Tab. 1: Kriterien A) einerseits einer effizienten und umweltverträglichen gegenwärtigen Landwirtschaft (EULANU/ KUL) und B) andererseits einer gegenwärtig und insbesondere zukünftig insgesamt nachhaltigen Landnutzung (NAHAL) aus der Sicht des Nährstoffhaushaltes (Isemann und Isemann 1999)

Leitbilder	A) EULANU/ KUL Effiziente und umweltverträgliche Landwirtschaft	B) NAHAL Nachhaltige Landnutzung (+ Soz. Komp.)
Zeithorizonte	Gegenwart	Gegenwart => 2005/15
Autoren	Breitschuh/Eckert (1994/99) => VDLUFA (1999)	Isemann und Isemann (1994/99)
<b>1. Kohlenstoff =&gt; Humushaushalt:</b> 1.1 Erhaltungsklasse C: OBS <sub>umw</sub> -C (%) 1.2 Humusqualität: C/N 1.3 Humusmächtigkeit (cm Bearbeitungstiefe) 1.4 Humusform 1.5 Humussaldo (t ROS/ha AF a) (1t ROS $\hat{=}$ Stallung: =1t TM = 5t FM $\hat{=}$ 0,5 GV)	k. A. (in Bearbeitung) k. A. k. A. k. A. -0,3 bis 1,0	HWL-C: 25-30 mg/100g $\hat{=}$ 0,4 (0,2-0,6) [10] <sup>1)</sup> 10/1 (> 7/1 bis < 14/1) <sup>1)</sup> < 35 (< 35 bis > 20) (Rohhumus / Moder =>) Mull $\pm$ 0 <sup>1)</sup> u.a. Körschens (1995)
<b>2. Stickstoff =&gt; u.a. Humushaushalt:</b> 2.1 Erhaltungsklasse C: OBS <sub>umw</sub> -N (%) 2.2 bis 2.5: Siehe 1.2 bis 1.5 2.6 Maximales Überschussaldo (kg N/ha a) ...davon: 2.6.1 Netto-Immobilisation => Pedosphäre 2.6.2 NH <sub>3</sub> -Volatilisation (Tier) } 2.6.3 Denitrifikation (N <sub>2</sub> +N <sub>2</sub> O) } => Atmosphäre 2.6.4 Bodenüberhang => Hydrosphäre	k. A. 140 (< 110 bis > 250) k. A. < 50 k. A. (1995: 40) - 50 bis +30 bis +50	0,04/ 0,02 - 0,06 [1] 65 / 45 $\pm$ 0 (nur C) 22 / 10 18 + 2 = 20 23 / 15
<b>3. Phosphor:</b> 3.1 Erhaltungsklasse C (mg P <sub>cauld</sub> /100g Boden ...wenn P ertragsgefährdet (>150g P/ha a) 3.2 Überschussaldo (Gehaltsklasse) (kg P/ha a) ...wenn P ertragsgefährdet	4,5 - 9,0 k. A. (B...D): - 25 bis +25 => -15 bis +15; C: 0 bis +3 nur ertragsgefährdet: 10	4,5 - 9,0 < 4,5 $\pm$ 0 (nur C) austragsgefährdet: $\pm$ 0
<b>4. Kalium:</b> 4.1 Erhaltungsklasse C (mg K <sub>cauld</sub> /100g Boden) ...wenn P ertragsgefährdet (>150g P/ha a) 4.2 Überschussaldo (Gehaltsklasse) (kg K/ha a) ...wenn P ertragsgefährdet (> 150g P/ha a)	5-22 k. A. (B...D): -50 bis +50; C: 0 bis +20 k. A.	5 - 22 < 10 - 22 (mittlere bis schwere Böden) $\pm$ 0 (nur C) $\pm$ 0
<b>5. Entsprechend (1. - 4.) max. Viehbesatzdichte:</b> 5.1 Einzelbetrieb (GV/ha versorgbare LF <sub>s</sub> ) 5.2 Region (GV/ha versorgbare LF <sub>r</sub> )	k. A. (1,5) k. A. (0,6)	1,0 (0,6 - 1,2) 0,5 / = bis = 0,7 (0,2 - 1,3)
<b>6. Prioritäten des Düngereinsatzes:</b> 6.1 Sekundärdüngstoffdünger (bes. Klärschlamm) 6.2 Wirtschaftsdünger 6.3 Mineraldünger	2. 1. 3.	1. } => 2/3 2. } 3. } => 1/3

Tab. 2: Notwendige Minderung (Abstockung) der Viehbestände der Landwirtschaft bis spätestens 2015 in: A) Europäische Union (15), B) Deutschland (12), C) z.B. Polen (→ Osterweiterung der EU/ Westerweiterung Polens) und der Erfordernis :

1. Tolerierbare Nährstoff-Überschußsalden und -Emissionen der Landwirtschaft z.B. beim Stickstoff<sup>1)</sup> und zugleich
2. einer insgesamt ausgewogenen, gesünderen und bedarfsorientierten Ernährung Jeweils nur der einheimischen Bevölkerung insbesondere mit tierischen Nahrungsmitteln (Protein<sup>2)</sup>, Fett/Kohlenhydrate → Zucker)

Jeweils erforderliche Minderung (Abstockung) der Viehbestände					
A) Europäische Union (EU 15)	Von 1993/95 bis < 2015		B) Deutschland (12)	Von 1996 bis < 2015	
	% vom Land	% von EU (15)		% vom Land	% v. Deutschland
1. Irland	-93	-9	1. Schleswig-Holstein	-76	-14
2. Dänemark	-84	-6	2. Niedersachsen+Hamburg + Bremen	-67	-33
3. Niederlande	-74	-9	3. Mecklenburg-Vorpommern	-66	-6
4. Belgien	-70	-5	4. Bayern	-64	-35
5. Frankreich	-69	-25	5. Thüringen	-43	-3
6. Luxemburg	-69	<-1			
7. Österreich	-63	-3			
<b>EU (15)</b>	<b>-58</b>	<b>-100</b>	<b>Deutschland (12)</b>	<b>-43</b>	<b>-100</b>
8. Spanien	-52	-8	6. Sachsen-Anhalt	-38	-3
9. Großbritannien	-50	-12	7. Sachsen	-19	-2
10. Finnland	-48	-1	8. Baden-Württemberg	-18	-4
11. Portugal	-46	-2	9. Brandenburg+Berlin	-6	-1
12. Schweden	-43	-1	10. Nordrhein-Westfalen	-5	-2
13. Deutschland	-41	-13	11. Hessen	+7	+1
14. Griechenland	-41	-1	12. Rheinland-Pfalz+ Saarland	+7	+1
15. Italien	-32	-5			
<b>C) Polen (1996/97 → 2015)</b>	<b>-50</b>	<b>-</b>	Dadurch potentiell vermeidbare, bisherige Schäden von > 200 Mrd. DM/a (Intensiv-Landwirtschaft: 100 Mrd. DM/a (UPI 1991) + (über-)ernährungs (mit-)bedingte Krankheiten: 100 Mrd. DM/a (Wolfman 1998) + (Pervers-)Forschung zur Schadensvorsorge und -nachsorge: ? Mrd. DM/a)		

<sup>1)</sup> Maximales N-Überschußsaldo von 50 kg N/ha LF<sup>a</sup> und z.B. NH<sub>3</sub>-N-Emissionen von max. 10 kg/ha LF<sup>a</sup> re0333.doc  
<sup>2)</sup> z.B. einer insgesamt bedarfsorientierten (≥ 48 g/E a<sup>Δ</sup> = 100%) aber dennoch betont tierischen Protein-Ernährung (33 g/E a<sup>Δ</sup> = 69%) mit einem dementsprechenden einwohnerspezifischen Tierbesatz von 0,1 GVE. a (± 50 kg Tier-LG/E a)

Tab. 3: Die Utopie einer weitgehenden Stickstoff-Kreislaufwirtschaft innerhalb des Ökosystems „Landwirtschaft / Humanernährung / Abwasser- und Abfallwirtschaft“ (Isermann 1999)

Territorium	Ökosystembereiche				
	Landwirtschaft	Landwirtschaft	Humanernährung	Abwasser- und Abfallwirtschaft	Abwasser- und Abfallwirtschaft
	Eintrag/Anlieferung	Austrag/Verkauf	Nahrungsaufnahme	Ausscheidung	Eintrag (Zulauf) Klärschlamm-Rückführung in die Landwirtschaft
<b>1. Europäische Union [12] in 1988 (van der Voet et al. 94)</b>					
a) [Ml N/a] / [kg N/E a]	14,8/43	3,6 / 11	2,0 / 5,9	< 2,0 / < 5,9	> 2,0 / < 5,9
b) [%]	(100)	(23)	(100)	(99,4)	(100)
	[100]				0,154 / 0,5
					(8)
					[1]
<b>2. Deutschland</b>					
<b>2.1 Ist 1985/96</b>					
a) kg N/ha LF a / [kg N/E a]	198 / 42	44 / 9	23 / 4,9	< 23 / 4,9	< 23 / < 4,9
b) [%]	(100) (100)	(23)	(100) (176)	(99,4)	(100)
	[100]				1,3 / 0,4
					(8)
					[< 1]
<b>2.2 Szenarien:</b>					
<b>2.2.1 Nur technische Effizienzverbesserung</b>					
a) kg N/ha LF a / [kg N/E a]	150 / 32	42 / 9	23 / 4,9	< 23 / < 4,9	< 23 / < 4,9
b) [%]	(100) (76)	(28)	(100) (176)	(99,4)	(100)
	[100]				6,9 / 1,5
					(30)
					[< 5]
<b>2.2.2 Nachhaltiger Zustand (NAHAL 2015= 1950/53)</b>					
a) kg N/ha LF a / [kg N/E a]	80 / 17	35 / 7	20 / 4,1	< 20 / < 4,1	< 20 / < 4,1
b) [%]	(100) (40)	(44)	(100) (148)	(99,4)	(100)
	[100]				16,0 / 3,4
					(80)
					[20]
<b>2.2.3 Abstinenz: nur Vegetarier</b>					
<b>2.2.3.1 mit 48% Eiweißüberschuß</b>					
a) kg N/ha LF a / [kg N/E a]	38/8	30 / 6	20 / 4,1	< 20 / < 4,1	< 20 / < 4,1
b) [%]	(100) (19)	(80)	(100) (148)	(99,4)	(100)
	[100]				16,0 / 3,4
					(80)
					[42]
<b>2.2.3.2 ohne Eiweißüberschuß</b>					
a) kg N/ha LF a / [kg N/E a]	25 / 5	20 / 4	13 / 2,8	< 13 / > 2,8	< 18 / < 2,8
b) [%]	(100) (13)	(80)	(100) (100)	(99,4)	(100)
	[100]				10,4 / 2,2
					(80)
					[42]

standortspezifischen Gehaltes und der Qualität der organischen Substanz“ oder „Erhaltung und Förderung der Tiefgründigkeit der Böden“ und „Vermeidung von Nährstoffüberschüssen“ nunmehr hinreichend definiert. Große Lücken und Diskrepanzen weisen EULANU / KUL gegenüber NAHAL auch beim (2.) **Stickstoff-Haushalt** vor allem hinsichtlich des tolerierbaren N-Überschusses und entsprechender N-Emissionen aus, während hinsichtlich der Quantifizierung des (3.) **Phosphor-** und (4.) **Kalium-Haushaltes** weitgehend Übereinstimmung mit NAHAL besteht. Hinsichtlich (6.) **der Prioritäten des Düngereinsatzes** verhalten sich EULANU / KUL durch Zuweisung der 1. Priorität an die Wirtschaftsdünger ebenfalls nichtnachhaltig (vgl. VDLUFA-Standpunkt Sekundärrohstoffdünger 1996) während NAHAL dem Einsatz einwandfreier Sekundärrohstoffdünger (insbes. Klärschlamm) 1. Priorität zuweist, entsprechend dem Leitsatz „Wer versorgt, muß auch entsorgen!“ *Da 60-90% der Emissionen an reaktiven Verbindungen der Nährstoffe C, N und P auf die Tierproduktion und -Konsumtion zurückzuführen sind, kommt der (5.) maximalen Viehbesatzdichte und des entsprechenden Viehbestandes die Schlüsselrolle zur nachhaltigen Gestaltung der Nährstoffhaushalte der Landnutzung zu* (Isermann und Isermann 1999a). EULANU / KUL machen hierzu (immer noch) keine Aussage (mehr). Hingegen begründet NAHAL einerseits die **maximale einzelbetriebliche Viehbesatzdichte** von 1,0 (0,6 – 1,2) GV/ha LF<sub>B</sub> mit der Erhaltung der anzustrebenden Nährstoffhaushalte der Positionen 1. bis 4. und 6. von Tab. 1. Andererseits ergeben sich gemäß einer zukünftig bedarfsorientierten Ernährung nur noch der einheimischen Bevölkerung insbesondere mit tierischen Nahrungsmitteln (Protein, Fett) auf der Grundlage eines hierzu ausreichenden einwohnerspezifischen Viehbesatzes von 0,1 GV  $\hat{=}$  50 kg LG / E **a maximal vertretbare regionspezifische Viehbesatzdichten** z.B. für Deutschland von 0,5 und in seinen Bundesländern von 0,2 in Mecklenburg-Vorpommern bis 1,3 in Nordrhein-Westfalen (ökologisch vertretbar entsprechend aber nur  $\geq 0,3$  bis  $\leq 0,7$ ) GV/ha LF<sub>R</sub> und für die EU (15) von 0,34 und in ihren Mitgliedsländern von 0,1 in Irland bis 1,0 in den Niederlanden GV /ha LF<sub>R</sub> (Isermann und Isermann 1999a). Dies bedingt entsprechend **Tab. 2 eine notwendige und ordnungsgemäß auch mögliche Minderung der Viehbestände** in Deutschland von -43% (Hessen, Rheinland-Pfalz: +7 bis Schleswig-Holstein: -76%) und in der EU(15) von -58 % (Italien: -32 bis Irland -93%). Demzufolge wird auch zugleich der **Energiehaushalt dieses Ökosystems optimiert**. Sog. „ausgeglichene“ oder „weitgehend geschlossene“ **Nährstoffkreisläufe** in der Landwirtschaft oder gar innerhalb des Ökosystems „Landwirtschaft / Humanernährung / Abwasser- und Abfall“ sind insbesondere für die Nährstoffe N und C eine Utopie, wie dies Tab. 3 z.B. für N ausweist: Die N-Effizienz in Deutschland und in den Ländern (12) der EU beträgt gegenwärtig in der Landwirtschaft 23%, in der Humanernährung < 0,6%, im Abwasser- und Abfallbereich 6% und in diesem gesamten Ökosysteme nur <1%. Die N-Effizienz dieses Ökosystems läßt sich durch Effizienzsteigerung nur auf < 5% verbessern, selbst durch den o.e. nachhaltigen Zustand lediglich auf 20% und nur durch völligen Verzicht auf Konsumtion (Vegetarier) und Produktion tierischer Produkte auf 42%. *Entscheidend für die hinreichende Entlastung der naturnahen Ökosysteme an reaktiven Verbindungen der Nährstoffe des C, N, P (und S) ist also nicht die Effizienzverbesserung, sondern die Niveauabsenkung in den verschiedenen Verursacherbereichen wie z.B. hier bei der Landnutzung oder auch beim Energie- und Verkehrsbereich* (Isermann und Isermann 1999b) der Überschuß – und Überfluß-Länder entsprechend der berechtigten Forderungen der sozialen Komponente der regional orientierten Agenda 21 von Rio (1992). Solche Lösungsansätze zur nachhaltigen Entwicklung der Landwirtschaft / Landnutzung werden jedoch durch die nichtnachhaltigen Lösungsaussichten der aktuellen (inter-)nationalen Agrar- und Umweltgesetzgebung zunichte gemacht, z.B. schon mit folgenden, somit maximal tolerierten einzelbetrieblichen Viehbesatzdichten [GV/ha LF<sub>B</sub>]: **Nitratrichlinie der EU (1991)** mit der **deutschen Düngerverordnung (1996)** [2,9 – 3,5 GV/ha] und sog. „guter fachlicher Praxis“ als untergesetzliches Regelwerk für das **Bundes-Boden- und Naturschutz-Gesetz (1998)** sowie in Anpassung an die (WTO=>) **Agenda 2000 der EU (1999)** und ihrer Globalisierung (=Amerikanisierung) auch der Agrarmärkte in Deutschland die **Novelle des Bundesimmissionsschutzgesetzes (1997)** [Genehmigungsfrei: 290 statt bisher nur 100 GV/Betrieb] das **Gesetz zur Anpassung steuerlicher Vorschriften der Land- und Forstwirtschaft (1998)** [10 GV/ha] oder der **Entwurf des Steuerentlastungsgesetzes (April 1999)** mit der vorgesehenen Befreiung von der Buchführungspflicht für Betriebe mit < 20 ha ( $\hat{=}$  62% aller Betriebe) und / oder < 50 GV/ha ( $\hat{=}$  92% der Milchkuhbetriebe bzw. 94% der Mastschweinebetriebe). Wie in anderen Wirtschafts- und Lebensbereichen auch setzen wohl auch hier deren nachhaltige Verwirklichung innerhalb einer insgesamt nachhaltigen Marktwirtschaft zuvor infolge mangelnder Einsicht deren nichtnachhaltigen Kollaps voraus.

**3. Literatur:** 1. Breitschuh, G. (1998): Anpassung und Anwendung von Beurteilungskriterien und Meßparametern für Nutzungsbezogene Bodenqualitätsziele (Entwurf Dez. '98). – 2. Isermann, K., Isermann, R. (1994a): Nachhaltige Tierproduktion. Tagungsband Umweltbundesamt und Agrartechnik Bornim (Humboldt Universität Berlin), Im Druck 1999. – 3. Isermann, K., R. Isermann (1999b): Emissionen und Immissionen von Ammoniak und Stickoxyden. Allgemeine Forst Zeitschrift (AFZ/Der Wald) 6, 302-307. – 4. Körschens, M. (1995): Zur Frage optimaler Humusgehalte in Ackerböden. VDLUFA-Schriftenreihe 40, 157-160. – 5. Umweltbundesamt (1998): Jahresbericht 1997, 338 S.

## **Gute fachliche Praxis bei der Versorgung der Böden mit organischer Substanz**

von

**MARTIN KÖRSCHENS**

### **1. Einleitung**

Die organische Substanz ist eine Vorbedingung für die Bodenbildung. Sie bestimmt entscheidend die ertragsrelevanten Bodeneigenschaften und damit die Bodenfruchtbarkeit. Sie beeinflusst aber auch den C- und N-Haushalt der Atmosphäre und besitzt damit eine hohe Umweltrelevanz.

In den letzten Jahrzehnten hat sich ein grundlegender Wandel vollzogen. Mit dem zunehmenden Einsatz von Minereraldüngung sind die Erträge um teilweise mehr als 100 % angestiegen, damit auch die auf dem Felde verbleibenden Ernte- und Wurzelrückstände als eine wichtige Quelle für die organische Bodensubstanz (OBS). Teilweise wurden bei Nichtbeachtung der Düngungsempfehlungen überhöhte Mineraldüngermengen verabreicht und damit Umweltschäden durch Erhöhung der Nitratkonzentration im Grundwasser und der CO<sub>2</sub>- und N<sub>2</sub>O-Konzentration in der Atmosphäre verursacht.

Die Notwendigkeit, ökonomisch zu wirtschaften, d. h. hohe Erträge zu erzielen und gleichzeitig ökologische Gesichtspunkte zu berücksichtigen, rückte die Frage nach der N-Freisetzung aus der OBS und nach optimalen Gehalten an Kohlenstoff und Stickstoff in Ackerböden in den Vordergrund.

Während auf dem Gebiet der Minereraldüngung im Ergebnis einer jahrzehntelangen Forschung Richtlinien für eine nach Menge, Art und Anwendungszeitpunkt optimale Ausbringung bereits seit langem bekannt sind und auch zuverlässige Richtwerte für Gehalte im Boden vorliegen, gab es bisher keine vergleichbaren Empfehlungen für die Gehalte des Bodens an organischer Substanz, d. h. für die ungleich wichtigeren Parameter C und N.

Im Ergebnis der bisherigen Arbeiten können zunächst folgende Prämissen formuliert werden:

- Alle Betrachtungen zur organischen Substanz des Bodens erfordern ihre Differenzierung in mindestens zwei Fraktionen, von denen die eine quasi „inert“, die andere umsetzbar ist.
- Veränderungen des C<sub>org</sub>-Gehaltes im Boden betreffen nahezu ausschließlich den umsetzbaren Anteil und verlaufen sehr langsam.
- Die bodenverbessernde Wirkung der OBS auf den Ertrag beträgt auf Sandböden bis zu 10 %, auf Lehm Böden bis zu 5 %.
- Kohlenstoff und Stickstoff haben im Boden einen relativ eng begrenzten ökologischen Optimalbereich, der unter den Bedingungen Mitteleuropas und vergleichbarer Standorte in praxisüblichen, ackerbaulichen Produktionssystemen zwischen 0,2 % und 0,6 % umsetzbarem C liegt.

Für die Ableitung optimaler C<sub>org</sub>-Gehalte können folgende Kriterien herangezogen werden:

- Ertrag
- Nährstoffeffizienz
- Kohlenstoffgewinn

## 2. Material und Methode

Für die Lösung dieser Fragen sind Dauerfeldversuche unerlässlich, da Veränderungen der Bodeneigenschaften sehr langsam vor sich gehen und für die Einstellung von Fließgleichgewichten teilweise mehr als 50 Jahre notwendig sind.

In die Auswertung werden Ergebnisse des Statischen Düngungsversuches Bad Lauchstädt sowie anderer, in der Literatur beschriebener Dauerfeldversuche einbezogen.

## 3. Ergebnisse

Im Gegensatz zu weitverbreiteten Vorstellungen, daß die organische Substanz die Bodenfruchtbarkeit uneingeschränkt verbessert, ist der optimale Bereich, d. h. der Bereich, der hohe Erträge ermöglicht und die Verluste oder Umweltbelastungen auf das unvermeidbare Minimum einschränkt, sehr begrenzt. Aus den Ergebnissen des Statischen Düngungsversuches sowie anderer Dauerfeldversuche dieses Standortes geht eindeutig hervor, dass mit 10 t/ha.a Stalldung + optimaler Mineraldüngung das Optimum erreicht ist. Die Ergebnisse und Erfahrungen von anderen Versuchsstandorten sind in Tab. 1 aufgeführt. Eine Aufwandmenge von etwa 10 t/ha.a Stalldung scheint sich nach diesen Ergebnissen als optimal zu erweisen.

Tabelle 1

Optimale Aufwandmengen an organischer Düngung sowie optimale C<sub>org</sub>-Gehalt unterschiedlicher Standorte, abgeleitet aus Dauerfeldversuchen

Versuchsort	Ton- geh. %	Optim. Düngung	Corg - % ohne Düng.	Corg - % Optim.	Corg - % Differ.	Autor
Bad Lauchstädt	21	10 t/ha.a Std.+ NPK	1,61	2,12	0,51	Körschens et al.,1994
Seehausen	8	12 t/ha.a Std.+ NPK	0,81	1,15	0,34	Leithold et al.,1996
Müncheberg	5	8 t/ha.a Std.+NPK	0,48	0,62	0,14	Rogasik, 1998
Groß Kreutz	5	10 t/ha.a Std.+NPK	0,42	0,64	0,22	Asmus, 1995
Thyrow	3	10 t/ha.a Std..+NPK	0,37	0,65	0,28	Lettau/Ellmer 1997

Für Bad Lauchstädt ist die Entwicklung der C-Gehalte der unterschiedlichen Düngungsvarianten in Abb. 1 angegeben. Die Differenz zwischen dem Gehalt der ungedüngten Variante (als Kriterium für den inerten C) und der Optimalvariante beträgt 0,5 % C<sub>org</sub>, auf Sandböden ist er auf Grund der höheren Mineralisierungsintensität deutlich geringer.

Nicht nur der Stickstoff wirkt bei der Anwendung nährstoffreicher Dünger aus der Tierproduktion limitierend im Hinblick auf die Vermeidung von Umweltbelastungen. Auch Phosphor und Kalium werden verschwendet, wenn die aus Gründen der Ertragswirksamkeit als optimal erkannte Menge von 10 t/ha.a überschritten wird. Der P-Entzug je Hektar beträgt im Durchschnitt der Bundesrepublik Deutschland rd. 25 kg/ha LF.a (Fleischer, 1998). Im Statischen Düngungsversuch liegen die P-Gehalte im Boden nach 95 Versuchsjahren bei ausschließlicher Düngung mit 10 t/ha.a Stalldung mit 12 mg/100g Boden bereits deutlich über den Optimalwerten der Gehaltsklasse C mit 7 mg/100 g Boden (vgl. Abb. 2). Dies entspricht exakt den Angaben von Fleischer (1998), nachdem mit einer Dungeinheit bereits die Obergrenze überschritten wird.

Vergleichbare Ergebnisse zeigen auch die Kaliumgehalte.

Die „Methode zur Berechnung des Bedarfs an organischen Düngermengen“ (Humusbilanzmethode – Autorenkollektiv, 1977) bietet eine gute Möglichkeit, den Bedarf an organischer Substanz in Abhängigkeit von Standort und Bewirtschaftung zu berechnen und den Versorgungszustand einzuschätzen. Tabelle 2 zeigt einen Vergleich zwischen den Ergebnissen der Humusbilanz und den in Tabelle 1 ausgewiesenen optimalen Stalldungaufwandmengen. Es zeigt sich eine gute Übereinstimmung.

Tabelle 2

Bedarf an Stalldung zum Ausgleich der Humusbilanz im Vergleich zu dem experimentell ermittelten Bedarf (entsprechend Tabelle 1)

	Bedarf nach Humusbilanz	Optimalwerte
Bad Lauchstädt	10,0 t/ha.a	10 t/ha.a
Seehausen	12,5 t/ha.a	12 t/ha.a
Müncheberg	12,5 t/ha.a	8 t/ha.a
Groß Kreuz	12,5 t/ha.a	10 t/ha.a
Thyrow	11,5 t/ha.a	10 t/ha.a

Orientierungswerte für den Gehalt ackerbaulich genutzter, grundwasserferner Sand- und Lehmböden, ebenfalls abgeleitet aus Dauerfeldversuchsergebnissen, wurden 1986 veröffentlicht (Körschens, et al., 1986).

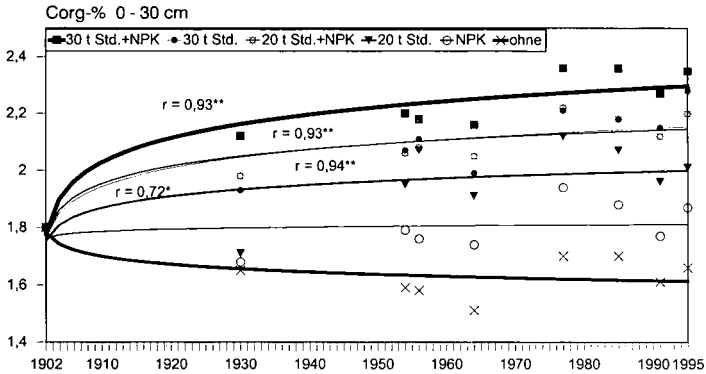


Abb. 1: Dynamik der Corg-Gehalte in Abhängigkeit von der Düngung im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt (Meßpunkte und Regressionslinie)



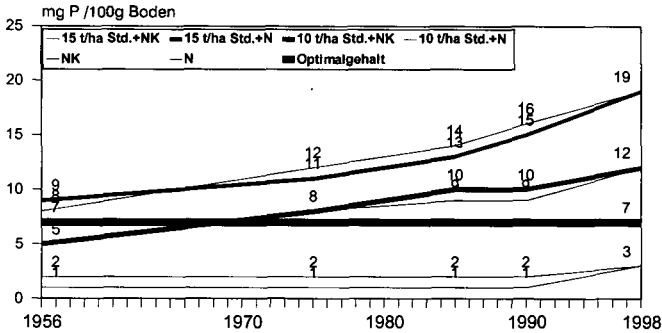


Abb. 2: Einfluß unterschiedlicher Düngung auf den P - Gehalt des Bodens (0 - 30 cm, DL- Methode) im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt

Mit der Bestimmung des heißwasserlöslichen Kohlenstoffs liegt nunmehr eine Methode vor, Ackerböden nach ihrem Gehalt an umsetzbarer organischer Substanz zu klassifizieren und damit auch die N-Freisetzung abzuschätzen (Körschens u. Schulz, 1999). Alle genannten Verfahrensweisen stimmen in ihren Aussagen weitgehend überein.

#### 4. Zusammenfassung

Die Ergebnisse erlauben nachstehende Schlußfolgerungen:

- Ziel einer guten fachlichen Praxis ist eine nachhaltige Bodennutzung mit hohen und steigenden Erträgen bei Vermeidung von Umweltbelastungen
- Höchsterträge sind auf umweltfreundliche Art nur in der Kombination organischer und mineralischer Düngung zu erreichen, da die Pflanzen in der Hauptwachstumsperiode bis zu 5 kg N/ha täglich aufnehmen. Diese können nicht aus der organischen Substanz bereitgestellt werden, ohne gleichzeitig hohe Verluste zu verursachen. Die Mineraldüngung kann dem Bedarf der Pflanzen wesentlich besser angepaßt werden.
- Der Einsatz von Mineraldüngung hat, bei konsequenter Beachtung des gegenwärtigen Kenntnisstandes, einen positiven Einfluß auf die Umwelt.
- Überhöhte Humusgehalte können zu Umweltbelastungen, insbesondere durch Beeinträchtigung des C- und N-Haushaltes der Atmosphäre und der Nitratbelastung des Grundwassers führen.
- Eine gleichmäßige Verteilung der organischen Dünger, gleich welcher Art, ist eine Voraussetzung für eine ausgewogene Versorgung der Böden mit organischer Substanz
- Es wurde eine Methode zur Bestimmung des umsetzbaren C auf der Basis des heißwasserlöslichen Kohlenstoffs ausgearbeitet und Gehaltsklassen für eine Klassifikation der Böden nach ihrem Gehalt an organischer Substanz abgeleitet.
- Mit Richtwerten für optimale  $C_{org}$ -Gehalte und der Humusbilanzmethode ist die Möglichkeit gegeben, den Gehalt der Ackerböden an organischer Substanz so zu steuern, daß hohe Erträge bei weitgehender Vermeidung von Umweltbelastungen erreicht werden.

(Die angegebene Literatur ist beim Autor einzusehen)

## **Nitratgehalte im Boden (Dauertestflächen) als Kriterium für die Erfolgskontrolle umweltentlastender Maßnahmen nach dem Förderprogramm "Umweltgerechte Landwirtschaft" (UL) in Sachsen**

von

Kurzer, H.J.\*

### **EINLEITUNG**

Die Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) betreibt seit 1990 ein Nitratmeßnetz, das zur Zeit 1021 fest eingemessene Meßstellen in Praxisschlägen umfasst. Diese werden jeweils im Spätherbst und im Frühjahr zu Vegetationsbeginn in der Bodenschicht 0...30 cm und 30...60 cm auf pflanzenverfügbaren Stickstoff untersucht. Seit 1998 wird zusätzlich ein Teil dieser Dauertestflächen auch nach der Ernte der Hauptfrucht auf Nitratstickstoff untersucht, um Hinweise zur N-Dynamik zwischen den beiden Probenahmeterminen nach der Ernte und zu Vegetationsende zu gewinnen.

Hintergrund für dieses aufwendige Meßprogramm war ursprünglich, eine repräsentative Grundlage für die Bewertung und Kontrolle der pflanzenverfügbaren N-Gehalte zu schaffen, um z.B. den Anteil der Landwirtschaft an der Belastung des Grund- und Oberflächenwassers zu bewerten und Maßnahmen zu deren Minimierung abzuleiten. Daneben werden die Nitratgehalte der Böden dieser Dauertestflächen (DTF) im Herbst in den letzten Jahren auch verstärkt als Meßgröße für umweltentlastende Effekte des Förderprogramms „Umweltgerechte Landwirtschaft“ (UL) verwendet. Anhand des Nitratgehalts im Spätherbst soll nachgewiesen werden, ob die erhoffte "Umweltwirkung" tatsächlich eingetreten ist. Eine diesbezügliche Auswertung wird seit 1993 durchgeführt. Jede untersuchte DTF wurde dabei einer der folgenden Kategorien zugeordnet:

1. "Konventionell" bewirtschaftete Flächen ohne Bewirtschaftungseinschränkungen
2. DTF, die im Rahmen des Programms UL bewirtschaftet werden und den Bestimmungen der einzelnen Förderstufen unterliegen
3. Flächen, die nach den Richtlinien eines von der Arbeitsgemeinschaft "Ökologischer Landbau e.V." anerkannten Verbandes bewirtschaftet werden
4. DTF, die im Rahmen des Sächsischen Kulturlandschaftsprogramms (KULAP) bewirtschaftet werden
5. DTF in Wasserschutzgebieten, die den Bestimmungen der Sächs. Schutz- und Ausgleichsverordnung (SächsSchAVO) unterliegen

Die Anzahl der DTF der einzelnen Kategorien entspricht im wesentlichen ihrem prozentualen Anteil an der landwirtschaftlich genutzten Ackerfläche in Sachsen.

### **ERGEBNISSE UND DISKUSSION**

Die Ergebnisse zeigen, daß die Nitratgehalte von Jahr zu Jahr stark schwanken (Abb. 1). Nach einem Anstieg der Werte auf 95 kgN/ha im Jahr 1997 fiel der Nitratgehalt im Herbst 1998 um 40 kg/ha auf 56 kg/ha. Veränderungen beziehen sich dabei hauptsächlich auf die oberste Bodenschicht. Ein Trend ist bislang nicht erkennbar. Die Untersuchungen ergaben jedoch, daß sich neben den jahresspezifischen Klimafaktoren wie Bodentemperatur und Wasserhaushalt auch bestimmte Bewirtschaftsfaktoren wie N-Düngung, Fruchtfolgegestaltung oder Bodenbearbeitungsmaßnahmen nachhaltig auf den Nitratgehalt im Herbst auswirken.

\* Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Gustav-Kühn-Str. 8, 04159 Leipzig, Tel. (0341)91740

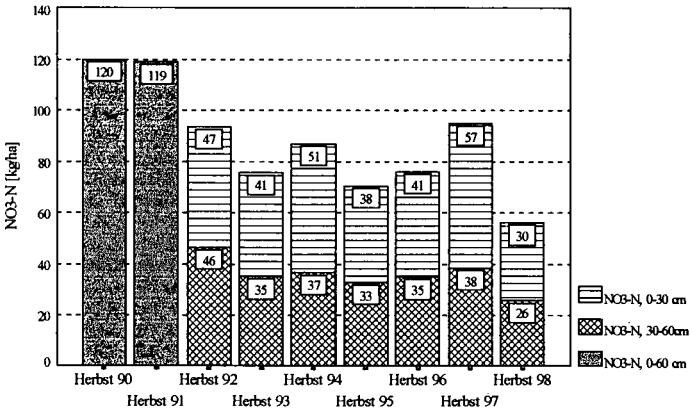


Abb. 1: NO<sub>3</sub>-N-Gehalte, Herbst 1990 - 1998

Vor diesem Hintergrund sind auch die bewirtschaftungsspezifischen Nitratgehalte seit 1993 zu bewerten, die in Abb. 2 dargestellt sind.

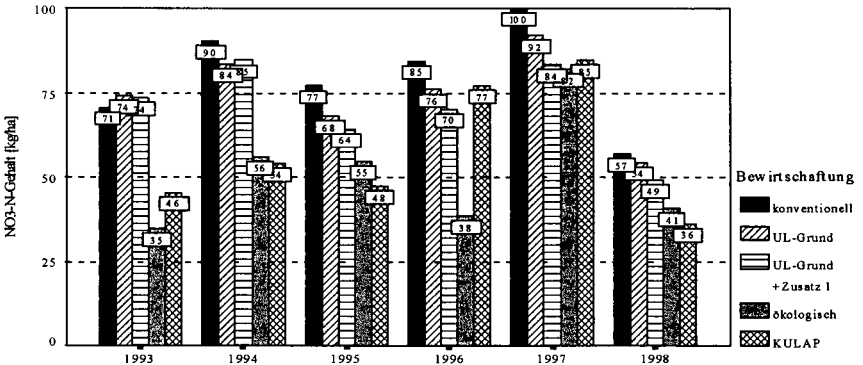


Abb. 2: NO<sub>3</sub>-N-Gehalte Herbst 1993-1998 nach Anwendung von unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen

Es läßt sich nachweisen, daß sich die Maßnahmen, die im Rahmen des Förderprogramms UL ergriffen worden sind, von Jahr zu Jahr in unterschiedlich starker Form auf den Nitratgehalt im Boden auswirken. Trotz dieser witterungsabhängigen Schwankungen lassen sich in jedem Jahr z.T. signifikante Unterschiede im Nitratgehalt der nach den einzelnen Förderstufen des Programms UL bewirtschafteten DTF sowohl zu konventionell bewirtschafteten Flächen als auch zwischen den einzelnen Kategorien nachweisen. Dabei finden sich in Böden mit entsprechenden zusätzlichen Bewirtschaftungsauflagen (verminderte N-Düngung, reduzierte Bodenbearbeitung u.ä.) grundsätzlich niedrigere Nitratgehalte. An den ebenfalls starken Schwankungen der Nitratgehalte von ökologisch bewirtschafteten Flächen wird deutlich, daß ein weitgehender Verzicht auf eine N-Düngung nicht zwangsläufig auch zu niedrigen Nitratgehalten im Boden führen muß.

DTF in Wasserschutzgebieten, auf denen ebenfalls eine Reduzierung des Düngereinsatzes um 20 % vorgenommen wurde, zeigen in den letzten Jahren im Mittel fast identische Nitratgehalte wie in der Kategorie "UL-Grund + Zusatzförderung 1. Mit einer verminderten N-Düngung konnte 1998 vor

allein bei Fruchtarten mit tendentiell hohen Nitratgehalten im Herbst (Silomais, Wintertraps) eine Reduzierung der Nitratgehalte im Boden um 10 - 20 % erreicht werden. Wie die Ergebnisse der erstmals unmittelbar nach der Ernte der Hauptfrucht 1998 vorgenommenen Nitrat-Untersuchungen zeigen, sind die Unterschiede zwischen den untersuchten Kategorien "N-Düngung nicht reduziert" und "N-Düngung reduziert" bereits zu diesem Zeitpunkt deutlich erkennbar. Die Mittelwerte liegen jedoch um ca. 20 kg N/ha höher als im Spätherbst 1998 und nehmen bis zum darauffolgenden Frühjahr um weitere 15 kg N/ha ab. Der Nitratgehalt von ökologisch bewirtschafteten Flächen bleibt dagegen weitgehend unverändert (Abb. 3). Verantwortlich für den Rückgang sind vorrangig die überdurchschnittlich hohen Niederschläge, die im Untersuchungszeitraum zu verzeichnen waren.

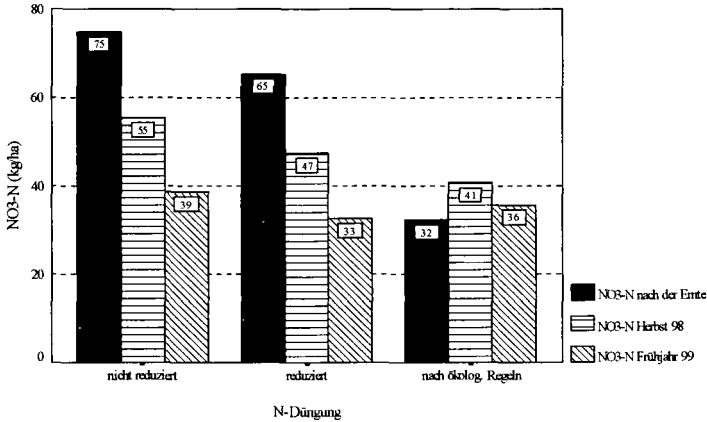


Abb. 3: NO<sub>3</sub>-N-Gehalte nach der Ernte 98, im Herbst 98 u. Frühjahr 99 nach N-Düngungsvarianten

Die Berechnung der N-Salden (N-Düngung minus Netto-N-Entzug) für 1998 erbrachte folgendes Ergebnis:

- Alle N-Bilanzen der untersuchten DTF in den einzelnen Kategorien (Abb. 4) sind ausgeglichen bis leicht negativ. Zu einem vergleichbaren Ergebnis führen auch N-Betriebsbilanzen von ausgewählten Referenzbetriebe, die im Rahmen der Validierung von UL berechnet wurden.
- In der N-Bilanz zwischen den untersuchten Kategorien lassen sich mit Ausnahme der ökologisch bewirtschafteten DTF keine signifikanten Unterschiede nachweisen, der Unterschied im Herbst-Nitratgehalt ist deutlicher ausgeprägt. Die durch den Verzicht auf mineralischem Stickstoff hervorgerufenen extrem niedrigen N-Bilanzen der ökologisch bewirtschafteten Flächen besitzen auch die niedrigsten Nitratgehalte im Herbst
- Es besteht für den Einzelfall kein nachweisbarer Zusammenhang zwischen N-Bilanz und N-Gehalt im Herbst, jedoch lassen sich für einige Fruchtarten (z.B. für Wintertraps) mit hohen positiven N-Bilanzen tendentiell auch erhöhte Nitratgehalte nach der Ernte bzw. im Spätherbst nachweisen. Dabei spielt jedoch auch die Einarbeitung von stickstoffhaltigen Ernterückständen eine maßgebliche Rolle.

Da der ausgebrachten N-Dünger weitgehend der nach dem in Sachsen angewandten Düngungsmodell BEFU empfohlene Menge entsprach und auch der vorab geschätzte Ertrag insgesamt realisiert werden konnte, müssen die relativ hohen Nitratgehalte nach der Ernte 1998 auf eine starke N-Nachlieferung aus dem Boden zurückgeführt werden. Um diese Feststellung zu überprüfen, werden die Untersuchungen im nächsten Jahr fortgesetzt.

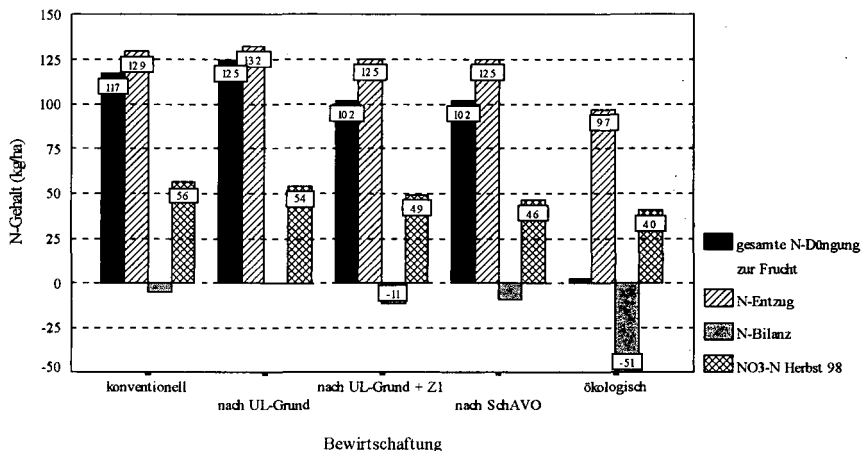


Abb. 4: N-Bilanzen und NO<sub>3</sub>-N-Gehalt 1998 nach Anwendung von unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen

## ZUSAMMENFASSUNG

Die Ergebnisse der bisher vorliegenden Untersuchungen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Die Nitratuntersuchungen seit 1993 belegen eindeutig, daß mit den Maßnahmen des Programms UL deutlich niedrigere Nitratrestgehalte zu Vegetationsende erzielt werden konnten. Für 1998 gilt dies bereits für Nitratgehalte im Boden, die unmittelbar nach der Ernte gemessen wurden
- Bei Maßnahmen, die im Kern eine Reduktion der eingesetzten Düngermenge beinhalten (UL-Grund + Zusatzförderung 1 oder SächsSchAVO), ist dieser Unterschied im Nitratgehalt zu DTF ohne Düngungseinschränkung signifikant.
- DTF von ökologisch wirtschaftenden Betrieben zeigen in der Regel die niedrigsten Nitratgehalte zu Vegetationsende. Bei ungünstigem Witterungsverlauf in Verbindung mit speziellen Maßnahmen (Umbruch von Leguminosen) kann es jedoch auch hier zu hohen Restnitratgehalten kommen.
- Bei der Berechnung von einfachen N-Bilanzen treten zwischen den Kategorien "konventionell" und "düngungsreduziert" keine wesentlichen Unterschiede auf. Die hohen negativen N-Salden der ökologisch bewirtschafteten Flächen führten 1998 nur zu geringfügig niedrigeren Nitratgehalten im Herbst. Fruchtarten mit deutlich positiven N-Bilanzen zeigten 1998 bereits nach der Ernte höhere N-Gehalte im Boden. Über die tatsächliche Höhe der Nitratgehalte im Herbst entscheiden aber -neben dem klimatischen Bedingungen- vor allem auch bestimmte Maßnahmen, die nach der Ernte ergriffen werden (z.B Art der Bodenbearbeitung sowie Auswahl und N-Düngung der Folgekultur).

## LITERATUR

- KURZER, H.J., et al., 1999: Nitratbericht 1998/99, unter Berücksichtigung der Untersuchungen ab 1990. - Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, [in Vorb.]
- SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN, 1995: Umweltgerechte Landwirtschaft im Freistaat Sachsen (UL), Dresden.

## Möglichkeiten standortangepasster Bodennutzung

G. Pommer

Die „standortangepasste Bodennutzung“ ist ein häufig gebrauchter Begriff, der jedoch selten genauer definiert wird. Der Beitrag versucht eine Definition dieses Begriffs und geht anschließend auf Möglichkeiten zur Umsetzung einer standortangepassten Bodennutzung mittels Beratung oder Planung ein.

### 1 Definition

Eine standortangepasste Bodennutzung in der Landwirtschaft verfolgt hauptsächlich zwei Ziele:

- den Bodenschutz durch die Erhaltung der Bodenfunktionen zu gewährleisten,
- hohe und sichere Erträge bei vergleichsweise geringen Kosten zu erzielen.

Beide Ziele sind häufig deckungsgleich. Wenn Zielkonflikte auftreten, würden sie (oder sollten sie) durch gesetzliche Regelungen oder Honorierungen im Sinne des Bodenschutzes beigelegt werden. Deshalb werden im nachfolgenden die Möglichkeiten zu einer standortangepassten Bodennutzung allein im Hinblick auf den Bodenschutz, d. h. die Erhaltung der Bodenfunktion als

- Standort für die Pflanzenproduktion (Bodenfruchtbarkeit)
- Filter, Puffer und Reaktor für Stoffe
- Lebensraum von Mikroben, Pflanzen und Tieren

behandelt.

### 2 Möglichkeiten standortangepasster Bodennutzung

#### 2.1 Standortangepasste Bodennutzung zur Erhaltung und Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit

##### 2.1.1 Erosionsschutz

Von der Bodenerosion durch Wasser geht in Bayern die größte Gefährdung für die Bodenfruchtbarkeit aus. Dieser Gefährdung ist am besten durch die Mulchsaat zu begegnen. Beim Anbau von Reihenfrüchten in erosionsgefährdeten Lagen ist die Mulchsaat „gute fachliche Praxis“ und gehört zu einer standortangepassten Bodennutzung. Ein Beispiel für ihren Nutzen gibt die Abb. 1.

Um den erforderlichen Einsatz einer Mulchsaat festzulegen oder um bei Flurmeueinteilungen Erosionsrisiken zu vermeiden, bedarf es entsprechender Unterlagen. In unserer Landesanstalt wurde ein Verfahren entwickelt, das die Erosionsgefährdung von Agrarlandschaften kartographisch in Form von Erosionsprognosekarten darstellt (KAGERER, J. und K. AUERSWALD, 1997) - (Abb. 2).

Mit Hilfe dieser Karten ist es für die Planung möglich

- für stark gefährdete Flächen eine andere Nutzung vorzusehen, zumeist wird dies Grünland sein,
- Erosionsschutzmaßnahmen, wie die Mulchsaat, vorzusehen

- die Schlaglängen zu begrenzen und Raine einzuplanen.

Für die Voraussage von kleinflächigen Erosionsgefährdungen (Schläge, max. Gewanne) wurde von der LBP ein DV-Programm erarbeitet, das auch Vorschläge zum Erosionsschutz enthält. Dieses Programm ist für die Beratung im Einzelfall vorgesehen.

- 2.1.2 Nutzung von Tallagen oder Flächen mit hohem Grundwasserstand  
Überschwemmungsgefährdete Tallagen oder Flächen mit hohem Grundwasserstand sollten als Grünland genutzt werden. Eine derartige Nutzungsänderung kann das Einkommen betroffener Landwirte deutlich schmälern. Ausgleiche sind möglich über das Kulturlandschaftsprogramm oder durch Wertabschläge in Verfahren der ländlichen Entwicklung. Die standortgerechte Nutzung von Böden in überschwemmungsgefährdeten Tallagen ist nach § 17 BuBoSchG der guten fachlichen Praxis zuzuzählen. Damit ist offen, ob sie weiterhin honoriert werden kann.
- 2.1.3 Nutzung von Mooren  
Auch Moore sollten, soweit sie in der landwirtschaftlichen Nutzung bleiben, als Grünland genutzt werden. Die Moorsackung beträgt im Ackerbau 2,0 - 2,5 cm je Jahr, auf Grünland nur 1,0 - 1,3 cm. Bezüglich der Einkommenssituation der Landwirte gilt das oben Gesagte.
- 2.1.4 Fruchtfolgegestaltung  
Mit einer ausgewogenen Fruchtfolgegestaltung kann mehrfach die Bodenfruchtbarkeit gefördert werden. Die Versorgung des Bodens mit organischer Substanz und damit sein Humusstatus, Phasen der Bodenruhe, die die Bodenfauna begünstigen, Unkraut-, Krankheits- und Schädlingsdruck mit der Folge verstärkter Pflanzenschutzmaßnahmen, die natürlichen Bodenstrukturverbesserung und die Aktivität der Mikroorganismen werden durch Fruchtfolgen beeinflusst. Eine getrennte Fruchtfolgegestaltung im Betrieb kann sicherstellen, daß erosionsgefährdete Fruchtarten nicht in Erosionslagen angebaut werden.
- 2.1.5 Flächenstilllegung  
Die Flächenstilllegung bietet den Landwirten Gelegenheit, ihre Fruchtfolgen mit der günstigsten Fruchtart, dem Klee gras, aufzulockern. Diese Vorgehensweise verbessert die Bodenfruchtbarkeit und ist dort zu bevorzugen, wo einseitige Fruchtfolgen vorliegen und keine seltenen Ackerwildkrautarten zu schützen sind.
- 2.1.6 Bodenverdichtung  
Bodenverdichtung tritt in Bayern vor allem auf den empfindlichen Lößböden auf. Besonders ungünstig sind die schwer behebaren Verdichtungen des Unterbodens. Sorgen bereitet hier der zunehmende Einsatz von Großmaschinen mit hohen Achslasten. Die LBP hat ein Forschungsprogramm über mögliche Druckschäden von Großmaschinen begonnen. Mittelfristiges Ziel ist die Festlegung bodenspezifischer Richtwerte der Befahrbarkeit und Belastbarkeit.
- 2.1.7 Bodenbearbeitungsverfahren  
Intensive Bodenbearbeitung mit dem Pflug behebt Bodenverdichtungen, führt aber zu Humusabbau und Schädigung der Bodenfauna. Angestrebt werden gemischte Verfahren, die die besten Voraussetzungen für die Bodenfruchtbarkeit mit sich bringen (Abb. 3).
- 2.2 Standortangepaßte Bodennutzung zur Verbesserung der Filter- und Pufferfunktion der Böden
- 2.2.1 Beeinflussung der Nutzungsart  
Durchlässige Böden, insbesondere in Verbindung mit geringen Niederschlägen, belasten die Umwelt mit Nitrat und PSM unter Ackernutzung stark, jedoch unter Grünlandnutzung kaum. Daher ist bei Planungen auf solchen Standorten die Grünlandnutzung zu bevorzugen. Dabei soll nicht verschwiegen werden, daß gerade unter den genannten Bedingungen das Grünland ein sehr geringes Einkommen abwirft, so daß die Honorierungssätze im KULAP für eine Entschädigung nicht ausreichen. Bei Wasserknappheit kann es auch zu Konflikten mit der Grundwasserneubildung kommen.

Mit weniger Schwierigkeiten sind Verbesserungen zu erreichen durch die Vermeidung betriebsmittelintensiver Nutzungsarten (Gemüsebau, Frühkartoffel, Aufmischweizen) und durch die Bevorzugung extensiver Früchte (Braugerste, Futterbau) oder Anbauverfahren (Ökologischer Landbau). Vor einer Nutzungsänderung in Grünland sollte zuerst dieser Weg ins Auge gefaßt werden.

## 2.2.2 Ausgeglichene Nährstoffsalden

Düngung nach Bedarf, unter voller Berücksichtigung der organischen Dünger, bewirkt möglichst ausgeglichene Nährstoffsalden. Diese Vorgehensweise ist durch die Dünge-Verordnung inzwischen Vorschrift. Für die in der Dünge-Verordnung vorgesehenen Berechnungen der Nährstoffsalden stehen DV-Programme zur Verfügung.

Die Filterfunktion der Böden kann durch den Nährstoffrückfluß in wirtschaftseigenen Düngern überfordert werden, wenn der Betrieb über zu hohe Viehbesatzdichten verfügt. Dieser Gefahr ist inzwischen in der Düngeverordnung durch die Festlegung von Stickstoff-Höchstmengen bei wirtschaftseigenen Düngern begegnet.

## 2.2.3 Gezielter Pflanzenschutz

Das Risiko des Pflanzenschutzmittelaustrags hängt zuerst von Bodenart, Untergrundstruktur und Grundwassernähe ab. Daneben spielt der gezielte Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (PSM), der die Ausbringungsmenge minimiert, die Art des Wirkstoffes und die Häufigkeit seiner Verwendung eine Rolle. In der Landwirtschaft gibt es verschiedene Bemühungen zum gezielten Einsatz von PSM, von Befalls- und Bekämpfungsschwellen über den Pflanzenschutzwarndienst bis zu komplexen DV-gesteuerten Beratungsmodellen. Langlebige und wasserlösliche PS-Wirkstoffe werden nur noch in Ausnahmefällen eingesetzt.

## 2.2.4 Humusversorgung, pH-Wert, Bodenstruktur

Eine gute Humusversorgung und eine möglichst neutrale Reaktion des Bodens verbessern sein Puffer- und Filtervermögen. Um die Humusversorgung zu kontrollieren, wurde von der LBP eine Methode zur Humusbilanzierung in der Beratung eingeführt. Die Bestimmung des pH-Wertes und eine Empfehlung zu seiner Regulierung sind Gegenstand jeder Bodenuntersuchung und der aus ihren Ergebnissen abgeleiteten Düngeempfehlung.

Ein funktionsfähiger Filter und Puffer aus Humus und Ton bedarf einer guten Bodenstruktur. An die Bodenart angepaßte Bearbeitungsverfahren, die Minimierung der Arbeitsgänge, der gezielte Einsatz pflugloser Verfahren und die vorher schon erwähnte Vermeidung von Bodenverdichtungen zählen hier zu den Möglichkeiten einer standortangepaßten Bodennutzung.

## 2.3 Standortangepaßte Bodennutzung zur Erhaltung und Verbesserung der Lebensraumfunktion

### 2.3.1 Artenschutz

Für den Rückgang an Artenvielfalt gilt als Hauptverursacher die Landwirtschaft. Daran waren Meliorationen oder Kultivierungen vonormaligen Ödflächen, Tümpeln u. a., die Aufgabe extensiver Nutzungsformen und die Intensivierung der Nutzung an sich beteiligt. Eine Umkehrung dieser bedauerlichen Entwicklung kann nur erreicht werden, wenn für gefährdete Arten wieder mehr Lebensräume geschaffen werden. Ziel ist dabei, das standorttypische Arteninventar wieder herzustellen.

Aus diesem Grunde und aus Gründen der Durchsetzbarkeit bei den Landwirten muß eine regionalspezifische Regelung für den erforderlichen Bestand an Lebensräumen gefunden werden. Ein entsprechender Vorschlag der LBP in Anlehnung an HABER und ROTH sieht als allmählich zu erreichende Zielgrößen je nach landwirtschaftlicher Produktivität 5 - 7, 8 - 12, 13 - 20 % Lebensräume vor (Abb. 4).

Diese Zielgrößen an naturnahen Strukturen werden nach UNGER in Bayern je nach Erzeugungsgebiet unterschiedlich erreicht (Abb. 5). Hier gibt es noch ein lohnendes Arbeitsfeld.

Um die an eine extensive landwirtschaftliche Nutzung angepaßten Arten, wie die Segetalarten, zu schützen, müssen solche Nutzungsformen gefördert werden. Dies kann mit dem ökologischen Landbau geschehen oder durch Sonderprogramme des Naturschutzes für spezielle Nutzungen wie Streuwiesen u. a.

### 2.3.2 Schlaggröße

Der Strukturwandel in der Landwirtschaft und die steigende Tendenz zu schlagkräftigen und kostensparenden Techniken führen zu einer laufenden Vergrößerung der Ackerschläge. Aus Gründen des Erosionsschutzes, der gezielten Düngung, des Artenschutzes und der Erhaltung des regionaltypischen Landschaftsbildes müssen dieser Entwicklung Grenzen gesetzt werden.

In Regionen mit hängigem Gelände (Øe Hangneigung der AF >4 %) wird eine Begrenzung der Schlaggröße auf max. 10 ha, soweit nicht der Erosionsschutz kleinere Schläge erfordert, in Regionen mit weitgehend ebenem Gelände (Øe Hangneigung der AF <4 %) eine Begrenzung der Schlaggröße auf max. 50 ha vorgeschlagen. Derzeit liegt in Bayern die durchschnittliche Schlaggröße der Betriebe, die eine Schlagkartei führen, bei 3 ha.



### 2.3.3 Flächenstilllegung

Wie vorher ausgeführt, dient die Rotationsbrache mit Klee gras der Bodenfruchtbarkeit. Rotationsbrachen mit Selbstbegrünung können auf geeigneten Standorten zur Erhaltung der Ackerwildkrautflora beitragen. Auf Standorten mit seltenen Arten können sich diese mit Selbstbegrünung ein Jahr lang ungestört vermehren und wieder Samenpotential aufbauen.

Da Standorte mit seltenen Arten zumeist auf weniger fruchtbaren Böden vorkommen, bleibt die Gefahr einer starken Verunkrautung mit schwer bekämpfbaren Arten gering. Auf fruchtbaren Standorten führt die Selbstbegrünung nur zur Massenvermehrung von verbreiteten Unkräutern und provoziert einen hohen Herbizideinsatz. Eine gute Beratung der Landwirte bei der Anlage von Stilllegungsflächen kann zum Engagement für den Artenschutz ohne Reue führen.

### 2.3.4 Stoppelbrache

Die Stoppelbrache - das Liegenlassen der Getreidestoppel nach der Ernte bis zur Bestellung im Frühjahr - hat nach Untersuchungen der LBP (HILBIG, BAUCHHENSS, RANFTL, 1997) viele günstige Auswirkungen auf den Artenschutz (Abbildungen 6 - 8). Zudem verursacht die Stoppelbrache dem Landwirt keine oder nur geringe Kosten. Diese sehr effiziente Form des Artenschutzes wurde im KULAP verankert und kann im erforderlichen Umfang honoriert werden. Es ist zu hoffen, daß sie mit Hilfe der Beratung eine starke Verbreitung findet.

## 3 Schlußfolgerung

Die Ausführungen haben gezeigt, daß sich die Möglichkeiten einer standortangepaßten Bodennutzung nicht nur definieren, sondern auch umsetzen lassen. Der Stand der Umsetzung in der Landwirtschaft ist in vielen Fällen gut. Dies trifft immer dann zu, wenn Bodenschutz und Wirtschaftlichkeit im Einklang stehen oder wenn die Umsetzung per Gesetz vorgeschrieben ist. Die größten Umsetzungslücken bestehen, zumindest in Bayern, in der Förderung der Lebensraumfunktion des Bodens. Aber auch hier konnte mit der Stoppelbrache ein aussichtsreicher neuer Weg gefunden werden.

### Literaturverzeichnis

Häber, W., 1985: Inhaltliche Anforderungen an das Biotopverbundsystem. In: Umweltprobleme der Landwirtschaft, Sondergutachten SRU, 308 - 310

Kägerer, J. und Auerswald, K., 1997: Erosionsprognosekarten im Maßstab 1 : 5000 für Flurbereinigungsverfahren und Landbewirtschaftung. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, 2/97, 35 Seiten

Roth, D., Eckert, H. und Schwabe, M., 1996: Ökologische Vorrangflächen und Vielfalt der Flächennutzung im Agrarraum - Kriterien für eine umweltverträgliche Landwirtschaft. Natur und Landschaft 71, 195 - 203.

Unger, H.J., 1999: Flächenausstattung mit Strukturelementen - Statusquo und Ziel. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung, noch nicht veröffentlicht.

Weihermann, R., Hilbig, W., Bauchhenß, J., Bauer, H.G. und H. Ranftl, 1999: Stoppelbrache. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau 3,.. (noch nicht veröffentlicht).

"Umweltgerechte Landwirtschaft"

Demonstrationsversuch mit einjährigen Weidelgras  
im Auftrag des SÄCHSISCHEN STAATSMINISTERIUMS für  
LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG und FORSTEN im  
Landwirtschaftsbetrieb Michael Reichelt

Die Einheit von Boden und Klima erscheint als Grundlage für eine standortspezifische Betrachtung einer ökologischen Landwirtschaft. Unter diesem Gesichtspunkt wurden die vorliegenden Untersuchungen konzipiert und von 1995 bis 1997 durchgeführt. Das Ziel war, durch einen möglichst hohen Abschöpfungsgrad der eingesetzten Nährstoffe sowie durch eine hohe Effektivität der Bewirtschaftungsmaßnahmen die Produktion bei einer möglichst geringen Belastung der Umwelt im Stoffkreislauf von BODEN-PFLANZEN-TIER-MARKT-BODEN zu gestalten. Am Beispiel, mit begrenzten Möglichkeiten der Quantifizierung von Einzel- und Kombinationswirkung, wurde versucht, den Anteil verschiedener Faktoren an der Ertragsbildung zu erfassen. Dabei handelte es sich um die organische und mineralische N-Düngung, die Ansaatverfahren und die Bodenbearbeitung.

Der Standort zählt zur Berglehm-Braunerde und liegt im mittleren Westerzgebirge in einer Höhenlage von 600 m über NN mit rund 900 mm NS bei einer Jahresdurchschnittstemperatur von 6,3 °C. Die flache Krume von 18..20 cm entstand aus der Verwitterung des Muttergesteins Gneis. Futterbaubetonte Fruchtfolgen und kalte Winter mit niederschlagsreichen Sommermonaten führten zu einem relativ hohen Humusgehalt, als Grundlage für den Ackerbau an den Hanglagen.

Mit dem jährlich zur Ansaat gebrachten einjährigen Weidelgras wurden nachstehende Ergebnisse erzielt: Bei einem Grundertrag von 59 % des Höchstertrages von 91,4 dt/ha TM (100 %) erreichte die reduzierte N-Düngung auf 80 % noch 84 %. Bei 240 kg/ha N betrug die N-Verwertung 58 %. Der N-Gehalt in der Trockenmasse stieg mit steigender N-Düngung von 1,99 % über 2,41 % auf 2,71 % bei 240 kg/ha N.

Dr. Reichelt, Herbert

OT Lauterbach

Niederdorf 90

09496 Marienberg

Tabelle 1

Unterschiedliche N-Düngung

<u>Faktor A</u>	<u>N kg/ha</u>	<u>TM dt/ha</u>	<u>N kg/ha</u>
1	0	54,2 a	108 a
2	190	85,4 b	206 b
3	240	91,4 b	248 c
	GD 5 %	13,2	19

Im Vergleich der Saatverfahren (Tabelle 2) blieben die Erträge und die N-Menge im Ertrag innerhalb der Fehlergrenze. Auffallend ist jedoch, daß im Mittel von 252 Einzelwerten je Prüfglied die Breitsaat den besten Wert anzeigt. Die um 10 kg/ha höhere N-Menge im Ertrag kann auf die bessere Standraumbemessung und damit einer besseren N-Verwertung zugeschrieben werden.

Tabelle 2

Unterschiedliche Aussaatverfahren

<u>Faktor B</u>	<u>TM dt/ha</u>	<u>N kg/ha</u>
1 Drillsaat	84,0	208
2 Breitsaat	85,9	217
3 Mulchsaat	80,7	207
	GD 5 %	15,8
		25

Die unterschiedlichsten Gülleanwendungsverfahren mit 90 kg N/ha gleich 36 m<sup>3</sup>/ha zeigten bei 189 Einzelwerten je Prüfglied durch den Breitwurf und besonders durch den Schleppschlauch die besten Werte. Dabei betrug die Leistung je kg Gülle-N 17,1 kg TM. Die N-Verwertung durch die Pflanze betrug hier 57,8 % und damit den Wert von Mineral-N (Tab. 1). Die Injektion blieb allgemein etwas zurück, da offenbar damit nicht die günstigste Wirkung auf das Saatgut und die Pflanzen erreicht wurde.

Tabelle 3

Unterschiedliche Gülleanwendungsverfahren

<u>Faktor C</u>	<u>TM dt/ha</u>	<u>N kg/ha</u>
1 ohne	72,8 a	177 a
2 Breitwurf	87,9 b	221 b
3 Schleppschlauch	88,2 b	229 b
4 Injektion	85,1 ab	215 ab
	GD 5 %	14,2
		42

Die seit 1986 durchgeführten unterschiedlichen Bodenbearbeitungsmaßnahmen lassen auch ihre Wirkung im Untersuchungszeitraum von 1995 bis 1997 erkennen. Während die Ergebnisse von Faktor D 1 mit der herkömmlichen Pflugtiefe (18..20 cm) ohne Mineral-N-Düngung entstanden, so liegen in den Faktoren D 2 bis 4 die gleichen Düngungsverhältnisse vor. Dabei erreicht die Bodenwendung mit 15 cm Tiefe die günstigsten Werte. Durch die Einmischung von Untergrund mit der Pflugtiefe von 25 cm wird ein signifikant niedrigerer Ertrag angezeigt. Eine hierzu 1992 durchgeführte Bodenuntersuchung ergab, im Untersuchungsbereich von 0..20 cm, daß ein unterschiedlicher Humusgehalt vorlag.

Ohne Bodenwendung 5,55 % Humus, hervorgerufen durch eine verminderte Umsetzung der organischen Substanz, bei einer Bodenwendung von 15 cm 4,15 % und durch die Einmischung von Untergrund bei 25 cm Bodenwendung ein Rückgang des Humusgehaltes auf 3,00 %. Danach erscheint der Wechsel zwischen flacher und fehlender Bodenwendung auch für den vorliegenden Standort am günstigsten. Gleichzeitig werden damit die arbeitswirtschaftlichen Vorteile, wie sie von KÜHN (1996) angegeben wurden, wirksam.

Tabelle 4

Unterschiedliche Pflugtiefen in cm

<u>Faktor D</u>	<u>TM dt/ha</u>	<u>N kg/ha</u>
1 18..20 x)	54,2 a	108 a
2 0	86,9 bc	223 b
3 15	91,6 c	241 b
4 25	84,4 b	218 b
GD 5 %	6,9	30

x) ohne N-Düngung mit herkömmlicher Pflugtiefe

Thesen zur vorliegenden Untersuchung

1. Die mineralische N-Düngung führte in Verbindung mit dem Grundertrag durch die Herabsetzung auf 80 % nur zu einem Ertragsverlust von 7 %.
2. Im Vergleich der Saatverfahren erreichen die Breit- und Drillsaat die besten Werte. Mulchsaat war nur dann erfolgreich, wenn die Gülle weit vorher ausgebracht wurde.
3. Die Gülleanwendung mit dem Schleppschlauch oder breitwürfig war am günstigsten.

4. Bei einer Pflugtiefe von 15 cm wurde die günstigste Wirkung erzielt. Die fehlende Pflugfurche erreicht eine Mittelstellung zwischen 15 und 25 cm Bodenwendung.
5. Die Kombinationswirkungen stehen im Einklang mit den Einzelwirkungen.
6. Die Vorteile einer pfluglosen Bearbeitung liegen besonders in der Kostenersparnis.

Nach KÜHN (1996) werden damit die Kosten auf 38 % gesenkt. Bei einem Wechsel zwischen einer flachen Bodenwendung und einer pfluglosen Bearbeitung reduziert sich der herkömmliche Aufwand auf 48 %. Gelingt es, diesen Vorteil auf 30 % der Flächen im Regierungsbezirk anzuwenden, die nach Klima und Boden dem Versuchsstandort entsprechen, dann werden die Kosten für die Versuchsdurchführung bereits nach einem Jahr gedeckt.

Tabelle 5

Anteil der Einzelmaßnahmen an der Ertragsbildung

<u>Herkunft</u>	<u>TM dt/ha</u>	<u>(%)</u>	<u>N kg/ha</u>	<u>(%)</u>
Bodenleistung 1)	43,4	44,2	83	30,0
+ 190 kg min. N 2)	74,6	+ 31,7	171	+ 31,9
+ 90 kg Gülle-N 3)	88,8	+ 14,4	220	+ 17,8
+ 50 kg min. N	98,3	+ 9,7	276	+ 20,3
Summe: 330 kg N/ha		100		100

Gesamtverwertung von N aus Boden und Düngung: 84 %

1) Bodenleistung entspricht einer Mineralisationsrate von 1,1 %.

2) + Breitsaat

3) + Breitsaat und Gülleschlauch

Literaturangaben

KÜHN, Gerhard : Pflug oder nicht Pflug, das ist hier die Frage.  
 Praxisnah 4/96, Saatenunion GmbH Blücherstraße 7,  
 Hannover 1996

REICHEL, Herbert und Söhne : Grundlagen für einen ökologischen  
 Ackerbau im Erzgebirge.

Auftrag vom SÄCHSISCHEN STAATSMINISTERIUM für  
 LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG und FORSTEN vom 17. Mai 1993

Für die Überlassung der wissenschaftlichen Betreuung dieser  
 Untersuchung danke dem Auftraggeber

## **Bodenabtrag und Wasserinfiltration auf Einzelflächen und in Einzugsgebieten in Sachsen bei Bodenbearbeitung mit und ohne Pflug**

**Walther Schmidt<sup>1</sup> und Anne Michael<sup>2</sup>**

### **1 Einleitung**

Gemäß § 17 Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) ist Bodenerosion möglichst zu vermeiden. Hier besteht in Sachsen großer Handlungsbedarf. So sind annähernd 450 Tsd. ha (rund 60 % der sächsischen Ackerfläche) durch Wassererosion und rund 150 Tsd. ha Ackerfläche (entsprechend ca. 20 % der Ackerflächen) durch Winderosion potentiell bedroht und z. T. jährlich betroffen. Im Sinne der guten fachlichen Praxis gemäß § 17 BBodSchG werden als wirksamste Erosionsschutzmaßnahmen für die Gesamtheit der erosionsgefährdeten Ackerflächen Sachsens die Konservierende Bodenbearbeitung in Verbindung mit Strohdüngung, Zwischenfruchtanbau und Mulchsaat empfohlen. Grundlage hierfür bilden Bodenabtragsmessungen mit einer Starkregensimulationsanlage auf Ackerflächen in verschiedenen Regionen Sachsens. Hierbei wurden Wasserinfiltration, Oberflächenabfluß sowie Bodenabtrag bei zwei aufeinanderfolgenden Starkregen in Abhängigkeit vom Bestellverfahren ermittelt. Nachfolgend wird für verschiedene Bodenarten aufgezeigt, daß Konservierende Bodenbearbeitung und Mulchsaat auch bei aufeinanderfolgenden Starkniederschlägen für ein dauerhaft hohes Wasseraufnahmevermögen von Ackerflächen sorgt. Dies reduziert bzw. verhindert gegenüber konventionellen Bestellverfahren die Wassererosion auf Ackerflächen.

### **2 Material und Methoden**

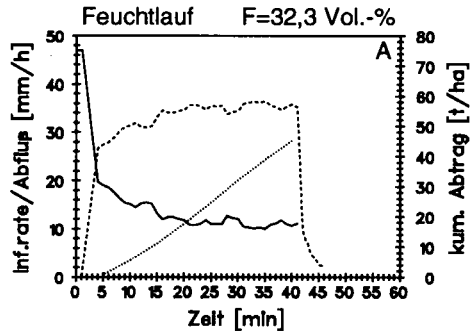
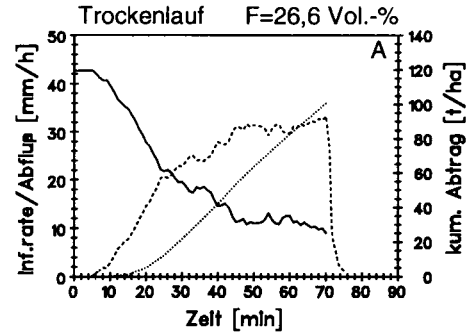
Auf geeigneten Ackerflächen in den sächsischen Naturräumen Mittelsächsisches Lößhügelland (Bodenart Ut4), Westlausitzer Hügel- und Bergland (Bodenart Su3, Us) sowie Erzgebirgsbecken (Bodenart Slu) wurden mit einer Beregnungsanlage des Instituts für Wasserbau und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe (SCHRAMM, 1994) künstliche Starkregenereignisse erzeugt (15 Sprinklermodule mit Flachstrahldüsen (Veejet 80/100), Höhe über Boden 3 m, Beregnungsfläche 2 m x 22 m). Hierbei wurde auf nebeneinanderliegenden Ackerteilstücken der Einfluß von konventionellen (Herbstpflugfurche mit Saatbettbereitung) und Konservierenden Bestellverfahren mit Mulchsaat (flache Grundbodenbearbeitung mit Grubber oder Zinkenrotor, Mulchsaat ohne und mit Saatbettbereitung, z. T. nach dem Anbau abfrierender Winterzwischenfrüchte) auf den Bodenabtrag durch Wasser, den Oberflächenabfluß und die Wasserinfiltration in Abhängigkeit von der Bodenart geprüft (zwei Beregnungsdurchgänge, 1. Messung = "Trockenlauf" (1. Starkregen), 2. Messung = "Feuchtlaufl" (2. Starkregen) mit einer Stunde Unterbrechung; Beregnungsintensitäten durchschnittlich 37 mm/h). Der Oberflächenabfluß wurde im Minutenabstand, die Sedimentmenge im fünfminütigem Rhythmus ermittelt. Die Wasserinfiltration wurde als Differenz aus Niederschlagsintensität und gemessenem Oberflächenabfluß bestimmt.

---

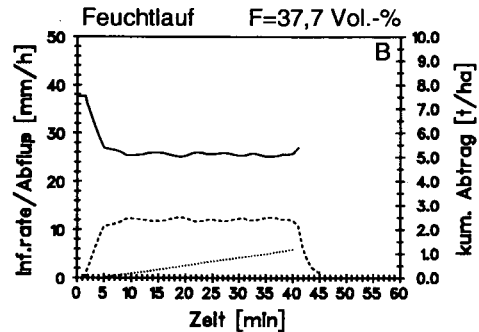
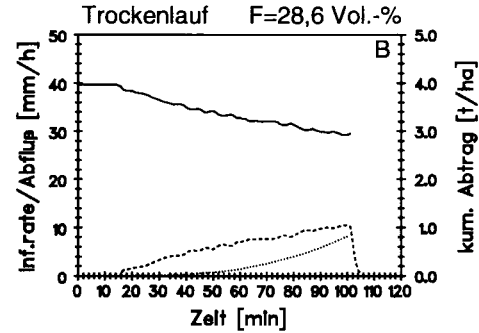
<sup>1</sup> Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Fachbereich Bodenkultur und Pflanzenbau, Gustav-Kühn-Str. 8, 04159 Leipzig.

<sup>2</sup> TU Bergakademie Freiberg, Fakultät für Geowissenschaften, Geotechnik, Bergbau, Fachgebiet Boden- und Gewässerschutz, Agricolastr. 22, 09599 Freiberg/Sachsen.

### A) konventionell bearbeitet



### B) konservierend bearbeitet, gemulcht



— Abfluss    ..... Abtrag    - - - Infiltration

Abb. 1: Wasserinfiltration, Wasserabfluß und Bodenabtrag auf konventionell (A) und konservierend mit Mulchsaat (B) nach einmaliger Saatbettbereitung bestellter Zuckerrübenfläche (3- Blattstadium) (Sächsisches Löbthügelland, Bodenart Ut4, Mulchbedeckung 60 %) bei Regensimulationsversuch mit zwei Starkregen in einstündigem Abstand (Trocken- und Feuchtlauf unter A bzw. B, Niederschlagsintensität: Ø 37 mm/h) (s. a. Tab. 1, Bodenart Ut4)

Tab. 1: Wasserinfiltration, -abfluß (in % des Niederschlags) und Bodenabtrag (t/ha) auf konventionell (+ P) und konservierend (- P), mit einmaliger Saatbettbereitung bestellten, geeigneten Ackerflächen in Sachsen bei zwei Starkregen in Folge (Regensimulationsversuche mit Trocken- und Feuchtlauflauf (Ø 37 mm/h) in 1-stündigem Abstand) (Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie)

Bodenart	Bodenbearbeitung	1. Starkregen (Trockenlauf)			2. Starkregen (Feuchtlauflauf)		
		Infiltration [%]	Abfluß [%]	Bodenabtrag [t/ha]	Infiltration [%]	Abfluß [%]	Bodenabtrag [t/ha]
Ut4	+ P	55,4	44,6	82,80	32,9	67,1	45,30
	- P <sup>1)</sup>	92,1	7,9	0,20	70,9	29,1	1,20
Slu	+ P	94,0	6,0	0,10	63,8	36,2	0,70
	- P <sup>2)</sup>	99,9	0,1	0	97,4	2,6	0,02
Su3	+ P	96,9	3,1	0,27	60,0	40,0	3,20
	- P <sup>3)</sup>	99,8	0,2	0	95,3	4,7	0,13
Us	+ P	99,6	0,4	0	75,4	24,6	1,66
	- P <sup>4)</sup>	100,0	0,0	0	99,8	0,2	0

Mulchbedeckungsgrad: <sup>1)</sup> 60 %, <sup>2)</sup> 10 %, <sup>3)</sup> 10 %, <sup>4)</sup> 5 %

### 3 Ergebnisse und Diskussion

Wie Abbildung 1 zeigt, geht auf einer konventionell mit Zuckerrüben (3-Blattstadium) bestellten schluffreichen Ackerfläche (Bodenart Ut4, Sächsisches Lößhügelland) beim 1. Starkregen (Trockenlauf, Abb. 1A) die Infiltrationsrate bereits kurz nach Beregnungsbeginn deutlich zurück und sinkt bis zum Beregnungsende kontinuierlich ab. Entsprechend dazu steigen der Oberflächenabfluß und der Bodenabtrag an (Abb. 1A). Beim zweiten, im Abstand von einer Stunde auf derselben Fläche durchgeführten Feuchtlauflauf (= 2. Starkregen) stellt sich kurz nach Beregnungsbeginn die geringe Infiltrationsrate des ersten Starkregens ein, verbunden mit hohem Oberflächenabfluß und Bodenabtrag (Abb. 1A). Hauptursache hierfür ist die rasche, infiltrationshemmende Oberflächenverschlämmlung der Bodenoberfläche des konventionell bestellten Ackers. Insgesamt infiltrierten auf der gepflügten, schluffreichen Ackerfläche beim 1. Starkregen rund 55 % der aufgebrauchten Wassermenge, beim 2. Starkregen dagegen nur noch ca. 30 % (Tab. 1). Der Oberflächenabfluß stieg dementsprechend von rund 45 % (1. Starkregen) auf rund 70 % des Niederschlags an (2. Starkregen, Tab. 1). Die Folge waren Bodenabträge von 83 t/ha (1. Starkregen) bzw. 45 t/ha (2. Starkregen) nach konventioneller Bodenbearbeitung (Tab. 1).

Dagegen sorgte die Konservierende Bodenbearbeitung mit Mulchsaat zu Zuckerrüben auf derselben Ackerfläche (Bodenart Ut4, Abb. 1B, Tab. 1) während des 1. Starkregens (Trockenlauf) für eine zunächst nur geringfügig abnehmende, dann auf einem hohen Niveau verbleibende Infiltrationsrate (Abb. 1B). In der Summe infiltrierten auf der pfluglos bestellten Lößfläche beim 1. Starkregen mit über 90 % des Niederschlags fast 40 % mehr Wasser als auf der gepflügten Vergleichsparzelle (Tab. 1). Als Folge davon flossen beim 1. Starkregen lediglich 8 % des Niederschlags ab und es wurden nur 0,2 t Boden/ha verlagert (Tab. 1). Bei erneuter Beregnung der konservierend bestellten Parzelle (2. Starkregen bzw. Feuchtlauflauf nach einstündiger Beregnungspause) stieg der Oberflächenabfluß infolge einer rückläufigen Infiltrationsrate an (Abb. 1B). Allerdings lag die Wasserinfiltration nach Konservierender Bearbeitung auch beim 2. Starkregen bei 70 %, was mit einem geringen Abfluß (30 % des Niederschlags) und Bodenabtrag (1,2 t/ha) verbunden war (Tab. 1, Abb. 1B).



Sandreichere Ackerflächen im Einzugsgebiet des Erzgebirges (Bodenart Slu) sowie im Westlausitzer Hügel- und Bergland (Bodenarten Su3, Us) wiesen, im Gegensatz zur schluffreichen Ackerfläche (Bodenart Ut4), nach konventioneller Bestellung beim Trockenlauf (1. Starkregen) mit 94 (Bodenart Slu), 97 bzw. fast 100 % Wasserinfiltration eine nur geringfügig niedrigere Versickerung als die konservierend bestellten Vergleichsparzellen auf (Tab. 1). Entsprechend gering war der Bodenabtrag auf den Pflugparzellen (0,1 bis 0,27 t/ha, Tab. 1). Durch Konservierende Bodenbearbeitung wurde der Bodenabtrag durch Wasser jedoch ganz verhindert (Tab. 1). Allerdings reduzierte auch an diesen Standorten die konventionelle Bestellung die Wasserinfiltration beim Feuchtlauf (2. Starkregen) auf rund 75 % (Bodenart Us) bzw. 60 % (Bodenarten Slu und Su3) des Niederschlags, was einen entsprechenden Abflußanstieg bewirkte (25 bis 40 % des Niederschlags, Tab. 1). Dagegen infiltrierten auf den konservierend bestellten Flächen auch beim 2. Starkregen zwischen 95 % (Bodenart Su3) bzw. 97 % (Bodenart Slu) bis annähernd 100 % (Bodenart Us) des Niederschlags (Tab. 1). Im Gegensatz zur Lößfläche (Bodenart Ut4, 45,3 t/ha) wurde auf den sandreicheren Standorten beim Feuchtlauf nach konventioneller Bestellung, trotz eines stärkeren Oberflächenabflusses, mit maximal 3,2 t Boden/ha (Bodenart Su3, Feuchtlauf, Tab. 1) weitaus weniger Boden abgetragen. Konservierende Bodenbearbeitung verringerte dort jedoch auch beim Feuchtlauf noch einmal den Bodenabtrag (Bodenart Slu: 0,02 t/ha, Bodenart Su3: 0,13 t/ha, Bodenart Us: 0 t/ha, Tab. 1).

Konservierende Bodenbearbeitung mit Mulchsaat sichert damit bei unterschiedlichen Bodenarten, auch bei aufeinanderfolgenden Starkregenereignissen, eine hohe Wasserinfiltrationsrate. Dies reduziert nachhaltig Oberflächenabfluß und Bodenabtrag. Verantwortlich hierfür ist die höhere Aggregatstabilität konservierend bestellter Flächen. Sie wirkt, gemeinsam mit schützenden Mulchauflagen, der infiltrationshemmenden Oberflächenverschlammung entgegen. Die größere Zahl gut dränender Makroporen auf pfluglos bestellten Flächen verbessert dort zusätzlich die Wasserinfiltration (BEISECKER, 1994). Eine Erosionssimulation mit EROSION 3D (SCHMIDT et al., 1997) bestätigt die Parzellen-Meßergebnisse: Danach verringert die Konservierende Bodenbearbeitung mit Mulchsaat zu Mais (Saatbettzustand, 10 % Mulchbedeckung) in einem Einzugsgebiet im Sächsischen Lößhügelland (Einzugsgebietsgröße: 410 ha mit 290 ha Ackerfläche, Bodenarten Uu und Ut2, 10-Jahres-Starkregenereignis) den erosionsbedingten Gebietsaustrag an Boden um 95 % (von 124,3 t Boden/ha bei konventioneller Bestellung auf 5,1 t/ha bei pflugloser Bestellung).

#### 4 Zusammenfassung

An verschiedenen Standorten Sachsens durchgeführte Regensimulationsversuche belegen für unterschiedliche Bodenarten, daß Konservierende Bodenbearbeitung mit Mulchsaat die versickerungshemmende, folglich abflußfördernde Bodenverschlammung auf Ackerflächen wirksam verhindert bzw. vermindert. Verantwortlich hierfür sind zum einen schützende Mulchauflagen, zum anderen aber die höhere Aggregatstabilität konservierend bestellter Flächen. Im Gegensatz zu gepflügten Flächen sorgt dies auf konservierend bestellten Flächen, gemeinsam mit der dort i. d. R. höheren Makroporenzahl, auch bei aufeinanderfolgenden Starkregenereignissen für eine gute Wasserversickerung mit der Folge von geringerem Oberflächenabfluß und Bodenabtrag. Abtragungsschätzungen mit EROSION 3D belegen für ackerbaulich genutzte Einzugsgebiete in Sachsen diese deutlich erosionsmindernde Wirkung Konservierender Bodenbearbeitungsverfahren im Sinne der guten fachlichen Praxis des BBodSchG.

#### Literatur

- BEISECKER, R. 1994: Einfluß langjährig unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf das Bodengefüge, die Wasserinfiltration und die Stoffverlagerung eines Löß- und eines Sandbodens. *Bodenökologie und Bodengeneese*, Heft 12, TU Berlin.
- SCHMIDT, J., v. WERNER, M., MICHAEL, A. u. W. SCHMIDT, 1997: *EROSION 2D / 3D*. Ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser. Hrsg.: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden-Pillnitz, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Freiberg/Sachsen. ISBN 3-00-001453-5.
- SCHRAMM, M. 1994: Ein Erosionsmodell mit räumlich und zeitlich veränderlicher Rillenmorphologie. Dissertation. Institut für Wasserbau und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe.

**Schlußwort zur Vortragsveranstaltung "Bodenkundliche Anforderungen an die gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft" am 27./28. April 1999 in Leipzig**

von

**LAVES, D.\*)**

Sehr geehrte Damen und Herren,  
liebe Kolleginnen und Kollegen,

gestatten Sie mir bitte abschließend noch einige allgemeine Ausführungen zum Sachstand der guten fachlichen Praxis bei der landwirtschaftlichen Bodennutzung.

Gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft dient den Böden. Sie danken es und reagieren darauf, ihrem natürlichen Leistungspotential entsprechend differenziert, mit stabilen Erträgen, hochwertigen Nahrungsmitteln, sauberem Wasser und sauberer Luft. Seit jeher ziehen aus dieser alten Erkenntnis kluge Bauern und verantwortungsvolle Landwirte ihren Gewinn. Durch nachhaltige gute landwirtschaftliche Praxis sichern sie auf Dauer die Erhaltung der Böden als Lebensgrundlage für sich, für die Allgemeinheit und für die nachfolgenden Generationen. Obwohl dieser Sachverhalt leicht verständlich ist, bereitet die bodenschonende Landbewirtschaftung immer wieder von Neuem Probleme. Nicht immer hielt die bodenerhaltende bzw. bodenverbessernde Bewirtschaftung Schritt mit den sich ändernden Rahmenbedingungen im Landbau.

Beispielsweise nahm mit Ablösung der Muskelkraft durch die Maschinenkraft und dem schnell gestiegenen Technikeinsatz die mechanische Belastung der Böden merklich zu. Schadverdichtungen, gestörtes Wurzelwachstum, gestörte Wasserversickerung, Sauerstoffmangel und verstärkte Bodenerosion waren die unmittelbaren Folgen.

Ein anderes Beispiel. Die flächenkonzentrierte, auf der Grundlage von Futtermittelleinkäufen betriebene Nutztierhaltung verursacht in deren Einzugsgebiet eine Überversorgung der Böden mit Nährstoffen und belastet dort das Grundwasser durch Nährstoffauswaschung und das Oberflächenwasser durch Nährstoffeinträge infolge Bodenerosion.

Die ständig gestiegene Flächenproduktivität in der Landwirtschaft, die Globalisierung der Agrarmärkte und andere Entwicklungen erfordern laufend Anpassungen der Landbewirtschaftung an die neuen Rahmenbedingungen.

In diesem Prozeß lassen sich durch den nachhaltigen Schutz der Böden im Ergebnis schonender, umweltgerechter Landnutzung langfristige Standort- und Wettbewerbsvorteile erzielen.

---

\*) Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Gustav-Kühn-Str. 8, 04159 Leipzig

Das setzt ein entsprechendes Management der Landwirtschaftsbetriebe voraus. Zur Durchsetzung eines bodenschonenden Betriebsmanagements sind in den einzelnen Bundesländern Förderprogramme hilfreich, deren Rechtsgrundlage die 1992 erlassene EG-Verordnung ist über "umweltgerechte und den natürlichen Lebensraum schützende landwirtschaftliche Produktionsverfahren". Hierbei werden Landwirtschaftsbetriebe, welche die Bodennutzung umweltgerecht, nach Grundsätzen der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft durchführen, finanziell gefördert. Fördertatbestand können sowohl erfüllte Kriterien der umweltverträglichen Landbewirtschaftung sein, die gemäß dem VDLUFA-Standpunkt ein Ausdruck in Maß und Zahl sind als auch die Realisierung vorgegebener umweltgerechter Bewirtschaftungsmaßnahmen. Beide Verfahren des bezahlten Umweltmanagements dienen dem Bodenschutz, allerdings zu Lasten eines hohen Verwaltungsaufwandes hinsichtlich umfangreicher Aufzeichnungspflichten und unverzichtbarer Kontrollen.

Nach erfolgter Anpassung der Betriebe an die Rahmenbedingungen einer umwelt- und marktentlastenden sowie einkommensgesicherten Landwirtschaft unterstützt zukünftig ein effizientes Beratungssystem das Betriebsmanagement zur guten fachlichen Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung.

Rechtliche Regelungen bilden die Grundlage dafür. Sie erheben in Deutschland den Bodenschutz zum Staatsziel und sind zu dessen Durchsetzung die Ermächtigungsgrundlage. Bodenschutz mit Hilfe guter fachlicher Praxis in der Landwirtschaft regeln im Grundsatz das Bodenschutz-, Düngemittel- und Pflanzenschutzmittelrecht.

Das Bundes-Bodenschutzgesetz legt fest, daß die dort genannten Grundsätze der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft als Vorsorgepflicht gegen schädliche Bodenveränderungen auf dem Wege der Beratung zu vermitteln und dafür die landwirtschaftlichen Beratungsstellen der Länder zuständig sind.

Für diesen Zweck erarbeitete das Bundeslandwirtschaftsministerium federführend das länderabgestimmte Standpunktpapier "Grundsätze und Handlungsempfehlungen zur guten fachlichen Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung nach § 17 Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) vom 17. März 1998". Darin wird unterstrichen, daß die Handlungsempfehlungen

- standortangepaßt
- wissenschaftlich abgesichert
- aufgrund praktischer Erfahrungen geeignet, durchführbar, als notwendig anerkannt und wirtschaftlich tragbar sein müssen.

Diese Anforderungen waren auch die Inhalte der Vorträge und Diskussionen unserer Veranstaltung. Wie die Ergebnisse zeigen, sind die wissenschaftlichen Erkenntnisse, ihre Umsetzung in Handlungsempfehlungen, die Beratungsinstrumente sowie die rechtlichen Voraussetzungen vorhanden, so daß der Schutz der Böden durch gute fachliche Praxis bei

der landwirtschaftlichen Bodennutzung im Grundsatz gesichert ist. Effizienz und Akzeptanz entsprechender Maßnahmen hängen aber davon ab, wie durch bodenschonende und bodenverbessernde Landbewirtschaftung ein ausreichendes Einkommen der Landwirte dauerhaft gesichert werden kann.

Dazu kündigte Sachsen als erstes Bundesland das Experiment "Umweltallianz - Land- und Forstwirtschaft im Freistaat Sachsen" an. Partner in diesem Bündnis sind einerseits der Staat und andererseits die Landbaubetriebe. Beide sollen sich freiwillig verpflichten, gegenseitige Leistungen für die umweltgerechte Landwirtschaft zu erbringen.

Für die gute fachliche Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung bietet der Staat den Landwirten beispielsweise an

- eine kostenlose, komplexe und flächendeckende Beratung zur Sicherung des hohen Wissens- und Informationsniveaus bei Anwendung moderner Produktionsverfahren
- die Unterstützung beim Aufbau eines Bodeninformationssystems zur flächendeckenden Bereitstellung von Bodenmerkmalsdaten
- die Unterstützung bei Einrichtung von Qualitäts- und Umweltmanagementsystemen
- die Vereinfachung und Erleichterung von Genehmigungsverfahren und anderen Antragstellungen, d.h. Entbürokratisierung der Agrarverwaltung auf dem Wege von Vereinbarungen anstelle von Verordnungen.

Im Gegenzug sollen die Landwirte ihre Bewirtschaftung nach den Grundsätzen und Handlungsempfehlungen der guten fachlichen Praxis optimieren.

Mit der Umweltallianz soll die Eigenverantwortung der Landwirte gestärkt und gleichzeitig die Bürokratie verringert werden. Indem das Bewußtsein für umweltgerechte Verhaltensweisen im Landbau geschärft wird, hilft man das immerwährende Leitbild bäuerlichen Denkens und Handelns, nämlich die Bewahrung der natürlichen Produktionsgrundlagen für die nachfolgende Generation, zu verwirklichen.

Zum Schluß sei noch einmal an die Möglichkeit erinnert, Ihre Vorträge in den Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft zu veröffentlichen. Hinweise zur Gestaltung und Übersendung der Manuskripte bis zum 12. Mai 1999 an die DBG-Geschäftsstelle, Herrn Dr. Hugenroth in Oldenburg, erhielten die Vortragenden bereits mit der Einladung vom 24.02.1999.

Des weiteren möchte ich noch zwei Vortragsveranstaltungen der AG Bodenschutz im kommenden Jahr ankündigen, und zwar zu den Themen

- "Anforderungen des Bodenschutzes zur Reduzierung von Phosphoreinträgen in Gewässer" am 11./12. April 2000 an der Universität Rostock
- "Anforderungen des Bodenschutzes an die Verwertung von Abfällen im Landbau und Landschaftsbau" am 10./11. Oktober 2000 an der Universität Stuttgart-Hohenheim.

Abschließend danke ich denen, die zum Gelingen dieser Veranstaltung beitragen, den Vortragenden, den Diskussionsleitern, den Diskussionsteilnehmern und den Helfern der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft.



**MITTEILUNGEN**

**DER**

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN**

**GESELLSCHAFT**

Jahrestagung 1999

04. bis 12. September 1999

in Hannover

**Band 91**

**Heft 1**

**1999**



**Grußadresse des Vizepräsidenten des Bundesverbandes Boden, Dr. Wolf Ekelmann anlässlich der Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 04.-12. September 1999 in Hannover.**

Sehr geehrter Herr Präsident,

Im Namen des Bundesverbandes Boden bedanke ich mich sehr für die freundliche Begrüßung und die Gelegenheit, ein kurzes Grußwort an die Mitglieder Ihrer Gesellschaft richten zu dürfen.

Meine Damen und Herren,  
liebe Kolleginnen und Kollegen,

Die Gründung des Bundesverbandes Boden 1995 aus der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft heraus erfolgte allem voran mit dem Ziel, der vorrangig fachwissenschaftlich orientierten Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft eine Ergänzung an die Seite zu stellen, der es aufgrund ihrer Statuten und Strukturen leichter erlaubt sein würde, Fragen zu Bodennutzung und Bodenschutz auch kurzfristig zu beantworten und - wenn nötig - öffentlichkeitswirksam zu vertreten. Ziel war es, dem Medium Boden dadurch mehr Nachdruck zu verleihen, als dies aus einer fachwissenschaftlichen Gesellschaft heraus möglich ist.

Beiträge in diesem Sinne waren in der Vergangenheit z. B. Stellungnahmen und Mitarbeit zu allen einschlägigen Regelwerken, allem voran zu dem im vergangenen Jahr verabschiedeten Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) sowie zur Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchVO). Ziel war es dabei regelmäßig, die in der Fachwelt erarbeiteten wissenschaftlichen Erkenntnisse so weit umzusetzen, daß sie in den notwendigen Verordnungen und Gesetzen dem Medium Boden im Sinne sachgerechter Bodennutzung und angemessenen Bodenschutzes gleichermaßen gerecht werden konnten.

Daß hierbei bei streng wissenschaftlicher Betrachtung gelegentlich Abstriche gemacht werden mußten, liegt in der Natur der Dinge und rechtfertigt ohne Frage manche Nachbesserung, die noch vor uns liegt. Detailtreue ist allerdings im Zusammenhang mit der Entwicklung gesetzlicher Rahmen leider nicht in allen Fällen realisierbar.

Gegenwärtig neu in der Fertigstellung befinden sich in BVB-Arbeitskreisen z. B. der Entwurf eines „Leitfadens für die Bewertung des Bodens für die Bauleitplanung“ oder der Entwurf von „Empfehlungen zum Vollzug des BBodSchG durch Sachverständige und Untersuchungsstellen für Böden und Altlasten“. Allein das gerade kürzlich formulierte Interesse von Bund und Ländern an diesen BVB-Erzeugnissen zeigt, daß unser



Verband auch hiermit wieder einen weiterführenden Beitrag zur Umsetzung des Bodenschutzes geleistet hat.

Als wesentliches Standbein der Öffentlichkeitsarbeit hat der BVB erstmals im Herbst 1996 die Zeitschrift Bodenschutz herausgegeben, die sich inzwischen - regelmäßig vierteljährlich erscheinend - zur viel beachteten Lektüre in Sachen Bodenschutz entwickelt hat.

Dies alles zu erreichen wäre ohne Kooperation zwischen unseren beiden Gesellschaften, das heißt: ganz wesentlich mit Ihnen - unmöglich gewesen. Das Oberthema der diesjährigen Tagung "Nachhaltige Bodennutzung im 3. Jahrtausend" fordert uns geradezu auf, in diesen Anstrengungen nicht nachzulassen.

Der BVB hat an vorrangiger Stelle erklärt, sowohl Vertreter der Universitäten, der Geologischen und der Landesumweltämter, wie auch der freien Wirtschaft, das heißt z. B. der Ingenieurbüros in seiner Mitgliedschaft zu führen. Wenn Sie in der einen oder anderen Gruppe Defizite festzustellen glauben, sind Sie herzlich eingeladen, diese durch Ihre aktive Mitarbeit zu beheben.

Die Durchsetzungskraft von Interessensverbänden hängt ganz wesentlich von der Anzahl der vertretenen Mitglieder ab. Um sich noch mehr Gehör in Politik und Gesellschaft zugunsten des Mediums Boden verschaffen zu können, hat sich der BVB am 18. März dieses Jahres mit dem Ingenieurechnischen Verband Altlasten (ITVA) und dem Altlastenforum Baden-Württemberg zum neu gegründeten Dachverband der „Bundesvereinigung Boden und Altlasten“ (BVBA) zusammengeschlossen. Ihr Präsident, der ehemalige Umweltsenator der Hansestadt Hamburg, jetzt Vorstandsmitglied der Deutschen Shell AG, Dr. Fritz Vahrenholt hat im Zusammenhang mit der Gründung unterstrichen, daß vor- und nachsorgendem Bodenschutz gleicher Rang eingeräumt werden soll. Sie und Ihre Gesellschaft sind also eingeladen, insbesondere dem vorsorgenden Bodenschutz das nötige Gewicht zu verleihen.

Der BVB wird sich wie bisher dafür einsetzen, dem Medium Boden den in der Öffentlichkeit immer noch nicht ausreichend zugestandenen Rang zu verschaffen. Er ist aber auf Ihre Mitarbeit angewiesen und bietet deshalb kommenden Freitag um 8.15 Uhr Vorträge und eine Podiumsdiskussion zum Thema „**Bodenkunde und Bodenschutz - Aufgabe der Wissenschaft für den vor- und nachsorgenden Bodenschutz**“ an.

In diesem Sinne und in der Hoffnung, Sie am Freitag auf der BVB-Veranstaltung begrüßen zu können, wünsche ich Ihnen im Namen unseres Verbandes einen vor allem erfolgreichen, aber natürlich auch harmonischen Tagungsverlauf.

Dr. Wolf Eckelmann  
Bundesanstalt für Geowissenschaften  
und Rohstoffe  
Stilleweg 2

**30625 Hannover**

## Zeithorizonte in der Bodenkunde

von

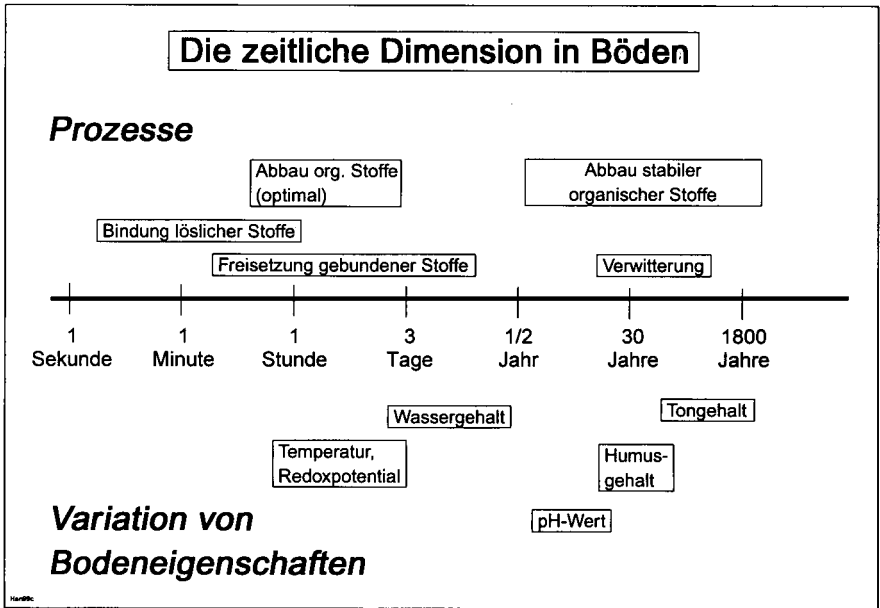
FISCHER, W. R.

Neben Ausgangsgestein und Klima gehört die Zeit zu den ganz wichtigen bodenbildenden Faktoren. Bereits bei einer oberflächlichen Betrachtung zeitgebundener Veränderungen in Böden wird jedoch deutlich, dass, je nach der Art der relevanten Prozesse, unterschiedliche Zeitmaßstäbe anzulegen sind. Am Beispiel einfacher Temperaturmessungen in Böden lässt sich zeigen, dass Tagesgänge mit relativ hoher zeitlicher Auflösung (Stunden bis Minuten) gut nachgebildet werden können. Diese Skala ist für die Darstellung der jahreszeitlichen Periodik jedoch ungeeignet und gibt sich in der Darstellung als Rauschen zu erkennen. Hier trifft vielmehr eine um den Faktor 200 bis 400 komprimierte Skala die Verhältnisse besser und gestattet präzisere Vorhersagen. Analog, wenn auch nicht als typische Sinus-Funktion, sind die klimatisch bedingten Einflüsse des Wasserhaushaltes. Dieser unterliegt meist einer Jahresrhythmik, die entsprechend auf einer Jahresskala abgebildet werden kann. Zu den Auswirkungen höherer Wasserstände gehört jedoch auch eine verlangsamte Sauerstoffzufuhr zum Unterboden; bei aktivem Bodenleben sind Schwankungen im Redoxpotential die Folge. Diese wiederum laufen, je nach der Art der betroffenen Puffersysteme, z.T. mit großer Geschwindigkeit ab, so dass bei ihrer Darstellung eine Zeitauflösung im Stundenmaßstab erforderlich ist.

Diese Prozesse lassen sich gut in einer logarithmischen Zeitskala darstellen, wie sie in Abbildung 1 wiedergegeben ist. Da sich der gesamte darzustellende Bereich über mehr als zehn Zehnerpotenzen erstreckt (Sekunde bis 1000 Jahre), wurde für den Logarithmus der Achsenteilung die unübliche Basis 60 gewählt.

In dieser Darstellung finden sich auf der linken Seite Prozesse, die im Kontaktbereich zwischen Bodenlösung und fester Oberfläche ablaufen. Hier müssen nur geringfügige Diffusionsstrecken, z.B. durch die elektrochemische Doppelschicht geladener Teilchen, überwunden werden. Die Reaktion an der Partikeloberfläche selbst verläuft dann relativ rasch; typische Geschwindigkeitskonstanten liegen im Bereich von  $\text{sec}^{-1}$  bis  $\text{min}^{-1}$ . Deutlich langsamer verlaufen meist Reaktionen, die zur Freisetzung gebundener Stoffe oder der Bestandteile der festen Phasen führen. Diese Reaktionen bestehen, zumal wenn es sich um Verwitterungsprozesse handelt, oft aus mehreren Teilschritten, die mit der Bindung gelöster Stoffe (z.B.  $\text{H}_3\text{O}^+$ -Ionen) und ihrer Reaktion mit den Oberflächenatomen begonnen werden. Durch das Herauslösen der entstandenen Bruchstücke, meist kom-

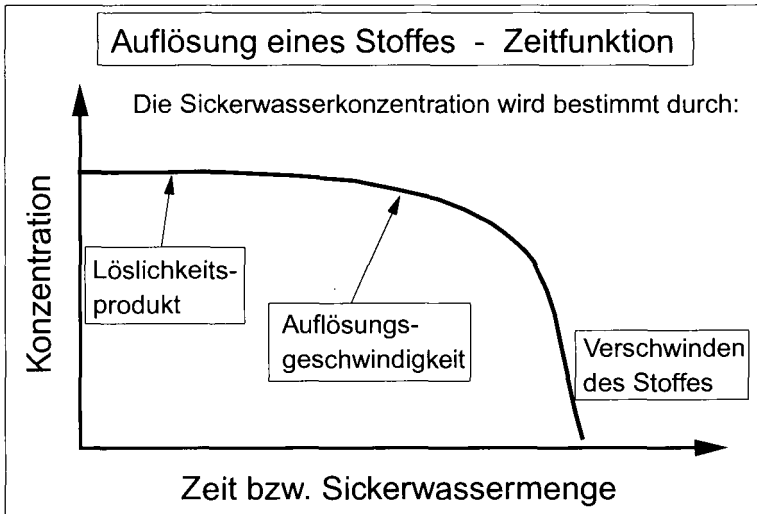
plexer Ionen, und ihr Übergang in die „freie“ Bodenlösung kann die Reaktion weiter laufen, ggf. bis zur vollständigen Zersetzung des Minerals. In diesem Fall findet man unterschiedliche Reaktionstypen, je nach dem man die (rasche) initiale Säurepufferung oder aber den langfristigen Verbrauch von Säure untersucht.



**Abbildung 1:** Zeitmaßstäbe (logarithmische Darstellung) für verschiedene Prozesse und Veränderungen in Böden

Ganz besonders deutlich werden solche Unterschiede bei der Betrachtung der organischen Bodensubstanz: Während „leicht abbaubare“ organische Stoffe unter optimalen Bedingungen durch Bakterien im Bereich von Stunden mineralisiert werden, liegt das Alter stabiler Huminstoffe z.B. an Schwarzerden oder Pararendzinen bei einigen Tausend Jahren. Hier spielt natürlich die Reaktionsfähigkeit bzw. Abbaubarkeit der unterschiedlichen Verbindungen eine große Rolle. Das allein kann jedoch für die verzögerte Mineralisierung mancher Huminstoffe nicht verantwortlich sein, da z.B. extrahierte wasserlösliche Huminstoffe unter Laborbedingungen durchaus von Bakterien oder Pilzen verwertet und damit immobilisiert oder mineralisiert werden können. Dass dies im Boden so nicht geschieht, kann einmal an der räumlichen Trennung zwischen Substrat und Mikroorganismen liegen, da letzteren ja z.B. der Raum der Feinporen verschlossen ist. Eine einfache Zeitbetrachtung

zeigt aber, dass auch die fortwährende Störung der Gleichgewichtseinstellung (bzw. die Erzeugung eines Ungleichgewichtes) einen ähnlichen Effekt haben dürfte: Bei stärkeren Regenfällen bewegt sich die Sickerwasserfront in durchlässigen Böden mit Geschwindigkeiten, die sich mit der Dimension  $\text{cm} \cdot \text{h}^{-1}$  darstellen lassen, während die Größe vieler Bakterien dagegen im Bereich von  $1 \mu\text{m}$  liegt. Die Mineralisierungs- oder Abbauraten organischer Substanzen wird dagegen oft mit Geschwindigkeitskonstanten (1. Ordnung) um  $\text{h}^{-1}$  beschrieben. Ein organisches Molekül, das im sickernden Bodenwasser gelöst, also nicht sorbiert ist, verläßt daher in Bruchteilen einer Sekunde den Einflussbereich eines Bakteriums — zu kurz, um Abbauprozesse anlaufen zu lassen.

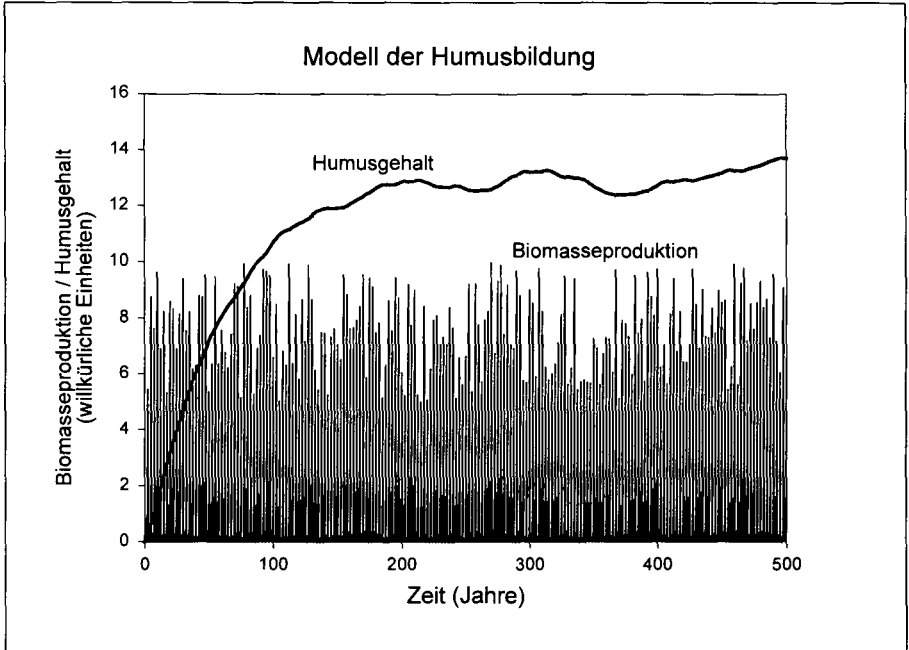


**Abbildung 2:** Konzentrationsverlauf (schematisch) im Sickerwasser bei der Auflösung eines mäßig schwer löslichen Bodenminerals.

Geht man von solchen mikroskopischen Betrachtungen zur Veränderung makroskopischer Bodeneigenschaften über, so ändern sich auch oft die anzulegenden Zeitmaßstäbe. Dies sei am Beispiel der Auflösung eines Minerals (z.B. Gips) veranschaulicht: Bei (relativ) hohen Gehalten und feiner Verteilung sei die Auflösungsgeschwindigkeit so groß, dass das Sickerwasser den Boden mit der durch das Löslichkeitsprodukt bestimmten Gleichgewichtskonzentration verläßt (Abb. 2). Aus den mikroskopischen Auflösungsdaten lässt sich zwar die zur Gleichgewichtseinstellung notwendige Zeit schätzen, nicht aber die für die Auflösung des gesamten in einem gegebenen Bodenvolumen vorhandenen Minerals erforderliche Dauer. Bei diesem Beispiel werden auch die Probleme deutlich, das Fortschreiten von Bodenbildungsprozessen quantitativ vorherzusagen. Hierzu können Mo-

dellrechnungen nützlich sein, die Fakten aus den der Beobachtung zugänglichen Zeiträumen interpretieren und damit zu einer plausiblen Extrapolation über einzelne Stadien der Bodenentwicklung führen.

Auch hier als Beispiel die Umsetzungen der organischen Bodensubstanz:



**Abbildung 3:** Modellhafte Darstellung der jährlichen Biomasselieferung (vertikale Balken) und der Humusakkumulation (durchgezogene Linie) an einem Standort.

Von der jährlich in oder auf den Boden gelangten Streu (Biomasse) wird bei hinreichender biologischer Bodenaktivität der überwiegende Teil mineralisiert, verschwindet also aus dem Boden. Die Halbwertszeiten solcher Prozesse (gedacht als Prozesse 1. Ordnung) werden mit der Dimension „Jahr“ gut beschrieben. Ein kleiner Teil der Streu unterliegt der Humifizierung und erhöht damit den Gehalt der Böden an organischem Kohlenstoff, während der Humus seinerseits langsam abgebaut wird. Die typischen Halbwertszeiten dafür steigen mit zunehmendem Alter, dürften aber oft im Bereich von 10 – 1000 Jahren liegen. Mit einem sehr einfachen, in MODELMAKER<sup>®</sup> realisierten Modell (Abb. 3), das nur die Prozesse

- jährlich in gewissen Grenzen schwankende Biomasse-Zufuhr

- Mineralisierung der Biomasse
- Huminstoffbildung aus der Biomasse
- Mineralisierung des Humus

berücksichtigt, lässt sich zeigen, dass sich ein stabiler (= standorttypischer) Humusgehalt nach einigen hundert (hier 200) Jahren einstellt. Im dargestellten Fall wurden für alle Prozesse plausible Geschwindigkeitskonstanten ohne besonderen Standortbezug eingesetzt. Mit einer ähnlichen Größenordnung ist ganz allgemein zu rechnen, wenn sich Ökosysteme nach einer irreversiblen Belastung auf die neuen Gegebenheiten einstellen und sich damit auf neuem Niveau stabilisieren.

Einfacher, wenn auch nicht mit größerer Sicherheit, lassen sich die Auswirkungen der Bodenerosion voraus berechnen. Betrachten wir einen Boden mit 50 cm mächtigem Solum aus Lößlehm über Kies und Sand, z.B. eine erodierte Parabraunerde, der in einem hügeligen Gelände ackerbaulich genutzt sein möge. Die nutzbare Feldkapazität des Standortes dürfte dann gegen 100 mm betragen, da Sand und Kies nur einen geringen Beitrag zur Wasserspeicherung liefern. Dieser Boden könnte dann (im Raum Hannover) den mittleren Niederschlag von zwei Monaten speichern bzw. (bei vorheriger Auffüllung) eine Pflanzenkultur maximal 20-25 Tage mit Wasser versorgen. Nehmen wir weiter an, bei der aktuellen Ackernutzung sei der mittlere jährliche Bodenabtrag  $10 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ , ein nicht unrealistischer Wert, der einer jährlichen Eintiefung von 1 mm entspricht. Nach dreihundert Jahren analoger Bewirtschaftung hat die Lößmächtigkeit dann auf 20 cm abgenommen. Damit ist die nutzbare Feldkapazität auf 40-50 mm gesunken, und eine Pflanzenkultur kann auch bei optimaler Auffüllung des Porenvolumens nur etwa acht Tage lang ohne zusätzliches Wasser auskommen. Hier sind also durch die Langfristigkeit der Nutzungsansprüche („Wie lange wollen wir an diesem Ort Nahrungsmittel erzeugen?“) Vorhersagezeiträume von mehreren Hundert Jahren notwendig, also die gleiche Größenordnung, wie sie Ökosysteme benötigen, um sich „nachhaltig“ zu stabilisieren. Gleiches gilt natürlich auch für alle Einflüsse, deren Wirkungen sich akkumulieren, wie z.B. die Schwermetall-Kontamination.

Je nach den betrachteten Prozessen oder Objekten sind also für brauchbare Prognosen ganz unterschiedliche Zeitmaßstäbe anzulegen. Während für Grenzflächenreaktionen oder chemische Ungleichgewichte ein Sekunden- bis Tagesmaßstab angemessen ist, müssen die Prozesse der Pflanzenversorgung mit Nährstoffen im Bereich von Jahren kalkuliert werden. Belange der „Nachhaltigkeit“, die die Stabilität ganzer Ökosysteme einbeziehen müssen, erfordern dagegen Betrachtungszeiträume von mehreren Hundert Jahren, was bereits beim Ansatz entsprechender Prognosemodelle berücksichtigt werden muss.

## Porenzifferabhängige Wasserretentionsfunktionen – ein Schritt von der Material- zur Zustandsbeschreibung

Gräsele, W.

### 1 Einführung

Die Rückwirkung mechanischer Belastungen von Böden auf deren hydraulische Eigenschaften ist offensichtlich. Ebenso ist die mechanische Wirksamkeit hydraulischer Vorgänge, z. B. als Quellung und Schrumpfung, seit langem bekannt. Dennoch stehen Hydraulik und Bodenmechanik als weitgehend getrennte Disziplinen mit ganz unterschiedlichen, „weitgehend mechanischen“ bzw. „rein hydraulischen“ Beschreibungsmodellen und Meßmethoden nebeneinander. Im Bereich der Hydraulik äußert sich dies vor allem in der gleichsam selbstverständlichen Annahme eines starren Porensystems. Am Beispiel der Wasserretentionsfunktion (hier stets als Desorptionskurve verstanden, da der Problemkomplex Hysterese nicht Gegenstand der Untersuchung ist) werden daraus resultierende Inkonsistenzen aufgezeigt sowie erste Ansätze zur Entwicklung von Meßverfahren und parametrisierten Beschreibungsmodellen dieser Materialfunktion für Zustände variabler Porenziffer entwickelt. Da der konsequenten Anwendung grundlegender Prinzipien physikalischer Modellbildung auf eine Reihe längst bekannter Beobachtungsbefunde für diese Arbeit mindestens ebenso große Bedeutung zukommt wie den eingesetzten experimentellen Verfahren, werden einige dieser Prinzipien in geraffter Form dargestellt.

### 2 „Material“ und „Zustand“ – das physikalische Konzept

Jede physikalisch begründete Theorie (Beschreibungsmodell) zielt darauf ab, das Verhalten physikalischer Systeme als Ausdruck gesetzmäßiger Zustandsänderungen (Prozesse) zu beschreiben. Ein *Zustand* ist dabei durch die Angabe der Werte einer system- und modellspezifischen Zahl von *unabhängigen Zustandsgrößen* (Freiheitsgrade) eindeutig festgelegt, z. B. Temperatur, Wassergehalt oder Matrixpotential, mechanische Spannung. Die Zahl der Freiheitsgrade ist modellspezifisch, da jedes Modell nur einen Ausschnitt der Wirklichkeit beschreiben will: Unterschiede, auf deren Erklärung verzichtet wird, werden im Begriff *Material* subsumiert, d. h. ein Modell soll zwar alle Zustände eines Materials erklären können, eine Beschreibung von Übergängen zwischen verschiedenen Materialien soll es dagegen nicht liefern.

Wichtig ist, daß die Definition, was ein Material ist, nicht a priori gegeben ist, sondern von der Zielsetzung der physikalischen Beschreibung abhängt. Dies mag ein Beispiel verdeutlichen: Für einen Werkstoffkundler sind verschiedene chemische Verbindungen oder Legierungen unterschiedliche Materialien, für den Chemiker gelten diese dagegen als Zustände, chemische Elemente dagegen als Materialien; der Kernphysiker erklärt auch die Übergänge zwischen Elementen und läßt nur Elementarteilchen als Materialien gelten, die wiederum der Hochenergiephysiker als Zustände einiger weniger Quarks beschreibt. Dies Beispiel zeigt ein Spektrum von „materialorientierten“ Beschreibungen mit sehr eng gefaßtem, hochspezialisiertem Materialbegriff bis zu „zustandsorientierten“ Beschreibungen von großer Allgemeingültigkeit. Materialorientierte Beschreibungen sind i. a. durch relative Einfachheit der Modelle, wenige Freiheitsgrade, komplexe Materialcharakterisierung sowie Praxis-

nähe gekennzeichnet, zustandsorientierte Beschreibungen eher durch Komplexität der Modelle mit vielen Freiheitsgraden, einfache Materialkennzeichnung und bessere Tauglichkeit für Fragen der Grundlagenforschung.

Die Klärung, was im Rahmen eines Modells als Zustand und was als Material zu definieren ist, gehört zu den *Grundvoraussetzungen konsistenter wissenschaftlicher Theoriebildung*. In der Bodenphysik liefert die Bestimmung von Wasserretentionsfunktionen ein Beispiel dafür, daß durch die Nichtbeachtung der engen Fassung des Materialbegriffs im gewählten Beschreibungsmodell untersuchte Systeme, die im Sinne dieses Modells als verschiedene Materialien gelten müssen, als verschiedene Zustände eines Materials behandelt werden – was zwangsläufig zu Inkonsistenzen und quantifizierbaren Fehlern der Modellaussagen führt.

### 3 Die Wasserretentionsfunktion – Modell und Messung

Praktisch alle gebräuchlichen Modelle des Wasserretentionsverhaltens (z. B. BROOKS & COREY 1964, VAN GENUCHTEN 1980, DURNER 1991) gehen von der Annahme eines starren Porensystems aus, d. h. im Sinne dieser Modelle können unterschiedliche Wassergehaltsstufen eines Bodens nur dann als Zustände eines Materials gelten, wenn die Wassergehaltsänderung nicht mit einer Änderung des Porenvolumens oder der Porengrößenverteilung verbunden ist. Daß daraus eine Beschränkung der Anwendung dieser Modelle auf Böden mit vernachlässigbarer Quellfähigkeit folgen sollte, liegt auf der Hand, wird jedoch – nicht zuletzt mangels geeigneter Alternativen – kaum beachtet.

Die Messung von Wassergehalten bei der experimentellen Bestimmung von Wasserretentionsfunktionen wird überwiegend gravimetrisch vorgenommen. Die Berechnung volumetrischer Wassergehalte  $\theta_{calc}$  aus den gemessenen gravimetrischen Wassergehalten  $\theta_g$  erfolgt (da das Modell etwas anderes gar nicht zuläßt) unter Annahme eines konstanten Probenvolumens, das i. a. durch das Stechzylindervolumen gegeben ist. Charakterisiert man dieses durch die Referenzziffer  $\hat{\epsilon}_R$ , so ergibt sich:

$$\theta_{calc} = \frac{\theta_g d_F}{1 + \hat{\epsilon}_R} \quad \text{mit } d_F = \text{Dichte der Festsubstanz} \quad (Gl. 1)$$

Durch Quellung bzw. Schrumpfung kann aber das wahre Volumen der Probe von dem des Stechzylinders und damit die wirkliche Porenziffer  $\hat{\epsilon}$  von  $\hat{\epsilon}_R$  abweichen, so daß der wirkliche volumetrische Wassergehalt  $\theta$  zu berechnen ist als:

$$\theta = \frac{\theta_g d_F}{1 + \hat{\epsilon}} \quad (Gl. 2)$$

Daraus ergibt sich ein systematischer Fehler  $\Delta\theta$  der berechneten volumetrischen Wassergehalte von:

$$\Delta\theta = \theta_{calc} - \theta = \frac{\hat{\epsilon} - \hat{\epsilon}_R}{1 + \hat{\epsilon}_R} \theta \quad (Gl. 3)$$

Daraus resultiert eine allgemeine Tendenz zur Überschätzung volumetrischer Wassergehalte am feuchten sowie zur Unterschätzung am trockenen Ende. Abb. 1 zeigt schematisch die Wirkung dieses Fehlers in Abhängigkeit vom Quellungszustand bei Probenahme für ein fiktives Material mit einer angenommenen Gesamtschrumpfung von 17%. Erfolgt die Probenahme bei Feldkapazität, so ergibt sich in diesem Fall bereits eine Überschätzung des Sättigungswassergehaltes um 4Vol%. Bei sehr trocken

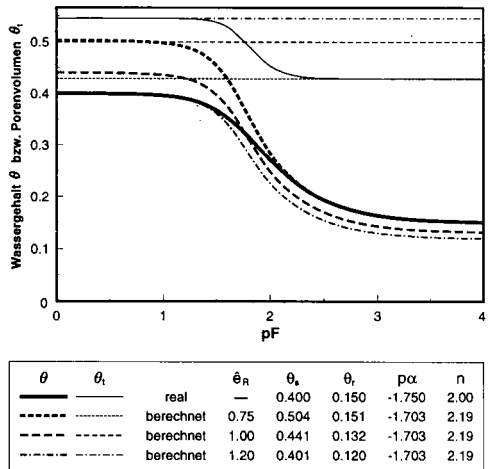


Abb. 1: Wirkung der Vernachlässigung von Quellungs-/Schrumpfungsvorgängen bei der Bestimmung von Wasserretentionskurven



(= geschrumpft) genommenen Proben kann die Überschätzung der Wassergehalte nahe Sättigung so groß werden (10Vol%), daß die berechneten Wassergehalte das angenommene Porenvolumen deutlich überschreiten und damit physikalisch unsinnig werden.

#### 4 Experimenteller Ansatz

Zur Lösung des Dilemmas sind grundsätzlich zwei Ansätze denkbar, die beide realisiert wurden, wobei die Entwässerung über keramische Platten erfolgte:

- die simultane Messung von gravimetrischem Wassergehalt und Probenvolumen in offenen Probenzylindern
- die Erzwingung eines konstanten Probenvolumens bei der Messung von Desorptionskurven; dies erfordert geschlossene Probenzylinder, die mit maximal geschrumpftem, d. h. trockenem Material gefüllt werden

In beiden Meßreihen wurden 4 Mischungen aus 2 homogenisierten Bodenmaterialien verwendet (Tab. 1):

- Schönwohld-Sand (93.1% S, 6.9% U+T)
- Avdat-Löß (28.3% S, 52.7% U, 19.0% T)

Um die Bedeutung von Volumenänderungen besser erfassen zu können, wurde durch unterschiedliche Verdichtung des trockenen Materials unter Ödometerbedingungen ein möglichst breites Spektrum verschiedener Anfangslagerungsdichten realisiert.

Der angestrebte Vergleich konventioneller und neu entwickelter Wasserretentionsmodelle erfordert für die konventionellen Modelle die Festlegung der Referenzporenziffer auf einen bestimmten Quellungszustand. Als Referenzporenziffer wurde für alle Proben der aufgesättigte Zustand gewählt.

Tab. 1: Die untersuchten Körnungsgemische

Mischung	Schönwohld-Sand [Gew%]	Avdat-Löß [Gew%]
S <sub>100</sub>	100	0
U <sub>20</sub> S <sub>80</sub>	80	20
U <sub>40</sub> S <sub>60</sub>	60	40
U <sub>100</sub>	0	100

#### 5 Parametrisierungsansätze porenzifferabhängiger Wasserretentionsfunktionen

Es wurde der Versuch unternommen, das gebräuchliche Beschreibungsmodell von VAN GENUCHTEN (1980) durch Hinzunahme eines einzigen mechanischen Freiheitsgrades, nämlich der volumetrischen Verformung (charakterisiert durch die Porenziffer) so zu erweitern, daß mit einem einzigen Parametersatz eine Beschreibung aller Entwässerungsstufen aller Vorverdichtungen eines untersuchten Körnungsgemisches möglich wird, d. h. daß unterschiedliche Porenziffern nicht mehr als unterschiedliche Materialien, sondern als Zustände eines Materials aufgefaßt werden. Die Möglichkeit einer derartigen Beschreibung ist nicht trivial, da i. a. *keine eindeutige Abhängigkeit des Porensystems von der Porenziffer*, ja nicht einmal von der gesamten makroskopischen Deformation (zu beschreiben durch 6 Freiheitsgrade), zu erwarten ist (GRÄSLE 1999). Der gewählte Parametrisierungsansatz stellt somit den Versuch dar, ob durch die Berücksichtigung des mutmaßlich wichtigsten Freiheitsgrades zumindest für bestimmte wichtige Klassen von Prozessen (uniaxial freie Quellung/Schrumpfung, erschütterungs- und scherungsarme uniaxiale Verdichtung) eine zufriedenstellende Beschreibung und insbesondere eine signifikante Verbesserung gegenüber herkömmlichen Modellen erreichbar ist.

Ausgehend von der Parametrisierung von VAN GENUCHTEN (1980), hier umgeschrieben in eine festsubstanzbezogene Form

$$\hat{f}(pF) = \hat{f}_r + \left( \hat{f}_s - \hat{f}_r \right) \left[ 1 + 10^{(\alpha + pF)n} \right]^{-m} \tag{Gl. 4}$$

- |     |   |                                |   |  |
|-----|---|--------------------------------|---|--|
| mit | $\theta_s, \theta_r, \alpha, n, m$          | = van Genuchten Parameter      | $\hat{f} = (\hat{\epsilon} + 1) \theta$     | = Feuchteziffer                                    |
|     | $\hat{f}_s = (\hat{\epsilon} + 1) \theta_s$ | = Sättigungsfeuchteziffer      | $\hat{f}_r = (\hat{\epsilon} + 1) \theta_r$ | = Restfeuchteziffer                                |
|     | $\alpha$                                    | = $\log_{10}(\alpha/\alpha_0)$ | $\alpha_0$                                  | = Skalenfaktor ( $\alpha_0 = 1 \text{ hPa}^{-1}$ ) |

und unter Verwendung der Einschränkung  $m = 1 - 1/n$  (MUALEM 1976) wurden einige oder alle der Parameter  $f_s = \hat{f}_s / \hat{e}$ ,  $p\alpha$  und  $n$  als lineare Funktionen der Porenziffer angenommen:

$$\hat{f}(pF, \hat{e}) = \hat{f}_r + \left( \hat{f}_s(\hat{e}) - \hat{f}_r \right) \left[ 1 + 10^{(p\alpha(\hat{e}) + pF)n(\hat{e})} \right]^{-m(\hat{e})} \quad (GI. 5)$$

Einen Überblick über alle getesteten Modelle gibt Tab. 2. Dabei repräsentieren die Modelle  ${}_tE$  und  $E$  konventionelle Wasserretentionskurven für konstante Porensysteme,  ${}_tU$  und  $U$  deren Verallgemeinerung auf alle Porenziffern (aber mit konstanten Parametern) und alle übrigen Modelle Ansätze mit porenzifferabhängigen von Genuchten Parametern.

Für die Bewertung der Eignung eines Modells ist neben dem erzielten Anpassungserfolg, d. h. der Güte der Wiedergabe der Meßwerte, auch der Parameterbedarf von Bedeutung. Ein hoher Parameterbedarf macht Modelle nicht nur für praktische Belange unhandlich (hoher Datenbedarf), sondern führt häufig zu schlechter Parameteridentifizierbarkeit (Überparameterisierung) oder ist ein Hinweis auf die Verwendung einer dem Systemverhalten nicht angepaßten Funktionenklasse. Herkömmliche von Genuchten Kurven sind zwar einfachere Funktionen als die übrigen getesteten Modelle, ihre Einschränkung auf eine konstante Porenziffer führt aber bei der Beschreibung unterschiedlich verdichteter Proben zu einem sehr hohen Parameterbedarf, da jede Verdichtungsstufe als ein eigenes Material behandelt wird und einen eigenen Parametersatz erfordert.

Tab. 2: Die getesteten Wasserretentionsmodelle, ihr Parameterbedarf und ihr Anpassungserfolg (k = Zahl der Proben mit unterschiedlicher Referenzporenziffer)

Modell	$\theta_s(\hat{e})$	$\theta_r(\hat{e})$	$p\alpha(\hat{e})$	$n(\hat{e})$	Parameter	R <sup>2</sup>
${}_tE$	$\frac{\hat{e}}{1 + \hat{e}}$	$\theta_r^{(1)}, \dots, \theta_r^{(k)}$	$p\alpha^{(1)}, \dots, p\alpha^{(k)}$	$n^{(1)}, \dots, n^{(k)}$	3 k	0.65 - 0.91
$E$	$\theta_s^{(1)}, \dots, \theta_s^{(k)}$	$\theta_r^{(1)}, \dots, \theta_r^{(k)}$	$p\alpha^{(1)}, \dots, p\alpha^{(k)}$	$n^{(1)}, \dots, n^{(k)}$	4 k	0.72 - 0.99
${}_tU$	$\frac{\hat{e}}{1 + \hat{e}}$	$\hat{f}_r / (1 + \hat{e})$	$p\alpha_0$	$n_0$	3	0.70 - 0.91
$U$	$f_{s0} \frac{\hat{e}}{1 + \hat{e}}$	$\hat{f}_r / (1 + \hat{e})$	$p\alpha_0$	$n_0$	4	0.80 - 0.97
${}_tM_{nz}$	$\frac{\hat{e}}{1 + \hat{e}}$	$\hat{f}_r / (1 + \hat{e})$	$p\alpha_0 + p\alpha_1 \hat{e}$	$n_0 + n_1 \hat{e}$	5	0.84 - 0.93
$M_{nz}$	$f_{s0} \frac{\hat{e}}{1 + \hat{e}}$	$\hat{f}_r / (1 + \hat{e})$	$p\alpha_0 + p\alpha_1 \hat{e}$	$n_0 + n_1 \hat{e}$	6	0.85 - 0.98
$M_s$	$(f_{s0} + f_{s1} \hat{e}) \frac{\hat{e}}{1 + \hat{e}}$	$\hat{f}_r / (1 + \hat{e})$	$p\alpha_0$	$n_0$	5	0.90 - 0.99
$M_{snz}$	$(f_{s0} + f_{s1} \hat{e}) \frac{\hat{e}}{1 + \hat{e}}$	$\hat{f}_r / (1 + \hat{e})$	$p\alpha_0 + p\alpha_1 \hat{e}$	$n_0 + n_1 \hat{e}$	7	0.92 - 0.99

## 6 Ergebnisse

### 6.1 Schrumpfungverhalten

Mit Ausnahme der höchstverdichteten Sandproben (Material  $S_{100}$ ) zeigten alle Materialien bei der Entwässerung in offenen Probenzylindern eine deutliche Schrumpfung, die maximal 17% betrug (Material  $U_{40}S_{60}$ ) und selbst für den Sand  $S_{100}$  noch 8% erreichte. Die überraschend starke Schrumpfung des Sandes unterstreicht, daß selbst für sandige Böden die Annahme eines konstanten Porensystems während „rein hydraulischer“ Prozesse keineswegs immer zutrifft. Für alle Materialien bestanden hochsignifikant positive Beziehungen zwischen dem maximalen Schrumpfungsbetrag und der Porenziffer bei Sättigung, d. h. mit stärkerer Vorverdichtung wurde das Quellungs-/Schrumpfungverhalten schwächer.

### 6.2 Vergleich der getesteten Wasserretentionsmodelle für offene Probenzylinder

Das komplexeste, 7-parametrische Modell  $M_{sncz}$  erzielte für alle untersuchten Materialien eine ausgezeichnete Reproduktion der Meßwerte ( $R^2$ -Werte zwischen 0,92 und 0,99; Tab. 2) mit mittleren Fehlern der  $\theta$ -Werte von ca. 1Vol%. Den typischen Verlauf des  $\theta(pF, \hat{\epsilon})$ -Fits zeigt Abb. 2 am Beispiel des Materials  $U_{40}S_{60}$ . Jeder Schnitt durch die Fläche entlang einer konstanten Porenziffer stellt eine herkömmliche van Genuchten Kurve dar. Die Lage der Meßpunkte macht jedoch deutlich, daß jede einzelne Probe nicht einer dieser Kurven folgt, sondern erheblichen Porenzifferänderungen unterliegt. Zwei Befunde sind besonders hervorzuheben:

- Alle Meßpunkte der verschiedenen Probenzylinder fallen sehr gut in die glatte Fitfläche. Dies spricht dafür, daß die beiden unterschiedlichen Mechanismen der Volumenänderung, die in diesem Datensatz eine Rolle spielen – nämlich Schrumpfung und uniaxiale mechanische Verdichtung – hinsichtlich des Wasserretentionsverhaltens annähernd gleichartig wirken. Sonst wäre das Auftreten systematischer, stufenartiger Abweichungen zwischen der Fitfläche und den Meßwerten einzelner Probenzylinder (zumindest in bestimmten pF-Bereichen) zu erwarten.
- Der volumetrische Sättigungsgrad  $f_s$ , den die Proben für  $pF \rightarrow -\infty$  erreichen, zeigt eine starke Abhängigkeit von der Vorverdichtung. Während sich hochverdichtete Proben fast vollständig volumetrisch aufsättigen lassen, bleiben bei sehr schwach verdichteten Proben bis zu 10Vol% luftgefüllte Poren erhalten.

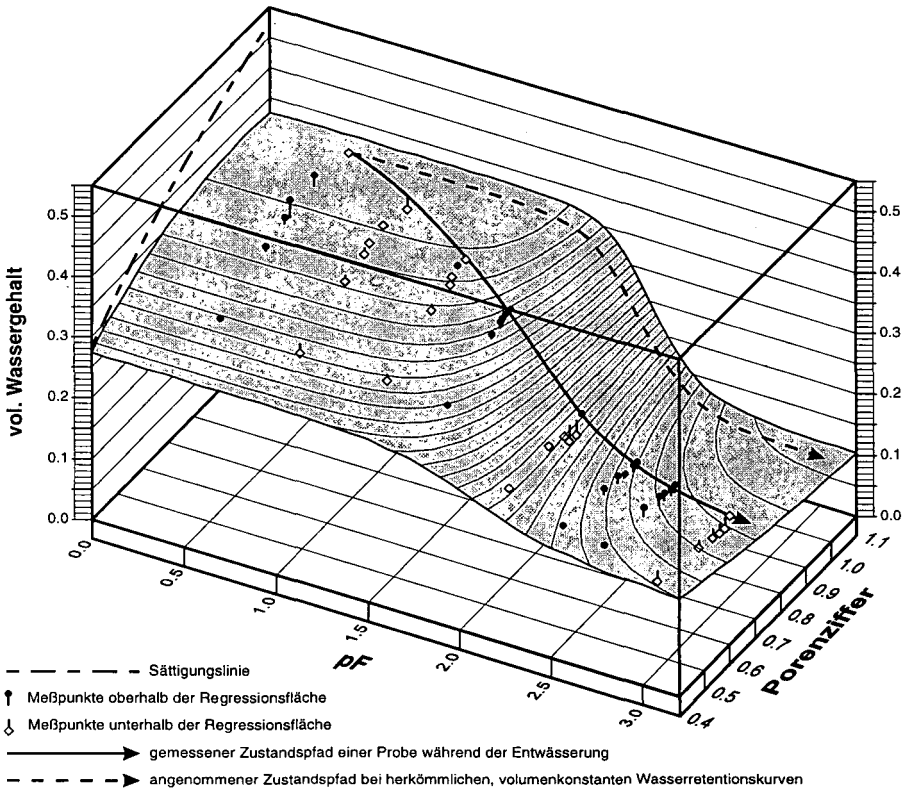


Abb. 2: Anpassung der Meßwerte uniaxial frei quellender Proben des Materials  $U_{40}S_{60}$  durch das Modell  $M_{sncz}$

Der zweite Befund deckt sich mit den Feststellungen von DURNER (1991) und BOHNE et al. (1993) und hat entscheidende Bedeutung für die Eignung der getesteten Wasserretentionsmodelle. So liegt hier die Ursache dafür, daß alle Modelle, die den Sättigungswassergehalt  $\theta_s$  mit dem Porenvolumen  $\theta_i$  identifizieren (Modelle  $\mathbf{E}$ ,  $\mathbf{U}$  und  $\mathbf{M}_{noz}$ ), sehr unzureichende Anpassungsleistungen erzielen (vgl. Tab. 2). Besonders deutlich zeigt sich dies bei dem Modell  $\mathbf{E}$ , bei dem sich die beiden fehlerhaften Annahmen  $\theta_s = \theta_i$  und  $\hat{\epsilon} = \text{const.}$  überlagern (Abb. 3). Mit Vorhersagefehlern des Wassergehaltes von z. T. über 10Vol% ist dieses Modell für die untersuchten Materialien gänzlich unbrauchbar. Dabei ist zu bedenken, daß das Modell  $\mathbf{E}$ , also die herkömmliche von Genuchten Anpassung mit der Zusatzannahme  $\theta_s = \theta_i$  heute eines der meistverwendeten Wasserretentionsmodelle darstellt.

Das theoretisch flexibelste Modell  $\mathbf{E}$ , die konventionelle van Genuchten Anpassung mit  $\theta_s$  als Fittingparameter ist zwar wesentlich besser als  $\mathbf{E}$ , die fehlerhafte  $\theta$ -Berechnung (Kap. 3) führt aber vor allem bei Saugspannungen nahe  $1/\alpha$  immer noch zu systematischen Fehlern bis zu 7Vol% (Abb. 4).

Die Modelle  $\mathbf{U}$  und  $\mathbf{M}_{noz}$  mit einem gefitteten, porenzifferunabhängigen maximalen Sättigungsgrad  $f_{s0}$  erzielen deutlich bessere Ergebnisse als  $\mathbf{E}$ ,  $\mathbf{U}$  und  $\mathbf{M}_{noz}$ , erreichen aber nicht die Güte der Modelle  $\mathbf{M}_s$  und  $\mathbf{M}_{smz}$  mit porenzifferabhängigem maximalen Sättigungsgrad  $f_{s0} + f_{s1} \hat{\epsilon}$  und  $R^2 > 0.9$  (Tab. 2). Überraschend ist der Befund, daß bei den untersuchten Materialien keine nennenswerte Abhängigkeit der Parameter  $n$  und  $p\alpha$  von der Porenziffer besteht. Daher erreicht das Modell  $\mathbf{M}_s$  praktisch die

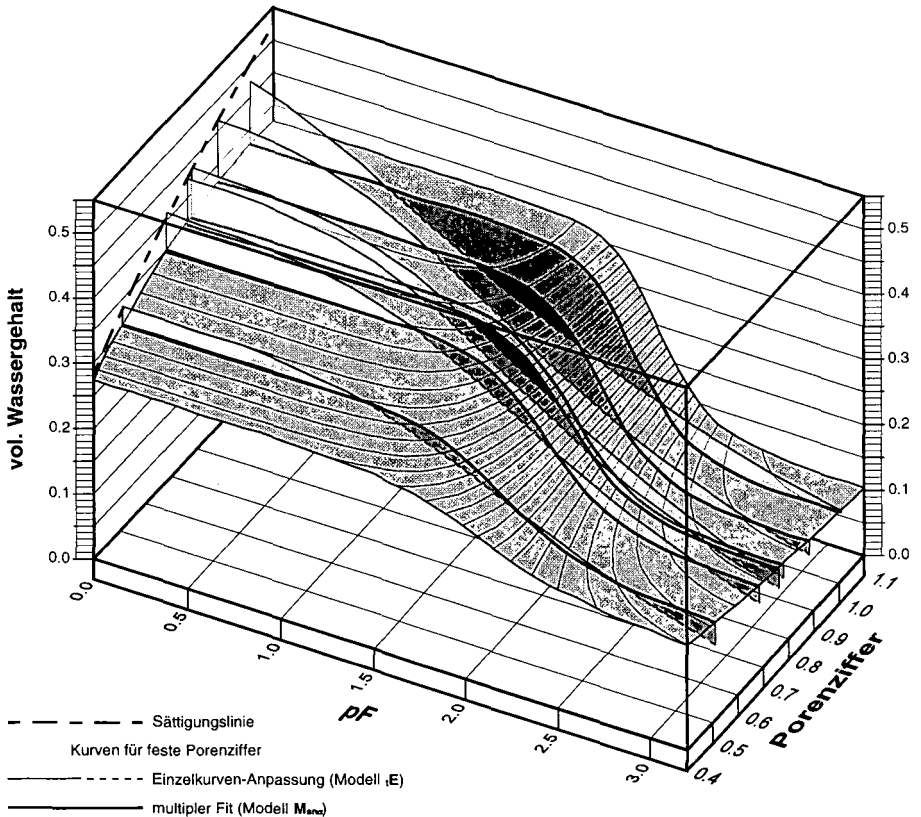


Abb. 3: Vergleich der Anpassungsleistung der Modelle  $\mathbf{M}_{smz}$  und  $\mathbf{E}$  für das Material  $\mathbf{U}_{40}\mathbf{S}_{60}$

gleiche Anpassungsgüte wie  $M_{snc}$  und ist damit wegen des geringeren Parameterbedarfs vorzuziehen. Die trockene und erschütterungsarme Verdichtung der Proben, die Partikeleinregelungen und damit auch die Verschiebung des Porendichtemaximums relativ gering hält (zu Details vgl. GRÄSLE 1999), ist eine plausible Erklärung der fehlenden  $\hat{\epsilon}$ -Abhängigkeit von  $n$  und  $p\alpha$ . Mit einer Überlegenheit des Modells  $M_{snc}$  beim Auftreten stärkerer Einregelungsvorgänge muß daher gerechnet werden.

### 6.3 Vergleich volumenkonstanter und uniaxial frei quellender Proben

Für die volumenkonstant entwässerten Proben liefern alle Modelle ähnlich gute oder bessere Anpassungsleistungen wie für die offenen Probenzylinder. Zwischen den Wasserretentionscharakteristiken der beiden Behandlungsvarianten bestehen aber bei allen Körnungsgemischen signifikante Unterschiede. Dies ist aufgrund der vollkommen verschiedenen mechanischen Bedingungen in beiden Versuchsvarianten nicht überraschend: Während die mechanische Spannung der Proben in offenen Zylindern generell niedrig ist und nur geringen Schwankungen unterliegt, bauen sich bei erzwungener Volumenkonstanz während der Aufsättigung hohe Quellschdrücke auf, die zur Umorientierung von Bodenpartikeln und damit zu Veränderungen des Porensystems führen. Dies unterstreicht noch einmal, daß eine eindeutige deformationsabhängige Wasserretentionsfunktion eines Körnungsgemisches nicht existiert, sondern die Gültigkeit einer solchen Funktion stets auf einen mehr oder weniger

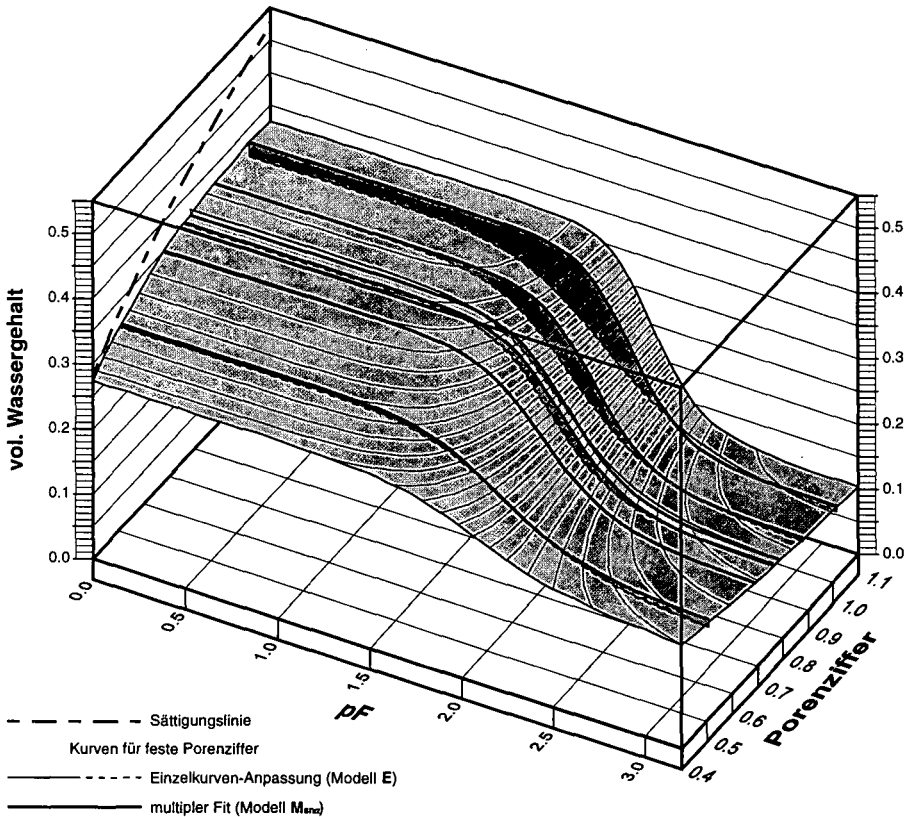


Abb. 4: Vergleich der Anpassungsleistung der Modelle  $M_{snc}$  und E für das Material  $U_{40}S_{60}$

engen Teil des physikalischen Zustandsraumes beschränkt ist. Mikroskalige Veränderungen wie z. B. Partikeleinregelungen, die mit keiner Deformation auf der Kontinuumsskala verbunden sein müssen, können gleichwohl erhebliche Veränderungen des Wasserretentionsverhaltens hervorrufen. Derartige mikroskalige Veränderungen stellen auch aus dem Blickwinkel des hier vorgestellten Modells porenzifferabhängiger Wasserretentionsfunktionen „nicht erklärbare“ Übergänge zwischen verschiedenen Materialien dar.

## 7 Schlußfolgerungen

- Die herkömmliche Praxis der Bestimmung von Wasserretentionskurven unter der unrealistischen Annahme starrer Porensysteme führt vor allem bei Böden mit stärkerem Quellungsvermögen zu erheblichen systematischen Fehlern bei der Berechnung und Prognose von volumetrischen Wassergehalten.
- Die Verwendung des Porenvolumens  $\theta_i$  als Schätzwert für den Sättigungswassergehalt  $\theta_s$  liefert häufig unbrauchbare Resultate.
- Die vorgeschlagene Erweiterung des van Genuchten Modells durch porenzifferabhängige Parameterfunktionen  $n(\hat{\epsilon})$ ,  $\alpha(\hat{\epsilon})$  und  $f_s(\hat{\epsilon})$  ergibt für begrenzte Ausschnitte des physikalischen Zustandsraums eine sehr gute Beschreibung des beobachteten Wasserretentionsverhaltens. Für einregelungsarme Prozeßpfade wie trockene Verdichtung im Ödometer oder uniaxial freies Quellen liefert die Hinzunahme eines einzigen weiteren Parameters im Modell  $M_s$  gegenüber dem herkömmlichen van Genuchten Modell  $E$  bereits eine ausgezeichnete simultane Beschreibung des Wasserretentionsverhaltens aller untersuchten Verdichtungsstufen eines Materials.
- Eine eindeutige deformationsabhängige Wasserretentionsfunktion eines Körnungsgemischs existiert nicht. Jede deformationsabhängige Wasserretentionsfunktion gilt nur für einen Ausschnitt des physikalischen Zustandsraumes.
- Das hier vorgestellte Konzept porenzifferabhängiger Wasserretentionsfunktionen orientiert sich nicht an der statischen Vorstellung der Beschreibung einer Porengrößenverteilung quasi als Momentaufnahme eines Bodens und macht darüber auch keine exakten Aussagen. Es beschreibt vielmehr die Bodenfunktion, d. h. seine Wasserabgabe, wie sie sich aus der Änderung der Saugspannung *und* der damit verbundenen Änderung der Porengrößenverteilung unter definierten mechanischen Randbedingungen ergibt.

## 8 Dank

Frau H. Klock hat durch die engagierte und weitgehend selbständige Durchführung der hier vorgestellten experimentellen Untersuchungen wesentlich zum Gelingen der Arbeit beigetragen.

## 9 Literatur

- BOHNE K., R. HORN, T. BAUMGARTL (1993): Bereitstellung von van-Genuchten-Parametern zur Charakterisierung der hydraulischen Bodeneigenschaften. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 156, 229-233.
- BROOKS R.H., A.T. COREY (1964): Hydraulic properties of porous media. Hydrol. Pap. No. 3, Colorado State Univ., Fort Collins, 27 S.
- DURNER W. (1991): Vorhersage der hydraulischen Leitfähigkeit strukturierter Böden. Bayreuther Bodenkdl. Berichte 20, Bayreuth, 180 S.
- GRÄSLE W. (1999): Numerische Simulation mechanischer, hydraulischer und gekoppelter Prozesse in Böden unter Verwendung der Finite Elemente Methode. Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel, Band 48, 400 S.
- MUALEM Y. (1976): A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resour. Res. 12, 513-522.
- VAN GENUCHTEN M.T. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 44, 892-898.

## **Mobile Kolloide in terrestrischen Systemen: Mobilisierung, Transport und ihre Rolle bei der Verlagerung von Schadstoffen**

Daniel Grolimund

### **Einleitung**

In nahezu allen natürlichen Systemen kommen Kolloide in einer scheinbar unbegrenzten stofflichen und morphologischen Vielfalt vor (1-4). Diese Partikel sind an einer Vielzahl von umweltrelevanten Prozessen beteiligt (5-11). Dies ist primär darauf zurückzuführen, dass Kolloide aufgrund ihrer grossen spezifischen Oberfläche eine ausgeprägte chemische Reaktivität aufweisen und deshalb an vielfältigen ‚umweltchemischen‘ Reaktionen als Edukt, Produkt oder in katalytischer Funktion beteiligt sind. Zusätzlich haben diese Partikel brownischen Charakter, was sowohl eine erhöhte Mobilität als auch eine potentielle Persistenz in natürlichen Systemen zur Folge hat.

In terrestrischen Systemen wie Böden, Grundwasserleitern, Sedimenten oder Felssteinen wurden in Labor- und Feldstudien verschiedene Prozesse beobachtet, in die Kolloide involviert sind. Erste Studien untersuchten beispielsweise die Bedeutung von kolloidalen Phänomenen bei der Bodenbildung (12-14). Nachfolgende Arbeiten befassten sich unter anderem mit der Rolle von Kolloiden bei der strukturellen Veränderung des Bodengefüges von Salzböden (15-18), der Beeinflussung der hydraulischen Eigenschaften von Grundwasserleitern durch mobile kolloidale Partikel (19-21) oder mit dem Problem des Verschlusses von Porensystemen durch mobilisierte Kolloide bei der Erdölförderung (6, 22-25). Aktuellere Arbeiten befassen sich mehr-

heitlich mit der Rolle von mobilen, suspendierten Kolloiden bei der beschleunigten Verlagerung von Schadstoffen in natürlichen porösen Medien (11, 26-31).

Wie aus der Auflistung ersichtlich ist, hat die Mehrzahl der genannten Prozesse unerwünschte Auswirkungen. Um die potentielle Anfälligkeit von terrestrischen Systemen für kolloidale Phänomene und die daraus resultierenden Risiken beurteilen zu können, ist ein detailliertes Verständnis der grundlegenden Mechanismen und der entsprechenden, kinetisch kontrollierten Prozesse von Nöten. Von zentraler Bedeutung sind dabei (i) die Entstehung bzw. die Mobilisierung von Kolloiden, (ii) die Persistenz der mobilisierten Partikel im betreffenden System und, im Falle der erhöhten Verlagerung von Schadstoffen, (iii) die Interaktion zwischen Schadstoff und Kolloid. Nachfolgend werden einzelne relevante Prozesse dieser Themenkomplexe exemplarisch dargestellt. Die Diskussion basiert auf einer umfassenden Serie an Säulenexperimenten, die im Labormassstab durchgeführt wurde. Fundamentale Prozesse wie die Mobilisierung von Kolloiden, der Partikeltransport und die Kolloiddeposition sowie reaktive Transportphänomene wurden dabei im Detail untersucht. Komplementäre analytische Techniken, z.B. dynamische Lichtstreuung, ICP-Gesamtanalysen, Elektronenmikroskopie oder Röntgendiffraktion, dienen der weiteren physikalischen und chemischen Charakterisierung der mobilisierten kolloidalen Teilchen.

## Mobilisierung von Kolloiden

Das Mobilisierungsverhalten von verschiedenen natürlichen porösen Materialien, im vorliegenden Falle Böden und Aquifermaterialien, wurde mit Hilfe von Säulenexperimenten unter definierten und kontrollierten Bedingungen untersucht. Besondere Beachtung fanden dabei die Auswirkungen von chemischen und physikalischen Störungen auf das Mobilisierungsverhalten der jeweiligen Systeme. Die durchgeführten Experimente resultierten in der Identifizierung von generellen Eigenschaften des Mobilisierungsprozesses. Folgende Beobachtungen erwiesen sich als charakteristisch: (i) Ein ausgeprägtes, nicht-exponentielles Mobilisierungsverhalten, (ii) eine finite Menge an mobilisierbaren Kolloiden sowie (iii) eine starke Abhängigkeit der beobachteten Mobilisierungskinetik von den vorliegenden chemischen Zuständen des Systems.

Das nicht-exponentielle Mobilisierungs-

verhalten kann mit dem Argument der Heterogenität von natürlichen porösen Materialien erklärt werden. Die stoffliche und morphologische Vielfalt der Kolloide, aber auch die jeweiligen Unterschiede bezüglich der topologischen Umgebung können durch eine breite Verteilung von Kolloidpopulationen beschrieben werden (11, 32). Jeder Population kann eine ihr eigene Mobilisierungskinetik zugeordnet werden. Aus der vorliegenden Verteilung von Raten lässt sich ein charakteristisches Mobilisierungsmuster herleiten (33). In all den untersuchten Systemen konnte die vorgefundene Verteilung von Kolloidpopulationen durch ein Potenzgesetz beschrieben werden (32, 34). Daraus ergibt sich für die untersuchten natürlichen Materialien ein ausgeprägtes, langzeitliches Potential zur Freisetzung von mobilen Kolloiden.

Die enge Abhängigkeit der Mobilisierungsraten von der Lösungs- und Ober-

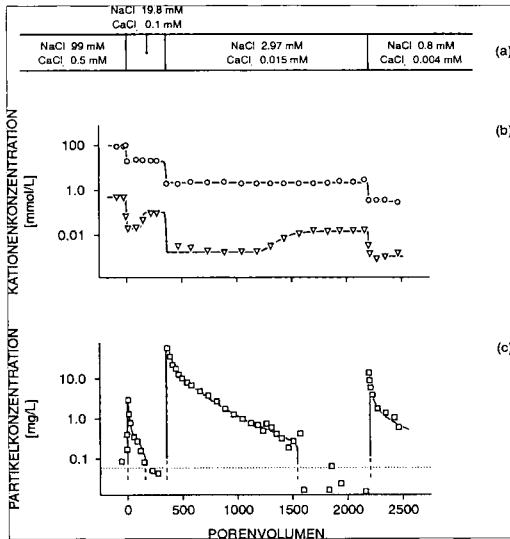


Abbildung 1:

Mobilisierung von Kolloiden in einem Mehrkomponentensystem. Die Eingangslösungen haben jeweils ein konstantes Molverhältnis Na:Ca von 200:1. (a) Die Mobilisierung von Kolloiden wird durch eine stufenweise Reduktion der Ionenstärke eingeleitet. (b) Resultierende Ausflusskonzentrationen für Natrium und Kalzium in semilogarithmischer Darstellung. (c) Kolloidkonzentration im Ausfluss in semilogarithmischer Darstellung.



flächenchemie führt zu einer ausgeprägten Kopplung zwischen Phänomenen des reaktiven Transportes und der Freisetzung von Kolloiden (27, 33, 35, 36). Daraus ergeben sich deutliche Unterschiede betreffend der resultierenden Mobilisierungsmuster, falls die Mobilisierung durch unterschiedliche Arten von Störungen – z.B. retardierte bzw. nicht-retardierte chemische oder physikalische Störungen – ausgelöst wird (33). Ein illustratives Beispiel (37, siehe auch 11) ist in Abbildung 1 wiedergegeben. Dargestellt sind die Transport- und Mobilisierungsmuster für ein Experiment mit simultaner Anwesenheit von Kalzium und Natrium. Die wiederholte Mobilisierung von Kolloiden wird jeweils durch eine Reduktion der Gesamtionenstärke initiiert. Die Sequenz der benutzten Eingangslösungen ist in Abbildung 1a zusammengefasst. Die resultierenden reaktiven Durchbruchkurven für Kalzium und Natrium sind in semilogarithmischer Weise in Abbildung 1b dargestellt. Abbildung 1c zeigt die im Säulenausfluss gemessene Kolloidkonzentration, ebenfalls in semilogarithmischer Darstellung. Aus einem Vergleich der reaktiven Transportmuster (Abb. 1b) mit der beobachteten Mobilisierung von kolloidalen Partikeln (Abb. 1c) wird die ausgeprägte Kopplung zwischen Mobilisierungskinetik und Lösungs- bzw. Oberflächenchemie offensichtlich. Jede Reduktion der Normalität führt zu einer umgehenden Erhöhung der Kolloidkonzentration im Säulenausfluss. Es folgt jeweils ein nicht-exponentieller Abfall der Partikelkonzentration, der sich über mehrere hundert Porenvolumen erstrecken kann. Mit dem Durchbruch der retardierten, reaktiven Kalzium-Natrium-Austauschfront wird der Mobilisierungsprozess jedoch jeweils abrupt gestoppt.

### Persistenz

Nach erfolgter Mobilisierung wird der weitere Verbleib der mobilen Teilchen in natürlichen Systemen hauptsächlich durch konvektive Transportphänomene, Depositionsprozesse sowie das Aggregationsverhalten der Kolloide bestimmt. Die Morphologie und die strukturellen Eigenschaften des porösen Mediums beeinflussen dabei das konvektive Transport-

verhalten der kolloidalen Partikel massgeblich. Das Transportmuster von Kolloiden kann sich dabei deutlich vom dem eines konservativen Tracers unterscheiden. Dieser Sachverhalt ist in Abbildung 2 veranschaulicht (38, vgl. auch 39-41). Zwei Unterschiede zwischen dem Transportverhalten des Tracers und demjenigen der Kolloide sind augenfällig: (i) Die Kolloide weisen im Vergleich mit dem nicht-reaktiven Tracer eine erhöhte Transportgeschwindigkeit auf und (ii) nur ein Teil der injizierten Kolloide wird im Säulenausfluss wiedergefunden (reduzierte integrierte Fläche des Kolloiddurchbruchs).

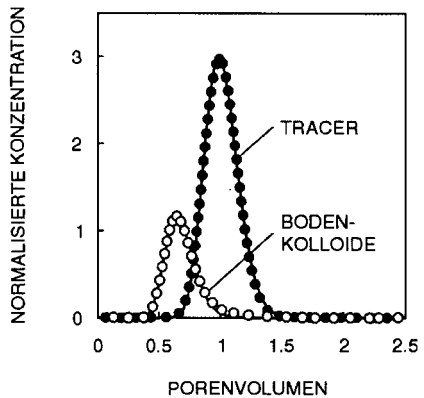
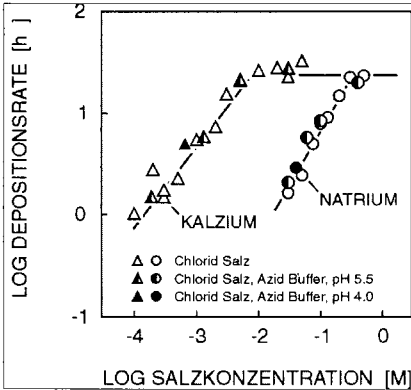


Abbildung 2:

Transportverhalten von natürlichen Bodenkolloiden in gepackten Bodensäulen. Verglichen wird der Durchbruch von Bodenkolloiden nach einem Pulsinput mit dem entsprechenden Durchbruch eines inerten Tracers.

Das Phänomen der erhöhten Transportgeschwindigkeit von Kolloiden ist in der Chromatographie als Ausschluss-Effekt bekannt und auf die finite Grösse der Kolloide zurückzuführen. Im Gegensatz zum molekularen Tracer sind bestimmte Porenräume für die kolloidalen Partikel aus physikalischen Gründen (Grösse) nicht zugänglich. Die porösen Bodenaggregate erscheinen im untersuchten System für die Kolloide als „harte Kugeln“ während sie für die Tracermoleküle ein doppelt-poröses Medium darstellen (38).

Der reduzierte Durchbruch von Kolloiden ist auf Depositionsphänomene zurückzuführen. Der Depositionsprozess entspricht einer (temporären) Senke für mobile Kolloide. Im Gegensatz zur Mobilisierung können die Depositionsvorgänge – zumindest anfänglich – durch einen kinetischen Prozess erster Ordnung beschrieben werden (38). Depositionsprozesse sind stark von der Lösungschemie abhängig. Dies ist in Abbildung 3 illustriert. Es ist ersichtlich, dass die gemessenen Depositionsraten insbesondere durch die Ionenstärke und die Wertigkeit der vorliegenden Gegenionen beeinflusst werden. Der Einfluss von chemischen (und physikalischen) Größen auf das Depositionsverhalten kann quantitativ mit vorhandenen Theorien und Konzepten erklärt werden (42). Es zeigt sich, dass die Filtrationstheorie, obwohl an idealen Modell-Systemen entwickelt, auch das Transportverhalten von natürlichen kolloidalen Teilchen in natürlichen Systemen zumindest im Ansatz erklären kann (38).

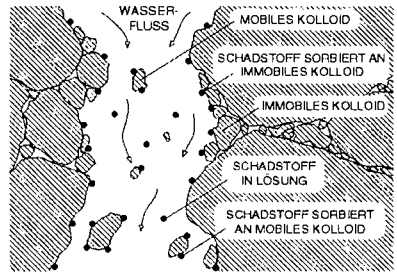


**Abbildung 3:**

Einfluss der Lösungschemie auf das Depositionsverhalten von mobilen Kolloiden in gepackten Bodensäulen. Dargestellt ist der Effekt der Ionenstärke, der Wertigkeit der Gegenionen sowie des pH-Wertes der Lösung.

## Erhöhte Schadstoffmobilität durch mobile Kolloide

Abschliessend soll das Phänomen des beschleunigten Schadstofftransport durch mobile Kolloide illustriert und diskutiert werden. Das zugrundeliegende Konzept ist in Abbildung 4 schematisch dargestellt (27). Kolloide transportieren dabei als „mobile Festphase“ sorbierte Schadstoffe durch das poröse Medium. Dieser zusätzliche Transportvektor führt zu einer erhöhten Ausbreitungsgeschwindigkeit der Schadstoffe (10, 11, 30).



**Abbildung 4:**

Schematische Darstellung des Phänomens der erhöhten Schadstoffmobilität durch mobile Kolloide.

Sowohl im Labor- als auch im Feldmassstab konnte experimentell eindeutig bestätigt werden, dass dieser Prozess in natürlichen porösen Medien zeitweilig den dominierenden Transportmechanismus darstellen kann (11, 26-31). Ein Beispiel ist in Abbildung 5 wiedergegeben. Die Sanierung einer Deponie wird im Labormassstab mittels Säulenexperimenten simuliert (27). Es zeigt sich, dass der weitaus grössere Anteil des verlagerten Schadstoffes durch *in-situ* mobilisierte Kolloide transportiert wird. Der markante Schadstoff-Peak bei ~90 Porenvolumen wird durch partikuläre Spezies dominiert, wie sich aus einem Vergleich zwischen der totalen und der gelösten Konzentration unschwer ableiten lässt. Gleichzeitig zeigt die partikuläre Aluminiumkonzentration in Säulenausfluss – ein Indikator für suspendierte Mineralphasen –

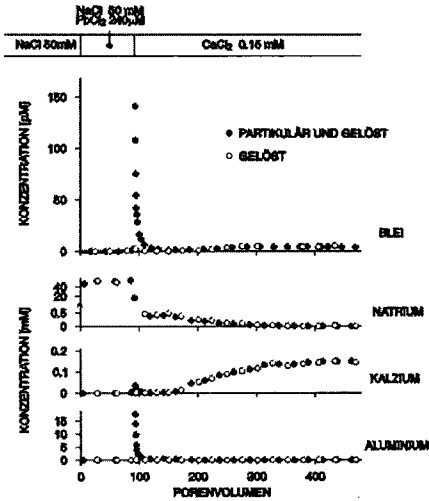


Abbildung 5:

Erhöhte Verlagerung von Schadstoffen durch mobile Kolloide. Dargestellt ist die Simulation einer Deponiesanierung. Partikuläre Spezies – Schadstoffe sorbiert an mobile Kolloide – dominieren phasenweise das Ausmass der Schadstoffverlagerung. Die Mobilisierung der kolloidalen Partikel wird durch mehrere reaktive Fronten kontrolliert.

ein nahezu identisches Konzentrationsprofil. Die Existenz von mobilen mineralischen Kolloiden im Ausfluss wurde mittels Elektronenmikroskopie und Röntgendiffraktion bestätigt. Die Mobilisierung von Kolloiden dauert während mehr als 50 Porenvolumen an. Während dieser Phase stellen mobile Partikel den bedeutendsten Vektor betreffend Schadstofftransport dar.

Klassische Zwei-Phasen Transportmodelle, welche die Mobilisierung von Kolloiden unberücksichtigt lassen, unterschätzen phasenweise die beobachteten totalen Schadstoff-Konzentrationen um mehrere Größenordnungen (Abbildung 6a). Wichtige Eigenheiten des beobachteten Konzentrationsprofils können durch diesen Modellansatz nicht wiedergeben werden. Wird der klassische Modellierungsansatz jedoch um eine weitere Phase – die der reaktiven und mobilen

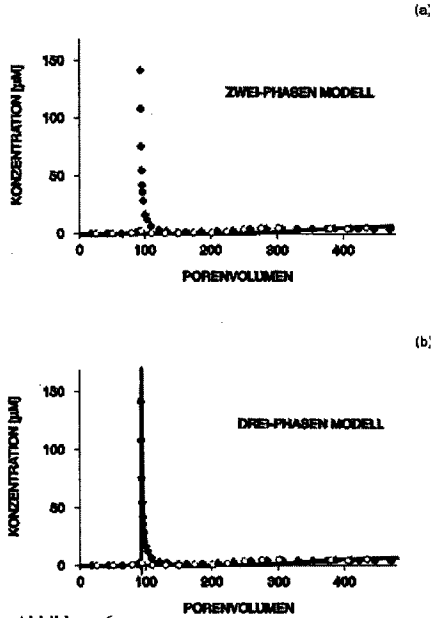


Abbildung 6:

Modellierung einer im Labor-Massstab simulierten Sanierung einer Deponie. Vergleich verschiedener Modellansätze. (a) Klassisches Zwei-Phasen Modell. Mobile Kolloide sind dabei nicht als reaktive Komponente in den Modellansatz integriert. (b) Erweitertes reaktives Transportmodell. Kolloide werden als mobile Festphase (neue dritte Phase) eingeführt.

Kolloide – erweitert und werden zentrale Prozess wie Mobilisierung, Deposition und Aggregation sowie Schadstoff-Kolloid – Wechselwirkungen explizit berücksichtigt, ist eine adequate Beschreibung der reaktiven Transportvorgänge möglich (Abbildung 6b).

Es wurde gezeigt, dass kolloidale Partikel in einer Vielzahl von bodenkundlich relevanten Phänomenen eine zentrale Rolle spielen, beispielsweise bei der Bodenbildung, bei Erosions- und Verschleppungsprozessen oder bei der (beschleunigten) Schadstoffverlagerung. In Laborexperimenten sowie mit Modellierungen und Simulationen wurden für terrestrische Systeme bedeutungsvolle kolloidal-

dale Prozesse wie die Mobilisierung, das Transport- und Depositionsverhalten sowie Aggregationsvorgänge untersucht. Obwohl bei der Übertragung von der Labor- auf die Feldskala Vorsicht geboten ist, gibt es überzeugende Hinweise, dass die beobachteten kolloidalen Prozesse und die resultierenden Phänomene auch in realen Systemen von signifikanter Bedeutung sind.

#### Verdankungen

K. Barmettler, M. Borkevec, M. Elimelech, R. Kretzschmar und H. Sticher sei an dieser Stelle für ihre fachliche Unterstützung gedankt. Finanzielle Unterstützung wurde durch die Eidgenössische Technische Hochschule Zürich und den Schweizer National Fonds gewährt.

#### Zitierte Literatur

- [1] Borkovec, M.; Wu, Q.; Degovics, G.; Laggner, P.; Sticher, H. *Colloids and Surfaces A*. 1993, 73, 65-76.
- [2] Lerman, A. *Geochemical Processes: Water and Sediment Environments*, Wiley: New York, 1978.
- [3] Degeldre, C.; Baeyens, B.; Goerlich, W.; Riga, J.; Verbiest, J.; Stadelmann, P. *Geochim. Cosmochim. Acta* 1989, 53, 603-610.
- [4] Schütz, L.; Jaenicke, R. *Journal of Applied Meteorology* 1974, 13, 863-870.
- [5] Meszaros, E. *Atmospheric Chemistry: Fundamental Aspects*, Elsevier: Amsterdam, 1981.
- [6] Khilar, K.C.; Fogler, H.S. *Reviews in Chemical Engineering* 1987, 4, 41-108.
- [7] McCarthy, J.F.; Degeldre, C. In *Environmental Particles*, van Leeuwen, H.P., Buffle, J., Editors. 1993, Lewis Publisher: Chelsea, Michigan.
- [8] Schwarzenbach, R.P.; Gschwend, P.M.; Imboden, D.M. *Environmental Organic Chemistry*, John Wiley & Sons, Inc.: New York, 1993.
- [9] Stumm, W. *Colloids Surf., A* 1993, 73, 1-18.
- [10] Ryan, J.N.; Elimelech, M. *Colloids Surf., A* 1996, 107, 1-56.
- [11] Kretzschmar, R.; Borkovec, M.; Grolimund, D.; Elimelech, M. *Advances in Agronomy*. 1999, 66, 121-193.
- [12] Jenny, H.; Smith, G.D. *Soil Sci.* 1935, 39, 377-389.
- [13] Wurman, E.; Whiteside, E.P.; Mortland, M.M. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 1959, 23, 135-143.
- [14] Buol, S.W.; Hole, F.D. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 1961, 25, 377-379.
- [15] Bresler, E.; McNeal, B.L.; Carter, D.L. *Saline and Sodic Soils. Principles - Dynamics - Modeling*, Springer-Verlag: Berlin, 1982.
- [16] Birkeland, P.W. *Soils and Geomorphology*, Oxford University Press: New York, 1984.
- [17] Quirk, J.P.; Schofield, R.K. *J. Soil Sci.* 1955, 62, 163-178.
- [18] Quirk, J.P. *Advances in Agronomy* 1994, 53, 121-183.
- [19] Goldenberg, L.C.; Magaritz, M.; Amiel, A.J.; Mandel, S. *J. Hydrol.* 1984, 70, 329-336.
- [20] Shaimberg, I.; Rhoades, J.D.; Prather, R.J. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1980, 45, 273-277.
- [21] Wiesner, M.R.; Grant, M.C.; Hutchins, S.R. *Environ. Sci. Technol.* 1996, 30, 3184-3191.
- [22] Jones, F.O. *J. Petrol. Tech.* 1964, 16, 441-446.
- [23] Muecke, T.W. *J. Petrol. Tech.* 1979, 31, 144-150.
- [24] Mungan, N. *J. Petrol. Tech.* 1965, 17, 1449-1453.
- [25] Reed, M.G. *J. Petrol. Tech.* 1972, 860-864.
- [26] Champlin, J.B.F.; Eichholz, G.G. *Water Resour. Res.* 1968, 4, 147-158.
- [27] Grolimund, D.; Borkovec, M.; Barmettler, K.; Sticher, H. *Environ. Sci. Technol.* 1996, 30, 3118-3123.
- [28] Champ, D.R.; Merritt, W.F.; Young, J.L. In *Scientific Basis for Radioactive Waste Management - V*, Lutze, W., Editor. 1982, Elsevier. p. 745-754.
- [29] Vinten, A.J.A.; Yaron, B.; Nye, P.E. *J. Agric. Food Chem.* 1983, 31, 662-664.
- [30] McCarthy, J.F.; Zachara, J.M. *Environ. Sci. Technol.* 1989, 23, 496-502.
- [31] Kersting, A.B.; Efurud, D.W.; Finnegan, D.L.; Rokop, D.J.; Smith, D.K.; Thompson, J.L. *Science* 1999, 397, 56-59.
- [32] Grolimund, D.; Borkovec, M. *Environ. Sci. Technol.* 1999, in press.
- [33] Grolimund, D.; Borkovec, M. *Release and Transport of Colloidal Particles in Natural Porous Media: 1. Modeling*, submitted, 1999.
- [34] Grolimund, D.; Barmettler, K.; Borkovec, M. *Release and Transport of Colloidal Particles in Natural Porous Media: 2. Experimental Results and Effects of Coions*, submitted, 1999.
- [35] Khilar, K.C.; Fogler, H.S. *J. Colloid Interface Sci.* 1984, 101, 214-224.
- [36] Seaman, J.C.; Bertsch, P.M.; Miller, W.P. *Environ. Sci. Technol.* 1995, 29, 1808-1815.
- [37] Grolimund, D.; Borkovec, M. *Release of System-borne Colloidal Particles in Natural Porous Media: Phenomena and Modeling*, submitted 1999.
- [38] Grolimund, D.; Elimelech, M.; Borkovec, M.; Barmettler, K.; Kretzschmar, R.; Sticher, H. *Environ. Sci. Technol.* 1998, 32, 3562-3569.
- [39] Higgo, J.J.W.; Williams, G.M.; Harrison, I.; Warwick, P.; Gardiner, M.P.; Longworth, G. *Colloids Surf., A* 1993, 73, 179-200.
- [40] Kretzschmar, R.; Barmettler, K.; Grolimund, D.; Yan, Y.; Borkovec, M.; Sticher, H. *Water Resour. Res.* 1997, 33, 1129-1137.
- [41] Kretzschmar, R.; Robarge, W.P.; Amoozegar, A. *Water Resour. Res.* 1995, 31, 435-445.
- [42] Elimelech, M.; Gregory, J.; Jia, X.; Williams, R.A. *Particle Deposition and Aggregation. Measurement, Modelling, and Simulation*, Butterworth-Heinemann: 1995.

## **Verlagerung von Bromid und Benazolin in Lysimetern und einer Feldparzelle mit Saugböden in einem Sandboden**

von

Jene, B.<sup>1</sup>

Ein Stofftransportexperiment in einem homogen erscheinenden Sandboden wurde mit dem konservativen Tracer Bromid sowie dem <sup>14</sup>C-markierten Herbizid Benazolin gleichzeitig in drei druckfreien Lysimetern und drei Feldplots mit Saugböden durchgeführt. In allen Versuchsgliedern wurden die Wasser- und Stoffflüsse am unteren Rand während der 2,5 Jahre dauernden Versuchsphase in wöchentlicher Auflösung gemessen wobei in den Saugböden eine zusätzliche räumliche Auflösung der Flüsse realisiert wurde.

Der Vergleich der kumulativen Sickerwasser- und Stoffflüsse zeigte keine systembedingten Unterschiede zwischen den Lysimetern und den Feldplots. Während der Austrag an Sickerwasser und Bromid relativ gleichmäßig innerhalb der Wiederholungen beider Varianten verlief, zeigte der Austrag der reaktiven Substanz eine sehr große Variabilität. Mit Hilfe eines Lysimeters (0,8 m<sup>2</sup> Oberfläche) konnte die physikalische Heterogenität des Transportregimes erfaßt werden, während die biochemische Variabilität nur mit mehreren Versuchsgliedern abgedeckt werden konnte.

Bezüglich der räumlichen und zeitlichen Dynamik der Wasser- und Stoffflüsse war erkennbar, daß keine laterale Dispersion sondern eine trichterförmige Konzentration auf wenige Fließwege und somit Austragszentren im Beprobungsquerschnitt stattfand. Zusätzlich war eine zeitliche Dynamik der Fließwege (Austragszentren im Beprobungsquerschnitt), die vor allem durch die Infiltrationsrate (Niederschlagsverteilung und -intensität) gesteuert wurde, erkennbar. In Wechselwirkung mit der biochemischen Heterogenität bestimmte der obere Randfluß durch den Einfluß auf die relevanten Fließwege innerhalb des Transportregimes maßgeblich die räumliche und zeitliche Dynamik sowie die Höhe des Austrages des reaktiven Stoffes.

### **EINLEITUNG**

Im Bemühen, das Grundwasser vor Belastungen von Pflanzenschutzmitteln zu schützen, muß deren Verlagerungsneigung abgeschätzt werden. Dies geschieht einerseits durch den Versuch, das Transportgeschehen von Stoffen unter Berücksichtigung der relevanten Prozesse mit mathematischen Modellen zu beschreiben, andererseits kommen Testsysteme, die auf unterschiedlichen räumlichen Skalen operieren, zum Einsatz.

Untersuchungen an Laborsäulen unter kontrollierten Randbedingungen erlauben eine genaue Charakterisierung der relevanten Prozesse und liefern reproduzierbare Ergebnisse. Sie sind jedoch wegen stark vereinfachter Rand- und Anfangsbedingungen nur sehr begrenzt auf die reale Feldsituation übertragbar. Im Gegensatz dazu, läßt sich der Transport von Stoffen im ungestörten Feld mit Hilfe der gängigen Techniken, wie der Entnahme von Bodenkernen oder der Gewinnung von

Bodenlösung mit Saugkerzen, in zeitlicher sowie räumlicher Auflösung nur sehr grob abbilden. Dabei besteht die Gefahr, zentrale Prozesse, vor allem den schnellen Transport von Stoffen durch lokal stark begrenzte Bereiche des Bodenvolumens, mit dem in fast allen Böden zu rechnen ist [Flury *et al.*, 1994], nicht zu erfassen.

Freilandlysimeter sollen als Bindeglied zwischen Labor und Feld die Vorteile beider Systeme vereinigen und einen maximaler Informationsgewinn unter realistischen Bedingungen gewährleisten. Aus diesem Grund besitzen sie in einigen Ländern eine zentrale Bedeutung im Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel.

Unterschiede zwischen druckfreien Lysimetern und dem ungestörten Feld bestehen jedoch in einer möglichen Veränderungen der Bodenstruktur durch Gewinnung und Transport der Monolithen. Ferner ist das Potential und der Wassergehalt am unteren Rand des Systems durch das unterbrochene Porensystem verändert und ein lateraler Transport von Bodenwasser und Stoffen wird durch die Lysimeterwand begrenzt.

Ziel des Projektes war es, durch die vollständige Erfassung und Beschreibung von Wasser- und Stoffausträgen im Lysimeter und im nahezu ungestörten Feld mit Saugböden die Übertragbarkeit von Lysimeterversuchen auf die reale Feldsituation zu untersuchen.

Es sollte darüber hinaus eine Beschreibung der zeitlichen und räumlichen Dynamik der Wasser und Stoffflüsse in einem ungestörten System erfolgen und damit neue Erkenntnisse zum Verständnis von Stofftransportprozessen erlangt werden, die Rückschlüsse über die entscheidenden Einflußfaktoren der Stoffverlagerung in einem natürlichen System zulassen.

### MATERIAL UND METHODEN

Alle Versuche des Projektes wurden mit einer Braunerde-Parabraunerde durchgeführt (FAO: Luvic arenosol), die einen Sandanteil über 80%, einen Tonanteil unter 10% und einen  $C_{org}$ -Gehalt unter 1% aufweist.

Zentrale Versuchseinheit des Projektes war eine sogenannten *Saugbodenanlage* mit 3 Saugböden (Abbildung 1). Die Saugböden bestanden aus Stahlrahmen (1,5 m Breite, 1,8 m Tiefe, 0,7 m Höhe), die in einer Tiefe von 1,3 m, von einem Meßtunnel ausgehend, lateral in den ungestörten Boden eingepreßt und durch deren Deckenplatte je 218 Saugkerzen eingebaut waren.

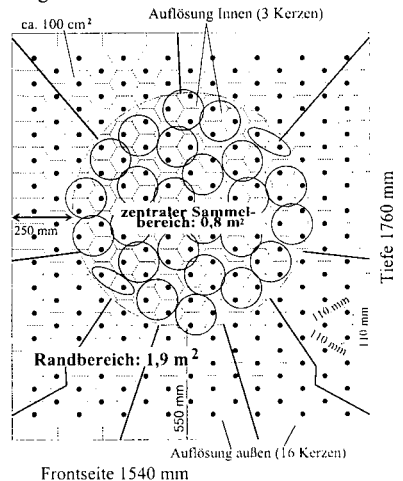
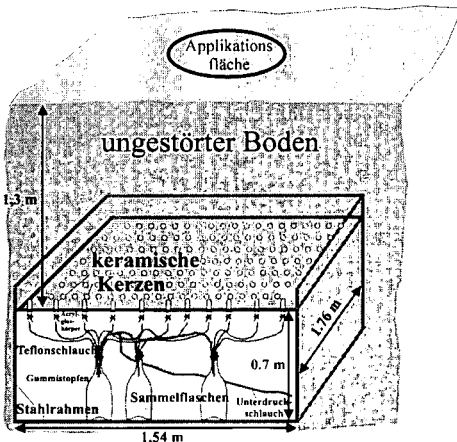


Abbildung 1: Design der Saugböden (links) und räumliche Auflösung der Sammelbereiche im Beprobungsquerschnitt (rechts)

Mit Hilfe einer tensiometergesteuerten Unterdruckanlage wurde über Sammelflaschen permanent ein relevantes Potential an die Saugkerzen angelegt. Die Saugbodenanlage zeichnete sich vor allem dadurch aus, Sickerwasser von einem nahezu unbeeinflussten Bodensystem zu sammeln. Die untere Randbedingung entsprach durch den angelegten Unterdruck annähernd natürlichen Gegebenheiten in der ungesättigten Zone. Sickerwasser sowie darin transportierte Stoffe, die den Beprobungsquerschnitt erreichten, wurden vollständig und räumlich aufgelöst erfaßt. Die Saugkerzen waren dabei in verschiedenen Sammeleinheiten (Abbildung 1, rechts) zusammengeführt, wobei in den zentralen Sammelbereichen, die senkrecht unter den Applikationsflächen lagen und diesen in der Fläche entsprachen, eine Auflösung von  $100 \text{ cm}^2$  pro Sammeleinheit (3 Saugkerzen) realisiert wurde.

Ein Transportexperiment mit dem konservativen Tracer Bromid ( $30 \text{ g m}^{-2}$ ) und mit  $^{14}\text{C}$ -markiertem Benazolin ( $45 \text{ mg m}^{-2}$ ) wurde parallel auf dem Feld mit den Saugböden und 3 druckfreien Lysimetern (1,3 m Säulenlänge und 1 m Durchmesser) durchgeführt. Die Lysimeter waren wenige Meter von der Saugbodenanlage entfernt gestochen und dann in die Lysimeteranlage, 20 km entfernt vom Feldstandort, gebracht worden.

Die Applikation der Stoffe erfolgte am 22. November 1994, gleichzeitig auf die unbewachsenen Lysimeter und die Applikationsflächen der Feldplots. Diese waren senkrecht über den Saugkerzen gelegen und entsprachen den Lysimeteroberflächen ( $0,8 \text{ m}^2$ ). Die Sickerwasserbeprobung erfolgte in beiden Systemen in wöchentlichem Abstand während der Sickerwasserperiode und in größeren Abständen während des Sommers.

Zum gleichen Termin wurde auf 2 benachbarten Parzellen Bromid ausgebracht und nach 3, 6 und 10 Monaten Tiefenprofile der Konzentrationsverteilung mit Hilfe von Bodenkernen bis zu einer Tiefe von 1,3 m bestimmt.

Während des Versuchs wurden die Kulturen Sommerraps und Sommerweizen gemäß landwirtschaftlicher Praxis auf allen Versuchsteilen angebaut. Die meteorologischen Randbedingungen wurden mit Hilfe von Klimameßstationen in der Feld- und Lysimeterstation erfaßt.

Versuchsbegleitend wurde im Labor in Standardversuchen das Adsorptions- und Abbauverhalten des Herbizids ermittelt. Mit Hilfe von Mikrolysimetern wurde das Transportverhalten durch den Oberboden, unter stationären und instationären Fließbedingungen, mit ungestörten Bodenkernen (30 cm Länge, 20 cm Durchmesser) untersucht.

## ERGEBNISSE UND DISKUSSION

### **Bilanzierende Betrachtung der Wasser- und Stoffflüsse**

Der kumulative Austrag an Sickerwasser und Bromid während der zwei experimentellen Jahre war im Feld mit den Saugböden um jeweils 37% geringer als in den Lysimetern (Abbildungen 2-3, Tabelle 1). Der Austrag innerhalb der 3 Wiederholungen jedes Systems erfolgte dagegen relativ parallel. Umgekehrt verhielt es sich mit der Verlagerung des Herbizidwirkstoffes. Hier war der mittlere Austrag der beiden Varianten mit etwa 2,5% der applizierten Masse sehr ähnlich, wobei die Wiederholungen eine große Streuung mit Variationskoeffizienten von 62% und 90% aufwiesen (Abbildung 4). Des weiteren zeigte sich bei der Betrachtung aller Wiederholungen der beiden Systeme eine hohe Korrelation des Gesamtaustrags von Bromid mit der gesammelten Sickerwassermenge. Dagegen war der Benzolinaustrag weder mit dem Sickerwasser- noch mit dem Bromidaustrag korreliert (Abbildung 5). Erste Spuren des Herbizids wurden in allen Wiederholungen beider Systeme gleichzeitig mit Bromid im Sickerwasser detektiert.

Der höhere Austrag von Sickerwasser und Bromid in den Lysimetern ließ sich auf unterschiedliche meteorologische Randbedingungen an den beiden Versuchsstandorten zurückführen. In der Lysimeterstation war durch Beschattung eines Drahtkäfigs und angrenzender Gebäude sowohl die Windgeschwindigkeit wie auch die Sonneneinstrahlung stark reduziert. Außerdem wiesen höhere Trockenmassengewichte der geernteten Pflanzen auf höhere Evapotranspirationsraten im Feld hin.

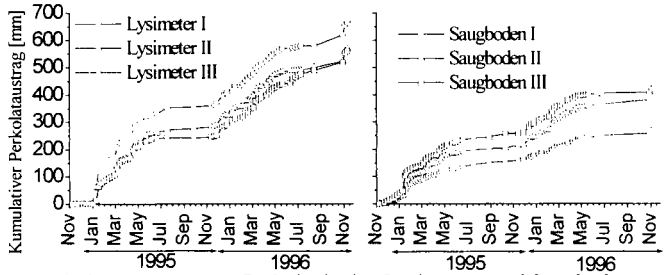


Abbildung 2: Kumulativer Austrag von Perkolat in den Lysimetern und Saugböden

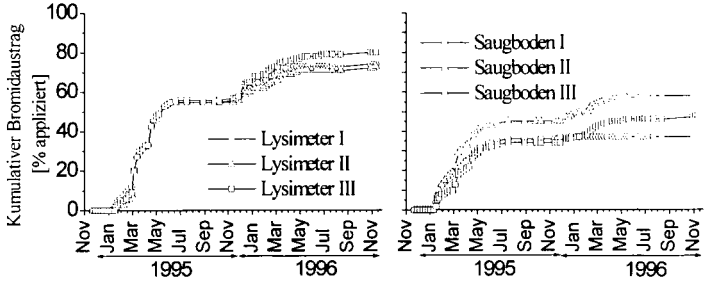


Abbildung 3: Kumulativer Bromidaustrag in den Lysimetern und Saugböden

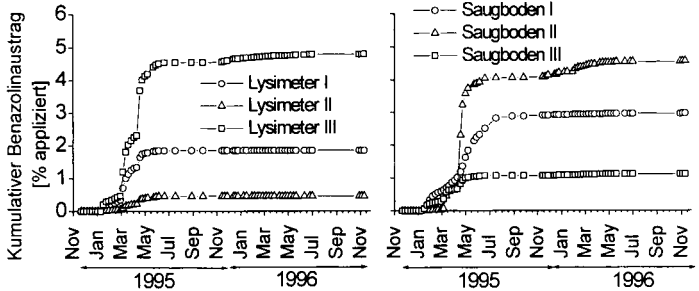


Abbildung 4: Kumulativer Benzolnaustrag in den Lysimetern und Saugböden

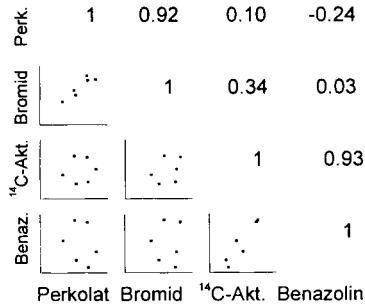


Abbildung 5: Korrelationsmatrix über alle 6 Versuchsglieder beider Systeme



Die fehlende Beziehung zwischen Sickerwasser bzw. Bromidaustrag und dem kumulativen Ausfluß von Benazolin zeigte deutlich, daß unabhängig vom Bodenwasser, welches das Transportmedium für gelöste Stoffe im Boden darstellt, weitere Faktoren, wie z. B. biochemische Variabilität und somit lokal unterschiedliche Adsorptions- und Transformationsbedingungen die Verlagerung des Herbizidwirkstoffes im Boden entscheidend beeinflussen. Dies wurde unter anderem durch Analysen von Sickerwässern aus den verschiedenen Plots, aber auch aus verschiedenen Bereichen eines einzigen Saugbodens gestützt, die eine stark unterschiedliche Zusammensetzungen des Sickerwasser hinsichtlich des Wirkstoffes und seiner Metaboliten aufwiesen.

Das gleichzeitige erste Erscheinen von Bromid und Benazolin im Sickerwasser wurde auch bei den instationären Mikrolysimeterversuchen im Labor gefunden (Jene, 1998a) und konnte dort als Effekt kinetischer Sorption, mit einer starken Abhängigkeit von der Flußrate, identifiziert werden. Es zeigte, daß Teile des sorbierenden Stoffes das Bodenprofil ohne Wechselwirkung mit der Matrix passieren konnten.

Vergleiche zwischen dem Bromidaustrag in den Saugböden (Bromid das tiefer als 1,3 m verlagert wurde) und den Konzentrationsprofilen von Bromid in den oberen 1,3 m der benachbarten Feldparzellen zeigten keine Unterschiede im Transportverhalten der beiden Systeme und bestätigten die Funktionalität der Saugbodeneinrichtung [Jene *et al.*, 1998b].

Tabelle.1: Mittelwerte und Statistik der Perkolat- und Stoffausträge

	Mittelwert		Variationskoeffizient in [%]		t-Test
	Lysimeter	Saugboden	Lysimeter	Saugboden	
Perkolat [mm]	597,3	372,1	9,7	22,7	x
[% der Niederschläge]	36,8	22,9			
Bromid [g m <sup>-2</sup> ]	23,3	14,6	4,9	19,7	x
[% appliziert]	77,1	48,9			
<sup>14</sup> C-Aktivität [kBq m <sup>-2</sup> ]	4932	4562	42,4	53,2	
[% appliziert]	5,40	4,85			
Benazolin [µg m <sup>-2</sup> ]	1081	1347	90,3	62,0	
[% appliziert]	2,41	2,94			

x: 5% Signifikanzniveau

### Räumliche und zeitliche Variabilität der Wasser- und Stoffflüsse

Im Gegensatz zu allen Feldtransportexperimenten aus der Literatur, wurden durch das Saugbodensystem zum ersten mal Stoff- und Sickerwasserflüsse durch einen horizontalen Querschnitt im nahezu ungestörten Feld in räumlicher *und* zeitlicher Auflösung erfaßt. Dabei zeigte sich ein hohes Maß an räumlicher und zeitlicher Variabilität der Bodenwasser- und Stofffließwege im System. Vor allem der Austrag von Bromid und Benazolin war auf wenige "hot spots" (Abbildung 6) lokal stark begrenzt. Es konnten dabei sowohl räumliche Unterschiede zwischen den Austragszentren der beiden Stoffe wie auch zu Zentren des Sickerwasseraustrags festgestellt werden. Dabei stimmten die Hauptaustragszentren auch mit den Hauptfließwegen überein, die nach der Endbeprobung durch die residuale <sup>14</sup>C-Aktivität im Profil angezeigt wurden (Abbildung 7). Bei der Betrachtung lokaler Durchbruchkurven [Jene *et al.*, 1997] läßt sich darüber hinaus eine unterschiedliche Retardation des reaktiven Stoffes in den verschiedenen Sammelbereichen gegenüber dem konservativen Tracer feststellen. Bei der Analyse von Proben, die zu einem gleichen Zeitpunkt aus einem Saugboden nur etwa 30 cm entfernt gesammelt wurden, konnte zusätzlich ein höchst unterschiedliches Transformationsverhalten des reaktiven Stoffes festgestellt werden, was das hohe Maß an biochemischer Variabilität und deren Relevanz für den Transport eines reaktiven Stoffes widerspiegelt.

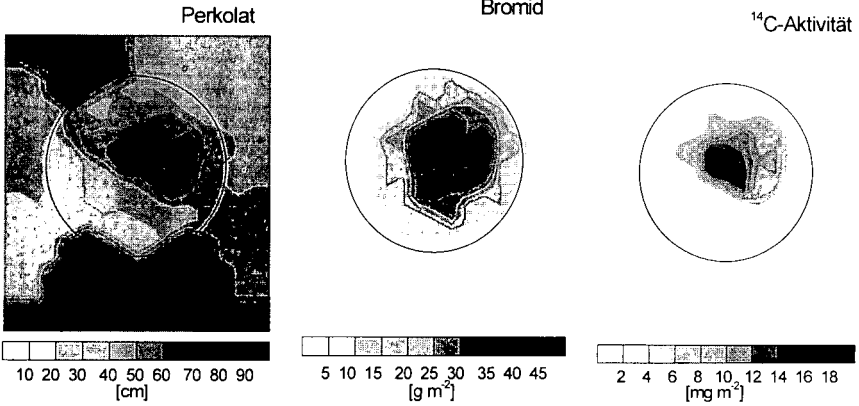


Abbildung 6: Kumulative Austragsmuster durch den Beprobungsquerschnitt von Saugboden II

Die zeitliche Veränderung der relevanten Wasser- und Stofffließwege wurde durch die aktuellen Randbedingungen, vor allem durch die Infiltrationsintensität, stark beeinflusst. So wurden für Saugboden II immer ähnliche Perkolatfließmuster nach hohen Infiltrationsflüssen gefunden, die eine hohe Korrelation zueinander aufwiesen, während die Muster und Austragszentren bei geringen Flüssen im System stark variierten (Abbildung 8). Dabei ist zu berücksichtigen, daß zwischen den Austragsmustern während starken Infiltrationsflusses mehr als ein Jahr zeitliche Distanz lag aber

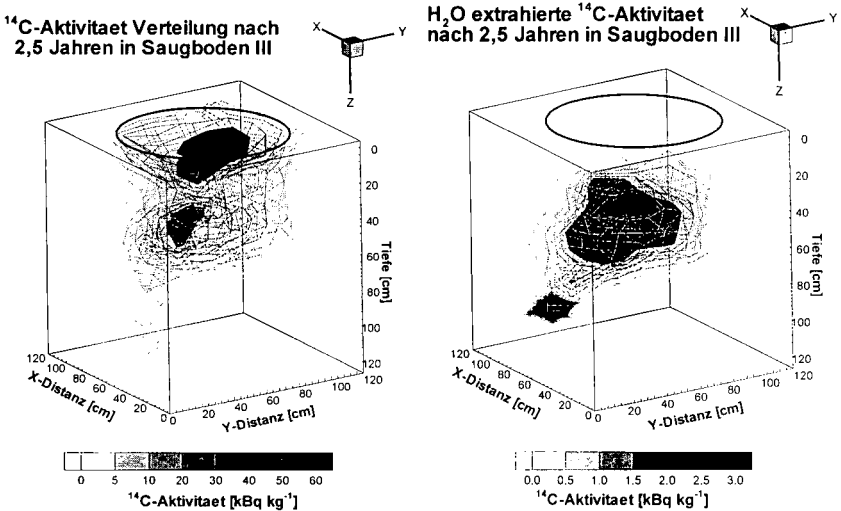
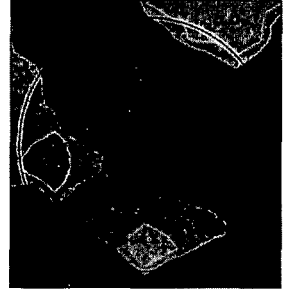


Abbildung 7: Verteilung der Gesamt- bzw. extrahierbaren 14C-Aktivität in Saugboden III

Tage nach / Infiltrations-  
Applikation / rate  
69d / 5.9mm d<sup>-1</sup>

125d / 2.5mm d<sup>-1</sup>

461d / 2.9mm d<sup>-1</sup>



111d / 0.4mm d<sup>-1</sup>

153d / 0.5mm d<sup>-1</sup>

482d / 0.8mm d<sup>-1</sup>

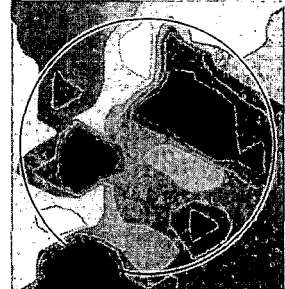
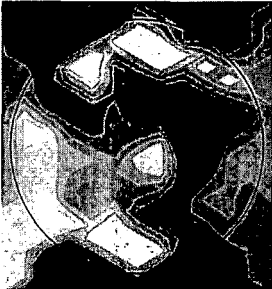


Abbildung 8: Beispiele wöchentlicher Perkolataustragsmuster. Obere Reihe: hoher mittlerer Drainage-flux; untere Reihe: geringer mittlerer Drainageflux

auch zwischenzeitliche flache Bodenbearbeitung sowie der Anbau einer Feldfrucht durchgeführt wurde. Dies bestätigte die Beobachtung aus den residualen Konzentrationsverteilungen von Abbildung 7, die für den oberen Teil des Bodenprofils einen relativ gleichmäßigen Wasser- und Stofftransport zeigten und die Relevanz differenzierter Fließwege im Unterboden beschreibt.

## FAZIT

- Mit Hilfe der Saugbodenanlage war es zum ersten Mal möglich, Wasser- und Stoffflüsse in räumlicher und zeitlicher Auflösung durch einen definierten Querschnitt im nahezu ungestörten Boden zu messen, was den Vergleich von kontinuierlich gemessenen Wasser- und Stoffflüssen im Feld mit Lysimetern und Simulationsmodellen und die Untersuchung räumlicher und zeitlicher Dynamik von Wasser- und Stoffflüssen in einem Bodenquerschnitt ermöglichte.
- Unter den gegebenen Versuchsbedingungen waren keine systembedingten Unterschiede bezüglich der Verlagerung von Sickerwasser und Stoffen zwischen den Lysimetern und dem Feld (Saugboden) zu erkennen, was die Eignung von Lysimetern für die Gewinnung wichtiger Informationen zum Verlagerungspotential von Pflanzenschutzmittel in einem Sandboden zeigt.

- Im relativ homogen erscheinenden Untersuchungsboden war eine große räumliche und zeitliche Variabilität der Sickerwasser- und Stoffflüsse zu erkennen. Daraus wird deutlich, daß für die Modellierung von Wasser- und Stoffflüssen im Boden eine 2- oder 3-dimensionale Betrachtung erforderlich ist.
- Während die physikalische (strukturelle) Variabilität des Transportregimes durch nur eine Wiederholung der Testsysteme (0.8 m<sup>2</sup> Oberfläche) weitgehend erfaßt werden konnte, war eine Heterogenität biochemischer Bodenfaktoren auf einer größeren Skala erkennbar, weshalb eine Abschätzung des Verlagerungspotentials eines Wirkstoffes mit Hilfe von Lysimetern im Untersuchungsboden mehrerer Wiederholungen erfordert.
- Die Infiltrationsrate (-intensität) und räumliche Heterogenität der biochemischen Faktoren bestimmten durch ihre Wechselwirkung maßgeblich den Transport des reaktiven Stoffes. Diese Abhängigkeit führt dazu, daß gleiche kumulative Infiltrationen (z. B. gleiche Jahresniederschläge) in Abhängigkeit ihrer Intensität bzw. Verteilung entscheidend unterschiedliche Austräge von reaktiven Stoffen bewirken können.

## REFERENZEN

- Flury, M., Flüehler, H., Jury, W.A., Leuenberger, L., 1994. Susceptibility of soils to preferential flow of water: A field study. *Water Resour. Res.*, 30, pp 1945-1954.
- Jene, B., K. Roth and R. Kubiak. 1997. Beschreibung des Transports eines <sup>14</sup>C-markierten Herbizids und Bromid in einem Sandboden auf unterschiedlichen Skalen. *Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 85, 119-122.
- Jene, B. 1998a. Transport of bromide and benazolin in lysimeters and a field plot with grid suction bases in a sandy soil. Ph.D. dissertation University of Hohenheim, Germany. 171 pp. ISBN 3-86186-200-X.
- Jene, B., G. Fent and R. Kubiak. 1998b. The movement of a <sup>14</sup>C-labeled herbicide and bromide in large zero-tension outdoor lysimeter and the undisturbed field. In *The Lysimeter Concept. Environmental Behavior of Pesticides*, edited by F. Führ, J.R. Plimmer, R.J. Hance, J.O. Nelson. ACS Symposium Series No.699.

## DANKSAGUNG

Die Arbeit wurde an der Staatlichen Lehr- und Forschungsanstalt (SLFA) in Neustadt/Weinstr., Fachbereich Ökologie, durchgeführt.  
Prof. Dr. Kurt Roth (Uni Heidelberg, Umweltphysik), Dr. habil. R. Kubiak und Dr. G. Fent (beide SLFA Neustadt) schulde ich für ihre Anregungen und Hilfe großen Dank. Dem IVA sei für die finanzielle Unterstützung des Projektes gedankt.

**Festvortrag**  
**von Herrn Minister Wolfgang Jüttner**  
**Niedersächsischer Minister für Umwelt**

## **Bodenschutz im Spannungsfeld zwischen Vor- und Nachsorge**

### **Einleitung**

Der Boden ist - trotz seiner mechanischen Stabilität und seiner großen Masse - ein verletzbares Teilsystem unserer Umwelt. Auf physikalische und stoffliche Belastungen reagiert er sehr sensibel. Boden ist Lebensraum für Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen. Er hat eine Filterfunktion für das Grundwasser. Und er ist eine Regelgröße im Stoffhaushalt. Boden stellt aber zugleich auch einen Produktionsfaktor für Nahrungsmittel und nachwachsende Rohstoffe dar. Er ist zudem ein unersetzbares Kulturgut. An jeden Quadratmeter werden die vielfältigsten Nutzungsansprüche gestellt – als Siedlungsraum, als Verkehrsträger, als landwirtschaftliche Nutzfläche, als Rohstofflagerstätte u.a.m.. Diese Ansprüche – und da erzähle ich kein Geheimnis - sind nicht immer mit seinen natürlichen Funktionen in Einklang zu bringen. Wegen seiner vielfältigen Funktionen und vor allem wegen seiner Unvermehrbarkeit muß der Boden genau wie Luft und Wasser mit höchster Priorität geschützt werden. Das ist nicht nur ein wichtiges umweltpolitisches Ziel, es ist nicht zuletzt auch ein volkswirtschaftliches Anliegen.

Für Sie, die Sie ausgewiesene Fachleute auf diesem Gebiet sind, ist diese Botschaft natürlich keineswegs neu. Es war ja insbesondere die Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, die sich in der Vergangenheit immer wieder für eine eigenständige und am Prinzip der Vorsorge ausgerichtete gesetzliche Regelung des Bodenschutzes engagiert hat.

### **Die Entwicklung der Bodenschutzpolitik und des Bodenschutzrechts**

Nach fast 30jähriger intensiver Diskussion – angefangen mit einer Initiative der sozial-liberalen Koalition im Jahre 1971 bis zum Inkrafttreten im März 1999 – haben wir jetzt ein Bundesgesetz zum Schutz des Bodens. Seine Ziele sind die Sicherung der Bodenfunktionen und die Sanierung vorhandener schädlicher Bodenveränderungen und Altlasten. Auf Landesebene hat der Landtag das Niedersächsische Bodenschutzgesetz verabschiedet, das zeitgleich in Kraft getreten ist (Tab. 1).

<b>Entwicklung des Bodenschutzrechts</b>		
<b>Konzepte, Maßnahmen und Beschlüsse</b>		<b>Termine</b>
1.	Bodenschutz wird als eigenständige Materie und Ziel des politischen Handelns definiert (BT-Drs. VI/2710, sozial-liberale Koalition)	1971
2.	Tatsächlich erfolgt jedoch die Integration in andere Gesetze; u.a. ins erste AbfG, ins BImSchG (1974), ins BWaldG; BNatSchG (1976); ins DMG (1977) und ins ChemG (1980)	1974 bis 1980
3.	Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung, (BT-Drs. 10/2977)	06.02.85
4.	Landesbodenschutzgesetz in Baden-Württemberg	24.06.91
5.	Einrichtung verschiedener Bund-Länder-Gremien im Bereich des Bodenschutzes, u.a. Altlastenausschusses der LAGA und Gründung der LABO	1991 bis 1992
6.	Erster Vor-Entwurf des BbodSchG und Entwurf für die Länderanhörung am 15.11.1993	16.12.92 22.09.93
7.	Einbringung des BBodSchG in den BR als Drs. 702/96, Beschluß vom 29.11. 96, Einsetzung eines VA und Verabschiedung im BR	25.09.96 bis 06.02.98
8.	Einbringung der Bodenschutzverordnung in den BR nach der Länder- und Verbandsanhörung am 20./21.08.1998, Zustimmung des BR und Verkündung der BbodSchV im Bundesgesetzblatt	09.09.98 bis 30.04.99 16.07.99

Tab. 1

Damit haben wir die rechtliche Seite auf den Weg gebracht, jetzt kommt es darauf an, den Bodenschutz auch materiell zu vollziehen. Warum haben wir uns bisher so schwer damit getan? Ich möchte im Folgenden versuchen, hierzu einige Argumente zusammenzutragen.

Gerade von Seiten der Wissenschaft höre ich immer wieder den Einwand, die wissenschaftlichen Erkenntnisse lägen doch seit langem vor, die Politik müsse sie nur noch umsetzen. Grundlage eines effektiven Bodenschutzes sind sicherlich verlässliche Datengrundlagen. Die Interpretation dieser Daten ist allerdings immer ein politischer Vorgang. Ehe nun also ein tragfähiger Kompromiß im Bereich des Bodenschutzes erzielt werden konnte, mußten viele z.T. einander widersprechende wissenschaftliche Aussagen ausgewertet werden und mit anderen Interessensbereichen abgeglichen werden.

Umweltpolitik ist als gesellschaftliche Aufgabe nie nur ökologisch-naturwissenschaftlich begründbar. Auch die Bodenschutzpolitik ist ein Politikfeld wie jedes andere auch. Und in der Politik kommt es immer darauf an, das fachlich Notwendige in die Kunst des Möglichen umzusetzen.

Politikergebnisse lassen sich als gefundene Kompromisse interpretieren, bei denen im günstigsten Falle am Ende alle Akteure als Gewinner dastehen (win-win-Lösungen). Und das Finden dieser Kompromisse ist manchmal eine Zeitfrage. Einige Überlegungen, warum es anscheinend besonders schwierig ist, die Materie "Boden" gesetzlich zu regeln:

- Boden ist - anders als Luft und Wasser – kein öffentliches Eigentum, keine "Allmende". Boden ist im privaten Besitz. Das heißt, bei dem, was wir anstreben, müssen wir die Besitzer möglichst von der Sinnhaftigkeit unserer Bemühungen überzeugen.

Dies gilt insbesondere für die landwirtschaftliche Bodennutzung, die ja – wie wir alle wissen – heute unter extrem schwierigen Rahmenbedingungen stattfindet. Die Produktivität der Land- und Forstwirtschaft orientierte sich bis ins 19. Jahrhundert hinein nahezu ausschließlich an der natürlichen Leistungsfähigkeit des zu bewirtschaftenden Bodens. Der Land- und der Forstwirt war angewiesen auf den sorgsamen - heute würde man sagen "nachhaltigen" - Umgang mit dem Gut Boden.

Diese Situation hat sich spätestens Mitte des 19. Jahrhunderts deutlich verändert. Wir erleben eine drastische Entkoppelung von Bodenertrag und natürlicher Leistungsfähigkeit des Bodens. Begründen läßt sich dies mit der zunehmenden Verwendung von Handelsdünger, dem Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, der Mechanisierung in der Landwirtschaft, dem damit einhergehenden Ersatz menschlicher Arbeitskraft durch Maschinen und der darin sich auswirkenden Kapitalintensität in der Landwirtschaft. Hier hat sich eine massive Veränderung vollzogen, die sich heute ausdrückt in einer hochgradig intensiven Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Flächen.

"Steigerung der Produktion" - diese Maxime des Industriezeitalters ist auch eine Maxime in der Landwirtschaft geworden: die Landwirtschaftsförderungspolitik ist dementsprechend ertragsorientiert ausgerichtet. D.h. wir finden eine landwirtschaftliche Produktionsweise vor, die ökologische Anforderungen in vielerlei Hinsicht nicht gerecht wird. Die Landwirte sind derzeit gezwungen hohe Erträge zu erwirtschaften, um so ihre Einkommenssituation möglichst günstig zu gestalten. Diese auch für den Bodenschutz ungünstigen Rahmenbedingungen ändern sich auch zu meinem Bedauern nur sehr langsam.

- Es gibt aber auch psychologische Gründe, die etwas mit der allgemeinen Wahrnehmung des Bodens zu tun haben: Boden wird nur mittelbar wahrgenommen. Wasser wird getrunken, Luft wird eingeatmet – die Verschlechterung ihres Zustandes ist für die Menschen unmittelbar sinnlich erfahrbar. Die Ertragsfunktion des Bodens für gesunde Lebensmittel wird durch die weitgehende Entkoppelung von Konsum und Produktion dagegen nicht verinnerlicht. Und Boden

wird mit Füßen getreten - zumindest im zwischenmenschlichen Umgang ist dies in der Regel Ausdruck der Geringschätzung.

- In Anlehnung an den Verhaltensforscher Konrad Lorenz (Graugänse) muß man auch feststellen - dem Boden fehlt jeder Anflug eines "Kindchen-Schemas" – andere nennen es den "Bambi-Effekt, der Beschützer- und Pflegeinstinkte auslösen könnte. Der Boden ist eben nicht besonders niedrig. Wie soll man zu einem solchen Medium ein pflegerisches und nachhaltig bewahrendes Verhältnis aufbauen können? Demgemäß fehlt dem Boden heute auch die entsprechende Lobby - mal ganz abgesehen von diesem Teilnehmerkreis und einigen anderen "Gesinnungstätern".

Das sind nur einige wenige Gründe dafür, warum der Bodenschutz ein so sperriges und schwieriges Thema ist. Lange Zeit wurde Bodenschutz nicht als eigenständiges Politikfeld wahrgenommen, vielleicht auch aus den vorgenannten Gründen nicht. Die Folge ist, dass in der Bodenschutz-Politik der vergangenen Jahrzehnte der Bodenschutz nicht spezialrechtlich geregelt, sondern zunächst in andere Gesetze integriert wurde. Ich denke hierbei etwa an das Abfallgesetz von 1972, das Immissionsschutzgesetz von 1974 und das Naturschutzgesetz von 1976 und nicht zuletzt an das Chemikaliengesetz von 1980.

Diese Vielzahl von Regelungen in anderen Rechtsbereichen hat sich schließlich auch bei der Schaffung einer "lex specialis Bodenschutz" als äußerst hinderlich erwiesen. Sie hat schließlich im Bundes-Bodenschutzgesetz hinsichtlich des Anwendungsbereichs auch eine mehr als widersprüchliche Hilfskonstruktion hervorgebracht. Demnach gilt, dass das Gesetz "Anwendung auf schädliche Bodenveränderungen und Altlasten findet, soweit diverse andere Rechtsvorschriften Einwirkungen auf den Boden nicht regeln." Ich möchte an dieser Stelle die Problematik insofern nur andeuten, als ich Ihnen ins Gedächtnis rufen möchte, dass es insgesamt elf "diverse andere Rechtsvorschriften" gibt, die den Geltungsbereich des Bundesbodenschutzgesetzes einschränken.

Ich wünsche mir für den Bodenschutz im 3. Jahrtausend, dass die Vorgaben des Bodenschutzes auch in den Vollzug dieser elf Rechtsvorschriften Eingang finden und allgemein akzeptiert werden. Mit Inkrafttreten der Bundes-Bodenschutzverordnung im Juli 1999 ist das Netzwerk des Bodenschutz-rechts geknüpft. Zukünftig wird es darauf ankommen, die Maschenweite enger zu stricken.

Das bedeutet zunächst, dass für den Vollzug des Bodenschutzes technische Normen und passende Vollzugshilfen entwickelt werden müssen. Es wird also für den Bodenschutz im 3. Jahrtausend darauf ankommen, die Finanzierung der nationalen und internationalen Normung in diesem Bereich auf eine verlässliche finanzielle Basis zu stellen. Hierbei sind Bund und Länder, aber auch andere Kräfte dieser Gesellschaft gleichermaßen in der Pflicht.



Weiterhin müssen fachliche Bewertungsgrundlagen über den Bodenzustand, die stofflichen und physikalischen Bodenbelastungen und die Entwicklung der Böden bei unterschiedlichen Bodennutzungen bereit gestellt werden. In Niedersachsen haben wir hierzu u.a. die Entwicklung des Bodeninformationssystems NIBIS durch das Niedersächsische Landesamt für Bodenforschung veranlaßt. Dringend benötigt wird im 3. Jahrtausend aber auch die Entwicklung geeigneter Standards zur Bewertung des Bodens als Lebensraum. Hierzu sind wir, um die politische Debatte sachgerecht führen zu können, auf Erkenntnisse der Fachwissenschaft angewiesen.

Das Bibelwort "Machet Euch die Erde untertan! (1. Mose 1, 28)" gibt immer wieder Anlaß zu Debatten. Diese Aussage hat ohne Zweifel auch hohe Aktualität für den Bodenschutz. Allerdings drängt sich mir der Eindruck auf, dass diese biblische Vorgabe auch heute noch sehr einseitig und nur im Sinne des Unterwerfens und Ausbeutens interpretiert wird - unter Vernachlässigung des pflegerischen Aspekts, der sicherlich auch in dem Wort steckt. Wer so mit Böden umgeht, der fördert geradezu das Entstehen von Altlasten und schädlichen Bodenveränderungen - und das gilt nicht nur für Deutschland (Tab. 2)!

<b>Bodenschutzaspekte in der Europäischen Union</b>	
Kontaminierte Standorte Westeuropa (EUA)	300.000 Stck
Bodenerosion durch Wasser (insb. Mittelmeerraum)	115 Mio. ha
Bodenerosion durch Wind (insb. Osteuropa)	42 Mio. ha
Kosten für Flächenverluste u. Wiederherstellung /Jahr	430 Mio. ECU
Flächenverbrauch für Siedlung und Verkehr / Tag	120 ha
Großflächige Schadstoffeinträge (z.B. Cadmium)	* 5-10 zu hoch
Bodenversauerung durch luftgetragene Schadstoffe aus verschiedenen Quellen (N-Min-Prog.)	* 2-5 zu hoch
Nutzungsintensität und Entsorgungsansprüche	zu hoch

Tab. 2

1. Die Europäische Umweltagentur schätzt die Zahl der kontaminierten Standorte für Westeuropa auf etwa 300.000. Allein für Deutschland geht sie von 70.000 Verdachtsflächen in den Neuen Ländern aus (Stand 1994), in den Alten Ländern sogar von 190.000 (Stand 1997).
2. Durch Bodenerosion sind in Europa rund 157 Millionen Hektar betroffen (115 Millionen Hektar durch Wasser, insbesondere im Mittelmeerraum, und 42 Millionen Hektar durch Wind, vor allem in Osteuropa). Die Kosten der Flächenverluste werden mit umgerechnet rund 560 Millionen Mark pro Jahr beziffert, die Wiederherstellungskosten liegen bei rund 300 Millionen Mark pro Jahr.
3. Der Flächenverbrauch für Siedlungszwecke ist weiterhin ungebrochen (ca. 120 Hektar pro Tag oder täglich 100 Fußballplätze allein Deutschland).
4. Schadstoffeinträge – hier besonders Cadmium - sind, gemessen am Maßstab der Nachhaltigkeit, zumindest auf einigen Flächen weiterhin fünf bis zehn Mal zu hoch.
5. Die Bodenversauerung durch luftgetragene Schadstoffe (u.a. auch durch Stickstoffeinträge) ist um den Faktor 2 -5 zu hoch.
6. Die wirtschaftliche Nutzung ist unter Nachhaltigkeitsgesichtspunkten nach wie vor zu intensiv, dies gilt nicht zuletzt auch für einige landwirtschaftliche Problembereiche. Erfüllt hier die "gute fachliche Praxis der Landbewirtschaftung", wie sie als Kriterium auch im Bundes-Bodenschutzgesetz verankert ist, wirklich den Anspruch der Vorsorge?
7. Aber auch der Entsorgungsanspruch der modernen Kreislaufwirtschaft an unsere Böden muß unter dem Aspekt der Leistungsfähigkeit dieser Böden und mit Blick auf deren nachhaltige Nutzbarkeit durch die nachfolgenden Generationen wohl neu überdacht und definiert werden.

Es ist naheliegend, dass das Bodenschutzrecht bei dieser prekären Ausgangslage zunächst auf die Nachsorge ausgerichtet worden ist. Ein Bundes-Bodenschutzgesetz mit einer Ausrichtung auf Vorsorge **und** Nachhaltigkeit hätte wenig Chancen gehabt. Der vorsorgende Bodenschutz braucht das "Vehikel" der Nachsorge, um sich überhaupt im Denken und Handeln etablieren zu können - vor allem dann, wenn neben den natürlichen Funktionen des Bodens auch diverse Nutzungsfunktionen unter Schutz gestellt werden müssen (s. § 2 *BbodSchG*). Und das ergibt ja durchaus Sinn in einem Land wie Deutschland, in dem jeder Quadratmeter Boden mit drei bis vier Nutzungsansprüchen belegt ist und dessen Volkswirtschaft auf industrielle Produktion, Kommunikation, Mobilität und Export ausgerichtet ist. Was wir im 3. Jahrtausend dennoch brauchen, ist ein deutliches "Mehr" an Vorsorge.

Der nachsorgende Bodenschutz kann vor allem dann für eine bessere Vorsorge genutzt werden, wenn es gelingt, altlastenverdächtige Flächen schnell und zuverlässig zu sanieren. Dann kann durch Flächenrecycling der Zugriff auf die grüne Wiese und - damit der Verbrauch von multifunktional nutzbaren Böden - zumindest beschränkt werden. Ein Gewerbegebiet auf der grünen Wiese muß nicht sein, wenn es genügend Industriebrachen gibt.

### **Die Prinzipien der Nachhaltigkeit im Bodenschutz**

Anfang letzten Jahres hat das Umweltbundesamt ein in Fachkreisen viel beachtetes Gutachten zur "Nachhaltigen Wasserwirtschaft in Deutschland" vorgestellt. Derzeit arbeiten die Gutachter im Auftrag des UBA an einer vergleichbaren Studie zur Problematik des Bodenschutzes. Ich möchte im folgenden versuchen, die zur Wasserwirtschaft aufgestellten Prinzipien der Nachhaltigkeit auf die Erfordernisse des Bodenschutzes zu übertragen. Vorweg möchte ich gerne noch auf eines hinweisen:

Bodenschutz - und auch das sollte bei allen Diskussionen um seine zukünftige Entwicklung nicht vergessen werden - ist extrem teuer. Es ist schon paradox: Obwohl in unserer Gesellschaft viel Geld für Grund und Boden bezahlt wird, auf dem man steht oder baut, soll der Bodenschutz selbst nach Möglichkeit nichts kosten. Das ist mit Sicherheit unrealistisch. Wir werden dieses Denken "aufknacken" müssen, um so nach und nach auch eine Akzeptanz für den vorsorgenden Bodenschutz und die damit entstehenden Kosten zu erreichen. Dieses Argument gilt aber auch für das Vermeiden schädlicher Bodenveränderungen - denn das bedeutet in aller Regel Verzicht auf bestimmte Nutzungen, oder auch Ausnutzungen. Letztlich gilt es auch für das Beheben und Sanieren schädlicher Bodenveränderungen. In der Regel stößt man jedoch schnell an die Grenzen der Sanierbarkeit. Und der Erfolg einer Sanierung besteht - trotz der hohen Kosten - nur ganz selten darin, daß der unbelastete Ausgangszustand zurückgewonnen werden kann.

Nun zu den Prinzipien der Nachhaltigkeit in der Wasserwirtschaft, die ich auf das Politikfeld Bodenschutz anwenden möchte (Tab. 3):

<b>Prinzipien eines nachhaltigen Bodenschutzes im 3. Jahrtausend</b>		
Nr.	Prinzip	Anforderungen
1.	<b>Vorsorgeprinzip</b> (z.T. umgesetzt durch BbodSchG und BbodSchV)	Ausschluß unbekannter Risikopotentiale, Eintrag $\leq$ Austrag, vorrangiger Schutz der natürlichen Bodenfunktionen
2.	<b>Verursacherprinzip</b> (z.T. umgesetzt durch BbodSchG)	Die Kosten der Belastung von Böden u.a. durch Verschmutzung, Zerstörung der Bodenstruktur, Flächenverbrauch sind dem Verursacher anzulasten.
3.	<b>Quellenreduktionsprinzip</b> (z.T. bereits in Arbeit, neue Werte für die TA-Luft)	Der Eintrag von Schadstoffen in die Böden ist vorrangig am Ort des Entstehens von Emissionen zu begrenzen. Die Verdünnung durch flächenhafte Aufbringung ist zu unterbinden.
4.	<b>Reversibilitätsprinzip</b> (auf der Grundlage des KrW-/AbfG anzustreben)	Einwirkungen auf Böden müssen modifizierbar und hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf Böden nach Möglichkeit rückholbar sein.
5.	<b>Integrationsprinzip</b> (allenfalls in Ansätzen realisiert)	Bodenschutz ist als Einheit mit anderen medial ausgerichteten Schutzbedürfnissen weiterzuentwickeln.
6.	<b>Ressourcenminimierungsprinzip</b> (deutliche Defizite)	Externe Nutzungsansprüche sind hinsichtlich ihrer Zulässigkeit auch am Erhalt der Ressource Boden zu messen.
7.	<b>Kooperationsprinzip</b> (deutliche Defizite)	Die Belange des Bodenschutzes sind auf allen Entscheidungs- und Planungsebenen kooperativ zu integrieren.
8.	<b>Intergenerationsprinzip</b> (allenfalls in Ansätzen realisiert)	Der zeitliche Bewertungshorizont für alle bodenrelevanten Entscheidungen ist deutlich auszuweiten (> 200 Jahre)
9.	<b>Regionalitätsprinzip</b> (im Bereich der Bodenschutzplanung anzustreben)	Bei der Umsetzung des Bodenschutzes sind auch die regionalen Besonderheiten und Empfindlichkeiten zu beachten.

Tab. 3

Dem VORSORGEPRINZIP und dem VERURSACHERPRINZIP wird nach meiner Auffassung durch das Bodenschutzrecht - zumindest im konzeptionellen Ansatz - schon weitgehend entsprochen. Das QUELLENREDUKTIONSPRINZIP ist dagegen nicht zu verwirklichen ohne Hinzuziehung des Immissionsschutzrechtes, aber auch des Abfallrechts. Beim QUELLENREDUKTIONSPRINZIP und auch beim REVERSIBILITÄTSPRINZIP gibt es zudem ganz offensichtliche Konflikte zu einer falsch interpretierten Kreislaufwirtschaft - insbesondere dann,

wenn das Verwerten um jeden Preis zur Handlungsmaxime erklärt wird. Natürlich ist es sinnvoll, im Rahmen der Kreislaufwirtschaft Abfälle vermehrt in den Stoffkreislauf zurückzuführen und als Sekundär-Rohstoffe zu verwerten. Das ergibt sich allein schon aus dem Gebot, Ressourcen zu schonen und sparsam mit Deponieraum umzugehen.

Bei genauerem Hinsehen zeigt sich aber häufig, dass dabei nicht immer die Anforderungen erfüllt werden, die wir aus der Sicht eines vorsorgenden Bodenschutzes an die stoffliche Verwertung von Abfällen stellen müssen. In einigen Fällen habe ich sogar den Eindruck, dass das Verwertungsgebot dazu benutzt werden soll, sich schadstoffhaltiger Abfälle möglichst billig zu entledigen – und zwar durch gezielte Verdünnung und weiträumige Verteilung. Dies kann aber nicht im Sinne eines nachhaltigen Bodenschutzes sein, und übrigens auch nicht im Sinne einer nachhaltigen Abfallwirtschaft. In einer ökologischen Kreislaufwirtschaft muß es zwar Schadstoffsinken geben, solange die Produkte, die uns umgeben, mit Schadstoffen belastet sind. Der Boden ist als Senke mit Blick auf das REVERSIBILITÄTSPRINZIP jedoch denkbar ungeeignet, weil Schadstoffe – auch in feiner Verteilung - nun einmal nicht rückholbar sind.

Bei allen bekannten Kreislaufprozessen handelt es sich um offene Systeme, die bei zusätzlichen (externen) Schadstoffeinträgen dazu neigen, sich hinsichtlich ihres Schadstoffgehaltes aufzuschaukeln. Deshalb steht die Abfallwirtschaft in der Verantwortung, einen Beitrag zur Entfrachtung dieser Kreisläufe zu leisten. Am besten ist das mit der Nierenfunktion zu umschreiben.

Auch im Abfallrecht gilt das Vorsorgeprinzips. Und deshalb wird es weiterhin notwendig sein, Schadstoffe zu konzentrieren und zu zerstören oder – wenn das nicht möglich ist – möglichst sicher zu deponieren. Und selbstverständlich kommt es bei jeder Abfallverwertung in und auf Böden darauf an, heute nicht die Altlasten von morgen zu produzieren. Deshalb müssen wir das Aufnahmevermögen der Böden als endliche Ressource begreifen und auch beachten (RESSOURCEN-MINIMIERUNGSPRINZIP). Die Definition von tolerierbaren Frachten und die Festlegung von Schadstoffparametern reichen allein nicht aus, um den Schutzanspruch der Böden zu erfüllen.

Es wird zunehmend darauf ankommen, die Obergrenzen der Aufnahmefähigkeit der Böden als Maßstab für die Verwertung zu definieren und im Rahmen eines integralen "Stoffstrom-Managements" bei allen Verwertungskonzepten zu beachten. Im Niedersächsischen Landesamt für Ökologie ist deshalb eigens ein Dezernat mit dieser zukunftsweisenden Aufgabe betraut worden. Bei der Entwicklung solcher Stoffstrom-Management-Systeme wird es auch darum gehen, dem INTEGRATIONSPRINZIP gerecht zu werden. Das heißt: Der Bodenschutz muß unter Berücksichtigung anderer Schutzbedürfnisse und der Ansprüche der Volkswirtschaft weiterentwickelt werden.

Zur Realisierung des KOOPERATIONSPRINZIPS müssen Belange des Bodenschutzes künftig auf allen Entscheidungs- und Planungsebenen viel stärker integriert werden. Dies setzt allerdings auch eine hohe Kooperationsbereitschaft der Bodenschützer selbst voraus – und die ist sicher noch entwicklungsfähig.

Stoffeinträge in den Boden sind in der Regel nicht rückholbar. Um so mehr muß Bodenschutz im 3. Jahrtausend am Prinzip der Nachhaltigkeit ausgerichtet werden. Im Sinne des INTERGENERATIONSPRINZIPS stehen wir hier in der Verantwortung für zukünftige Generationen. Und da kann die Kostenfrage allein nicht die Grenzen ziehen.

Zum Abschluß meiner Ausführungen über die Prinzipien der Nachhaltigkeit noch einige Worte zur Umsetzung des REGIONALITÄTSPRINZIPS. Ich will Ihnen dafür ein konkretes niedersächsisches Beispiel nennen: Niedersachsen ist im Harzraum auf die Umsetzung des Regionalitätsprinzips unmittelbar angewiesen. Mit dem Beginn des Bergbaus vor über 1000 Jahren und der Verhüttung der gewonnenen Erze begann auch die Schwermetall-Problematik, durch die bis heute die Bodennutzung im Harz und im Harzvorland beeinträchtigt wird. Durch die Flüsse Oker und Innerste wurden Blei und Cadmium bis weit ins Harzvorland hinausgetragen.

Erst mit modernen chemischen Analysemethoden konnten etwa die Zusammenhänge zwischen den Auswaschungen und den Wachstumsstörungen von Kulturpflanzen im Harzvorland zweifelsfrei nachgewiesen werden. Diese Problematik war für die damaligen Verursacher also nicht ohne weiteres vorhersehbar.

Die jetzigen Eigentümer oder Flächennutzer sind nicht Verursacher der Belastungen. Vor allem die Landwirtschaft hat sich hier mit deren Spätfolgen auseinanderzusetzen, ohne selbst wesentlich zu diesen speziellen Umweltschäden beigetragen zu haben. Bei allen Planungsvorhaben und bei jedem Umgang mit Bodenmaterial führen die fachlichen Vorgaben insbesondere des Bodenschutzrechts, aber auch des Abfallrechts zu Problemen.

Niedersachsen war deshalb stets darum bemüht, für solche Regionen sachgerechte Öffnungsklauseln im Bodenschutzrecht zu verankern. Dies bedeutet nicht, dass wir dessen wissenschaftlich abgeleiteten Maßstäbe außer Kraft setzen wollen, - aber wir wollen auch nicht gezwungen sein, diese begründeten Maßstäbe zu verbiegen, um solchen regionalen Besonderheiten Rechnung tragen zu können. Im Landesrecht haben wir daher von den Möglichkeiten Gebrauch gemacht, die das Bundesgesetz den Ländern gibt, und die Grundlagen geschaffen, großflächig belastete Regionen als Bodenplanungsgebiete auszuweisen. So können wir den flächenhaft auftretenden schädlichen Bodenveränderungen mit einem gebietsbezogenen Handlungskonzept begegnen.

### Zur Zukunft des Bodenschutzes

Wir stehen erst am Anfang eines langwierigen Prozesses hin zu einem vorsorgenden, nachhaltigen Bodenschutz. Es gibt aber eine ganze Reihe von Indizien dafür, dass das Bundes-Bodenschutzgesetz - obwohl mit der Zielrichtung "Altlastensanierung" und "nachsorgender Bodenschutz" konzipiert - an der Entwicklung eines vorsorgenden "Bodenbewußtseins" einen maßgeblichen Anteil haben wird.

Lassen Sie mich das an einem Beispiel erläutern, das mit der Verminderung der Schadstoffeinträge in die Umwelt zu tun hat. Hier haben die neuen bundesrechtlichen Vorgaben der Diskussion schon jetzt neue Impulse gegeben. So kommen etwa LAI und LABO in einem gemeinsamen Bericht zu Fragen der "Ableitung niederschlagsbezogener Werte zum Schutze des Bodens" zu folgenden Ergebnissen (Tab. 4):

**Tab. 4:** Vorschläge für niederschlagsbezogene Werte zum Schutz des Bodens auf der Grundlage rechnerischer Ableitungen von den Prüf- und Maßnahmenwerten der Bodenschutzverordnung (1) (Angaben in  $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  nach LAI, 1998)

Element	Kinderspiel- flächen	Ackerböden	Grünland	TA-Luft	Empfehlung
Arsen	4	1.170	60	-	<b>4</b>
Blei	40	185	1.500	250	<b>100</b>
Cadmium	3	2,5	25	5	<b>2</b>
Chrom	16	-	-	-	-
Kupfer	-	-	230	-	-
Nickel	11	-	3.200	-	<b>15</b>
Quecksilber	4	30	3	0,5*	<b>0,5</b>
Thallium	2	7	25	10	<b>2</b>

1) Die Empfehlung basiert auf der Annahme eines Anreicherungszeitraums von 200 Jahren.

\* Orientierungswert für Sonderfallprüfungen nach 2.2.1.3. TA-Luft (LAI UA Wirkungsfragen)

1. Die gefahrenbezogenen Maßstäbe des Immissionsschutzes sollen insbesondere darauf abzielen, dass kein Prüfwert des Bodenschutzes erreicht oder überschritten wird.
2. Um dies zu erreichen, werden neue Werte für Arsen und Nickel und um den Faktor 0,4 schärfere Werten für Blei und Cadmium zur Aufnahme in die TA-Luft vorgeschlagen. Der Wert für Thallium wird um 80% abgesenkt.
3. Die Empfehlungen basieren auf Rechenergebnissen auf der Grundlage der Prüf- und Maßnahmenwerte des Bodenschutzes und berücksichtigen bereits Anreicherungszeiträume von 200 Jahren. Die TA-Luft ging bisher von Anreicherungszeiträumen von 100 Jahren aus.

Bei konsequenter Umsetzung dieser Anforderungen könnte der Eintrag in Böden halbiert werden. Sicherlich ist dies noch keine Umsetzung der Maxime des vorsorgenden Bodenschutzes "Eintrag = Austrag". Aber es ist ein Schritt in die richtige Richtung - und der wäre ohne das Bundes-Bodenschutzgesetz nicht zu haben gewesen.

Ich möchte im Rahmen meines Vortrages noch darauf hinweisen, dass es im Bodenschutzrecht noch ganz erhebliche Lücken gibt, die zügig gefüllt werden müssen. Diese Lücken sind insbesondere in folgenden Bereichen zu sehen:

- im Bereich der Normung und der Regelwerke, hier z.B. im Bereich der Sickerwasserprognose;
- im Bereich der Bodenwerte, wo für viele altlastenrelevanten Schadstoffe noch Vorgaben fehlen;
- in der Organisation des Vollzugs, und hier vor allem in der Abgrenzung der Zuständigkeiten zwischen den verschiedenen Rechtsbereichen;
- in der Vermittlung der entsprechenden Sachkunde auf allen Vollzugsebenen und
- in der zügigen Anerkennung von Sachverständigen.

Ich möchte aber nicht mit der Aufzählung der kommenden Aufgaben enden, sondern ich möchte am Schluß auf die positiven Aspekte des Bodenschutzgesetzes hinweisen:

Wir haben durch das Bodenschutzgesetz eine Aufgabenbündelung im Vollzug erreicht; die Maßstäbe werden vereinheitlicht, die vielen Listen in einem Werk zusammengefaßt. Die Folge davon ist, dass Rechtssicherheit geschaffen wird und somit auch Chancengleichheit für die und in der Wirtschaft gegeben ist. Darüber hinaus haben wir mit dem neuen Bodenschutzrecht neue Perspektiven für die Planung eröffnet, insbesondere dadurch, dass der Bodenschutz zu einem gleichwertigen Partner im Recht geworden ist. Dies gilt vor allem hinsichtlich der zu erwartenden stärkeren Berücksichtigung in der regionalen Raumordnung. Darüber hinaus ist aber auch davon auszugehen, dass die fachlichen Vorgaben Auswirkungen auf die Entwicklung von Leitzielen für die Bauleitplanung haben.

Ich denke, dass wir, wie eben dargestellt, noch einiges an Herausforderungen im Bodenschutz bewältigen müssen, denke aber gleichzeitig, dass wir mit dem Bodenschutzgesetz hierfür eine gute Grundlage geschaffen haben.



## Modellierung der Bewirtschaftungseinflüsse auf den Oberflächenabfluss in kleinen Einzugsgebieten

von

K. Auerswald<sup>1</sup>, R. Schröder<sup>2</sup>

In Niederschlag/Abfluss-Modellen wird die Infiltration i.d.R. als Funktion der fortschreitenden Infiltrationsfront im Boden beschrieben. Dies gilt beispielsweise für die häufig verwendeten Infiltrationsansätze von Green & Ampt bzw. Philip. Der Zustand der Schnittstelle Bodenoberfläche beeinflusst diese Modelle nicht. Dies steht im Widerspruch zu vielen Beregnungsexperimenten, die einen starken Einfluss der Bodenbedeckung nachweisen. Eine erosionsmindernde Anbauform mit weitgehender Bedeckung, die die Verschlammung vermindert, wird daher von solchen N/A-Modellen nicht richtig abgebildet.

Das Infiltrationsmodell von Horton beschreibt dagegen die potentielle Infiltration zum Zeitpunkt t als Zerfallsfunktion, was als zunehmende Verschlammung durch die kinetische Energie des Regens beschrieben werden kann. Für eine bedeckte Oberfläche gilt dann:

$$i_{\text{pot}}(t) = (i_0 - i_{\infty}) \times e^{-C_B \times E_{\text{kin,eff}}(t)} + i_{\infty}$$

$i_0, i_{\infty}$  = Anfangs- und Endfiltrationsrate

$C_B$  = Verschlammungsneigung des Bodens

$E_{\text{kin,eff}}(t)$  = kumulierte, effektive (bedeckungsreduzierte) kinetische Energie

Diese Gleichung war in der Lage, die Variation der Infiltration bei Starkregen zu beschreiben, die durch unterschiedliche Regenmengen, Regenintensitäten und Bodenbedeckungen verursacht war. Die Anwendung der Gleichung für Abflussvorhersagen scheidet jedoch im allgemeinen daran, dass  $i_0$ ,  $i_{\infty}$  und  $C_B$  nicht bekannt sind. Daher wurde in 53 Beregnungen mit dem Regensimulator nach Kainz & Eicher ein weites Bodenspektrum abgedeckt und nach Pedotransferfunktionen für die Parameter gesucht. Die Infiltrationsgleichung ließ sich an alle gemessenen Infiltrationsraten gut anpassen (Abb. 1). Für die Abbildung der Bodenunterschiede war es hinreichend, zwischen zwei Bodengruppen zu unterscheiden (Tab. 1). Dies erleichtert die Anwendung des Modells, da an die Bestimmung der Bodeneigenschaften keine hohen Ansprüche gestellt werden.

Verschlammungs- anfälligkeit	Hoch (Ton: 15 -22 %; Schluff > 50 %)	Gering (Schluff < 50 %)	Einheit
Stichprobenumfang	19	34	
$i_{\infty}$	3 - 7	7 - 12	mm/h
$C_B$	0,01 - 0,02	0,005 - 0,01	h/kg
$i_0$	$1,54 * 10^5 * C_B - 1050$		mm/h

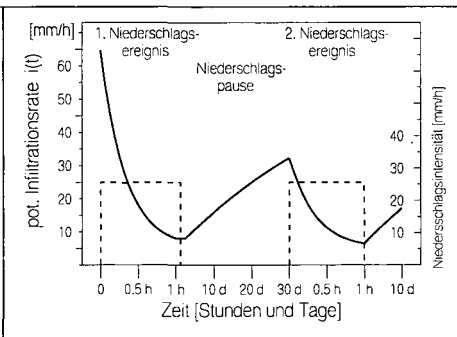
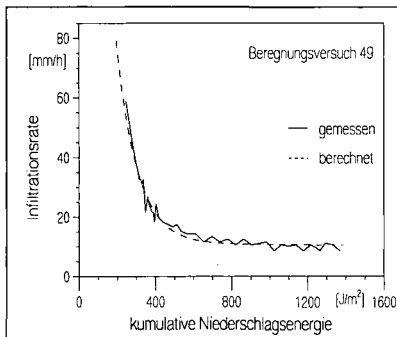
**Tab. 1.** Variationsbereich der Parameter des Verschlammungsmodells H-Kin innerhalb signifikant unterschiedlicher Bodengruppen bei 53 getesteten Böden

<sup>3</sup> Lehrstuhl für Grünlandlehre der TUM, D-85350 Freising

<sup>4</sup> Björnsen Beratende Ingenieure, Maria-Trost-Str. 2, D-56068 Koblenz

Um zu einer kontinuierlichen Simulation zu kommen (Abb. 2), wurde angenommen, dass die Endinfiltration eines Ereignisses der Anfangsinfiltration des Folgeereignisses entspricht, dass es aber während längerer Niederschlagspausen zu einer Regeneration der Anfangsinfiltration kommt (mit:  $f$  = bodenabhängiger Rückbildungsparameter), gemäß:

$$i_{\text{pot}}(t_{0,n}) = i_{\text{pot}}(t_{\text{end},n-1}) + (i_0 - i_{\text{pot}}(t_{\text{end},n-1})) \times e^{f \times (t_n - t_{n-1})}$$



**Abb. 1:** Anpassung des Modells H-Kin an einen Beregnungsversuch (Boden: 31 % Schluff, 15 % Ton)

**Abb. 2:** Idealisierter Verlauf der potenziellen Infiltration im Modell H-Kin über 10 Tage mit 2 1-h Regen (variable Skalierung der x-Achse!)

Bei der Anwendung dieses Modells auf die gemessenen Bedeckungen und Abflüsse von Dikau (1986) zeigte sich eine gute Übereinstimmung. Nur bei winterlichen Abflüssen unter Schwarzbrache unterschätzte das Modell den Abfluss, da hier neben dem verschlammungsgesteuerten Abfluss auch der Sättigungsabfluss zur Abflussbildung beitrug.

Bei der Anwendung des Modells auf die für 1993-1996 vorliegenden Niederschlags- und Bodenbedeckungsreihen auf dem Versuchsgut Scheyern zeigte sich, dass durch die dort praktizierte Mulchsaat der verschlammungsinduzierte Abfluss um ca. 30% gegenüber dem konventionellen Anbau vermindert wird. Eine erosionsmindernde Anbauweise vermindert daher auch den Oberflächenabfluss und verbessert die Wasseraufnahme des Bodens.

Eine ausführliche Fassung der Arbeit findet sich bei Schröder & Auerswald (2000). Die Erweiterung in ein flächenhaftes Rastermodell, mit dem auch die Abflusstranslation innerhalb der Einzugsgebiete abgebildet werden kann, und die Erweiterung um Abflüsse, die auf Bodenfrost oder zu geringe Tiefenversickerung zurückzuführen sind, ist bei Schröder (1998) dargestellt.

**Danksagung:** Die Messungen auf dem Versuchsgut Scheyern wurden im Rahmen des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München durchgeführt. Dies wurde durch das Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF 0339370) und das Bayerische Staatsministerium für Wissenschaft, Forschung und Kunst gefördert.

**Literatur:**

SCHRÖDER, R., 1998: Modellierung von Verschlämmung und Infiltration in landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten. Diss. Univ. Bonn, 175 S.  
 SCHRÖDER, R. und K. AUERSWALD, 2000: Modellierung des Jahresgangs der verschlammungsinduzierten Abflussbildung in kleinen, landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten. Z. Kulturtechnik Landentw. (eingereicht)

## Homogenität künstlich hergestellter Bodenproben – Vergleich bodenphysikalischer Kenngrößen mit CT-Analysen

Th. Baumgartl<sup>1</sup>, I. Onasch<sup>2</sup>, H. Rogasik<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstrasse 40, 24118 Kiel

<sup>2</sup> ZALF, Eberswalder Straße 84, 15374 Müncheberg

### Einführung

Für Untersuchungen an Bodenproben werden häufig homogenisierte Bodensäulen verwendet, da hierdurch Randbedingungen bodenchemischer oder bodenhydrologischer Natur definiert und kontrolliert werden können, die bei der Ergebnisinterpretation die Herstellung von Zusammenhängen erst zulassen. Bei der Betrachtung von Wasserfluß durch Bodensäulen ist bekanntermassen die Kontinuität und die Größe bzw. Porengrößenverteilung in einem betrachteten Bodenvolumen die variable Größe. Die Wassermenge, die durch ein Porensystem fließen kann, wird nach Hagen-Poiseuille entscheidend bestimmt durch den Durchmesser der Poren (Wasserfluß steigt mit der 4. Potenz des Radius). Die Frage nach der Verteilung des Wasserflusses in einem Porensystem und "präferentielle" Fließwege ist zudem essentiell bei der Beurteilung von Stoffaustrag, Austauschreaktionen und Diffusionsberechnungen, je nachdem ob ein Stoff bei gleichem Wasserfluß durch eine grobe Pore oder viele kleinere Poren oder abhängig von den tortuosen Eigenschaften in Kombination mit den Porengrößen durch das System fließt. Die räumlichen Auflösung des Porenraumes für Untersuchungen des Gesamtbodenausschnittes sind daher sehr wertvoll in der Beurteilung der Güte der Meßwerte.

### Ziel

Basierend auf diesen Überlegungen wurden Bodenproben künstlich geschüttet und hinsichtlich bodenphysikalischer Kennwerte untersucht. Anschliessend wurden diese Ergebnisse verglichen mit computertomographischen Analysen, d.h. einer nicht destruktiven Analyse auf anderer Skalenebenen.

### Material und Methoden

#### Bodenphysikalische Untersuchungen

Als Substrat für die Untersuchungen wurde Diaton gewählt (Korngrößenverteilung: Sande: 35; U: 41%; T: 56%; Proctordichte 1.67 g cm<sup>-3</sup>). Das Material wurde zunächst homogenisiert (Siebung <2mm). Anschließend wurde der Diaton mit Wasser besprüht und gerührt um künstliche Miniaggregate von ca. 2-3 mm Durchmesser zu erzeugen. Das Material wurde luftgetrocknet und anschließend wiederum befeuchtet. Um eine optimale Verdichtbarkeit zu gewährleisten, richtete sich der Befeuchtungswassergehalt nach dem Proctor-Wassergehalt des Diatonmaterials von 20 Gew.-%. Zur Befüllung der Stechzylinder wurde nahe dem Proctor-Wassergehalt sowohl ein Wassergehalt auf nassen dem als auch auf dem trockenen Ast der Proctor-Kurve gewählt, um unterschiedliche Verdichtungseffekte durch Aggregatzerstörung zu erzielen. Dies entsprach Wassergehalten von ca. 22 % bzw 18 %. In den folgenden erläuterten Versuchen werden diese mit D-I bzw. D-II bezeichnet. Fünf übereinandergestellte Plexiglaszylinder (Höhe 40 mm, Innen-Durchmesser: 54 mm) wurden in eine diese Zylinder umfassende Hülse gestellt. Die Befüllung wurde in 3 Stufen unterteilt, wobei nach

jedem Verdichtungsvorgang eine gleiche Lagerungsdichte herrschen sollte. Als durchschnittliche Gesamtlagerungsdichte wurde ein Wert von  $d_B=1.33 \text{ g/cm}^3$  bzw.  $1.22 \text{ g/cm}^3$  angestrebt. An den Bodenproben D-II wurde zusätzlich die Porengrößenverteilung in erster Linie der Grobporen auf keramischen Platten mit Hilfe von Unterdruck bestimmt. Als Entwässerungsstufen wurden hierzu -1, -2, -3 und -6kPa gewählt.

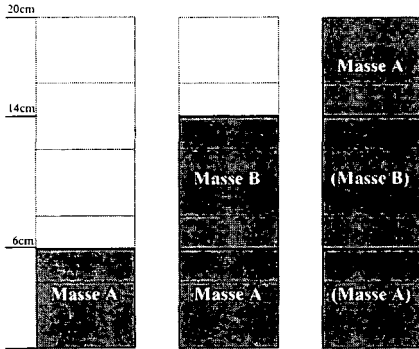
Verdichtungsschritt:

1

2

3

Zylinder-Nr.



### Computertomographische Untersuchungen

5 Die Bodenproben wurden im Röntgen-  
Computertomographen in liegender  
Position gescannt (Schichtdicke 2mm,  
4 Schichtabstand 2mm). Berechnet wurden  
hieraus die Hounsfield-Einheiten der  
3 Schichten sowie die Standard-  
abweichungen, die als Maß für die  
Dichtelagerung und die Homogenität der  
2 Bodenproben herangezogen werden  
können.

1

Abb. 1: Vorgehensweise der Befüllung

### Ergebnisse

#### Bestimmung von gesättigter Wasserleitfähigkeit und Lagerungsdichte des Gesamtbodens

Die Lagerungsdichte wurde bestimmt durch Trocknung des Gesamtbodens nach den Untersuchungen bei  $105 \text{ }^\circ\text{C}$ . Die Wasserleitfähigkeit errechnet sich aus drei aufeinanderfolgenden Messungen an einem Zylinder. Tab. 1 faßt die gemessenen und die daraus z.T. abgeleiteten Ergebnisse zusammen.

In der Analyse der Lagerungsdichte fällt auf, daß die Werte sehr variabel sind. Sie umspannen einen Bereich von  $1.28$  bis  $1.32 \text{ g/cm}^3$  in D-I und  $1.11$  bis  $1.33 \text{ g/cm}^3$  in D-II, obwohl die Bodenmenge und Füllhöhe so definiert waren, daß sich in etwa gleiche Lagerungsdichten ergeben sollten und obwohl die

Tab. 1: Bodenphysikalische Größen

D-I

$d_B[\text{g/cm}^3]$   $k_f[\text{cm/s}]$

D-II

$d_B[\text{g/cm}^3]$   $k_f[\text{cm/s}]$

1	1.303	2.56E-05	1.327	1.68E-05
3	1.300	6.10E-06	1.113	1.52E-04
5	1.315	3.00E-04	1.187	1.31E-05
2	1.280	3.57E-05	1.110	2.08E-05
4	1.315	2.40E-05	1.179	1.80E-05

gewählte Lagerungsdichte weit unter der Proctor-Dichte als maximal zu erzielende Dichte liegt.

Die gesättigte Wasserleitfähigkeit nimmt in einem Substrat mit abnehmender Porenziffer aufgrund der Verringerung des Fließquerschnittes ab. Diese Abnahme läßt sich häufig durch logarithmische Anpassungen beschreiben. Zwischen Wasserleitfähigkeit und Lagerungsdichte läßt sich kein Zusammenhang herstellen.

Wasserspannungs-/Wassergehaltsbeziehung und Anteil an Makroporen

Aus der Porengrößenverteilung insbesondere künstlich hergestellter Bodenproben wird oft auf die Wasserleitfähigkeit des Substrates geschlossen. Dabei sind vor allem Grobporen für den Wassertransport verantwortlich. In den Untersuchungen wurde für den Versuch D-II in einem Wasserspannungsbereich von -1 bis -6 kPa für die einzelnen Zylinder eine Wasserspannungs-/

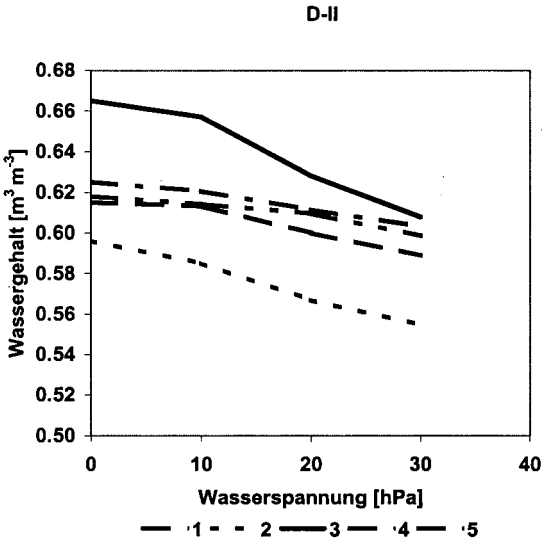


Abb. 2: Wasserspannungs-Wassergehaltsbeziehung der Serie D-II

Wassergehaltsbeziehung erstellt (Abb. 2). Der Grobporenanteil dieser Proben umfaßt einen Bereich von 1.5-8 Vol-%. Die Zylinder 1 und 5 zeigen einen geringen Grobporenanteil (ca. 1.5%), demgegenüber weisen die Zylinder 2 und 4 ca. 3 Vol-% Grobporenvolumen auf und Zylinder 3 nahezu 9 Vol-%.

Bestimmung der Lagerungsdichte aus computer-tomographischen Messungen

Aus den Ergebnissen der CT-Untersuchung wurde für jede gescannte 2mm Schicht die Lagerungsdichte bestimmt und als Tiefenverteilung dargestellt. Abb. 3 zeigt die Abfolge der Lagerungsdichte des Gesamtzylinders für beide Untersuchungsvarianten. Die Untersuchungsserie D-I zeigt für die Zylinder 1, 3 und 5 relativ gleiche Lagerungsdichten, der Schwankungsbereich der Werte liegt bei ca. 0.02-0.04 g/cm<sup>3</sup>. Zylinder 2 und 4 lassen eindeutig einen Sprung in der Lagerungsdichte an der Grenzfläche der Verdichtungsebenen erkennen. Die Lagerungsdichte ändert sich dort abrupt um ca. 0.1 g/cm<sup>3</sup>. Der maximale Unterschied der Gesamtlagerungsdichte zwischen den Zylindern ist jedoch kleiner als 0.25 g/cm<sup>3</sup>.

Die Lagerungsdichteverteilung von Serie D-II zeigt große Inhomogenitäten an. Die Lagerungsdichteänderung ist vor allem in Zylinder 2 mit 0.3 g/cm<sup>3</sup> sehr hoch, obwohl die Gesamtlagerungsdichte mit Zylinder 4 nahezu identisch ist. Zylinder 4 läßt in der Mitte der Probe eine Verdichtungsschicht erkennen. Jedoch sind die Differenzen der Lagerungsdichte wesentlich kleiner. Die Ergebnisse zeigen, daß innerhalb eines Zylinders große Änderungen der Lagerungsdichte herrschen können, die sich bei der summierenden Analyse des Gesamtzylinders nicht widerspiegeln.

D-I

D-II

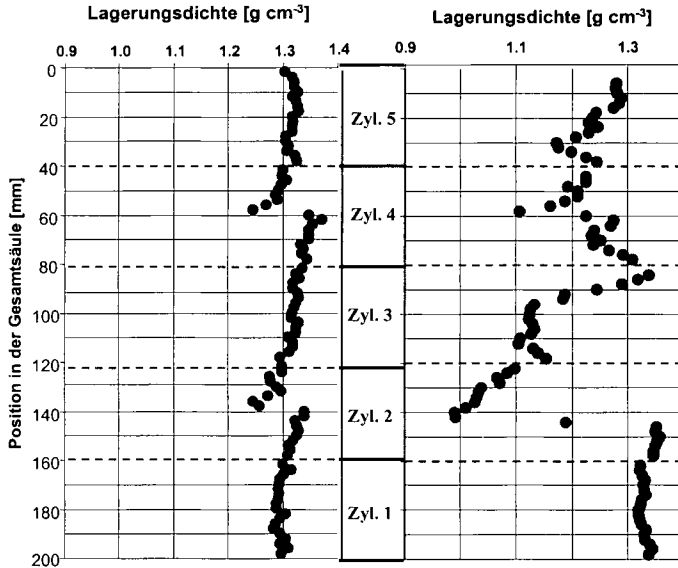


Abb. 3: Lagerungsdichteverteilung (2mm-Schichten) innerhalb der Stechzylinder, dargestellt für die Gesamtsäule

### Schlußfolgerungen

- Es gibt keinen eindeutigen Zusammenhang zwischen gesättigter Wasserleitfähigkeit und Lagerungsdichte, da die Wasserleitfähigkeit über die kontinuierlichste Pore mit dem größten Durchmesser gesteuert wird (Hagen-Poiseuille) und nicht über den Mittelwert der Lagerungsdichte einer Schicht
- Die tatsächlichen Fließpfade sind entscheidend für eine porenbezogene Quantifizierung von chemischen Austauschreaktionen und Stoffflüssen
- Die Hinzunahme der Porengrößenverteilung verbessert die qualitative Zuordnung der Flußrate, ist aber bezogen auf den Raum und nicht auf eine Ebene (Schicht), die die kleinste Wasserleitfähigkeit in einem gerichteten 1-dimensionalen Fluß bestimmt
- Die Computertomographie ist ein wertvolles Hilfsmittel Heterogenitäten in einem Bodenausschnitt zu erkennen.
- Inwieweit können Ergebnisse von künstlich geschütteten Säulen verwendet werden bzw. auf andere Skalen übertragen werden

## Heterogenität rekultivierter Lössböden auf Aggregatebene

Dr.H.H.Becher, Lehrstuhl für Bodenkunde, Techn. Univ. München,

### I. Einführung

Bei der Rekultivierung von Lehmgruben wird der nicht benötigte Ober- und Unterboden intensiv bewegt und dadurch mehr oder weniger homogenisiert (ANTONOPOULOS & WYSEURE, 1998). Deshalb sehen die entstandenen Bodenprofile meist sehr homogen aus. Schon die Ermittlung der Lagerungsdichte an Zylinder- und Aggregatproben rekultivierter Lössböden (BECHER, 1985) zeigt mit Standardabweichungen zwischen  $\pm 0.015$  und  $\pm 0.090$ , daß ein 'Horizont' trotz makromorphologischer Homogenität durchaus inhomogen ist. Zur Untermuerung dieses Befunds wurde der Eindringwiderstand von Einzelaggregaten ermittelt.

### II. Material und Methoden

Einzelaggregate (10-15mm) aus insgesamt 16 rekultivierten und 2 Manöver-geschädigten Lössboden-Horizonten (Entnahme April 1981) (BECHER, 1985) wurden auf 6 verschiedene Wasserspannungen zwischen 0hPa und -600hPa eingestellt. Je Wasserspannung wurden mit einer 0.55mm-Sonde (BECHER, 1978) 10 Aggregate einzeln gemessen. Die Gesamtzahl dieser Eindringwiderstandsmessungen betrug 1080.

### III. Ergebnisse

Schon fast wassergesättigte Aggregate zeigen ein unterschiedliches Eindringwiderstands (EW)- und damit Festigkeitsverhalten (Abb. 1). Diese Unterschiede nehmen mit abnehmender Wasserspannung zu und sind bei -600hPa sehr ausgeprägt (Abb. 2). Die Regressionskoeffizienten der linearen EW-Tiefen-Beziehungen korrelieren mit der Wasserspannung nach der allgemeinen Gleichung  $y = a \cdot e^{(b \cdot x)}$  (Abb. 3). Für die 18 Horizonte sind die Koeffizienten **a** und **b** dieser Gleichung und das Bestimmtheitsmaß  $r^2$  in Tab. 1 wiedergegeben.

### IV. Diskussion

Die Variabilität und damit die Heterogenität sowohl innerhalb der Aggregate, zwischen den Aggregaten als auch zwischen den Horizonten ist sehr beträchtlich. Auf die große Heterogenität innerhalb des Aggregats deutet ein kleines Bestimmtheitsmaß ( $r^2 < 0.900$ ) der linearen EW-Tiefen-Beziehung, während Bestimmtheitsmaße  $\geq 0.950$  für in sich homogene Aggregate stehen (Abb. 1+2). Bei einer Wasserspannung sehr ähnliche Regresionskoeffizienten der EW-Tiefen-Beziehung zeigen eine geringe Heterogenität zwischen den einzelnen Aggregaten an, während große Unterschiede zwischen ihnen (= unterschiedlich steile Tiefenverläufe) die ausgeprägte Heterogenität zwischen den einzelnen Aggregaten wiedergeben (Abb. 1+2). Trotz dieser ausgeprägten Variabilität innerhalb eines Horizontes besteht eine relativ enge Beziehung zwischen der Wasserspannung und der Festigkeit der Aggregate nach der allgemeinen Gleichung  $y = a \cdot e^{(b \cdot x)}$  (Abb. 3). Der Parameter **a** (=Interzept) drückt das Festigkeitsniveau und der Parameter **b** die Festigkeitszunahme innerhalb des Wasser-

<sup>1</sup> Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, Am Hochanger 2, 85350 Freising

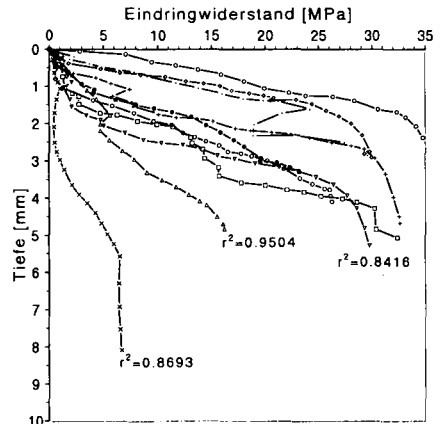
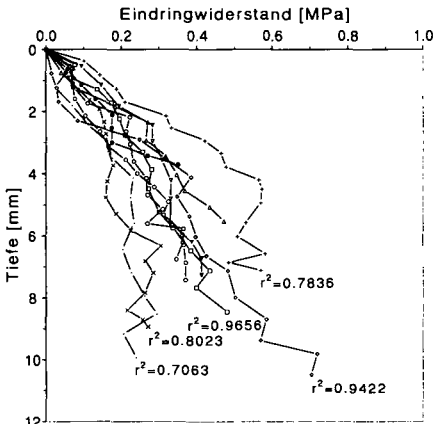


Abb. 1: Tiefenverläufe in Aggregaten bei  $\psi = 0hPa$ , R<sub>1</sub>-Hor., 1976 rekultiviert

Abb. 2: Tiefenverläufe in Aggregaten bei  $\psi = -600hPa$ , R<sub>1</sub>-Hor., 1970 rekultiviert

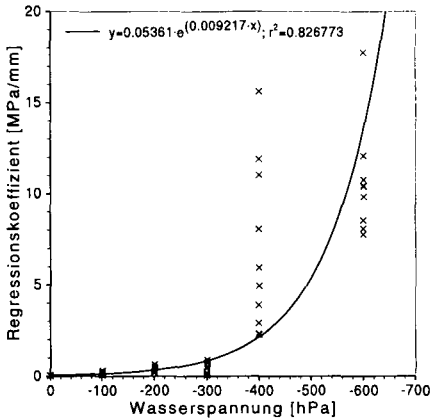


Abb. 3: Einfluß der Wasserspannung auf den Regressionskoeffizienten der EW-Tiefen-Beziehung; R<sub>1</sub>-Hor., 1976 rekultiviert

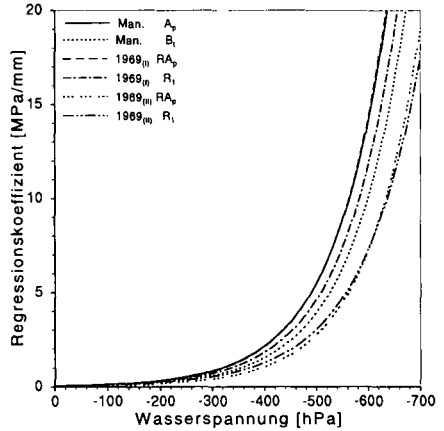


Abb. 4: Einfluß der Wasserspannung auf den Regressionskoeffizienten der EW-Tiefen-Beziehung; bei schonender Rekultivierung

spannungsbereichs aus. Je kleiner das Bestimmtheitsmaß (Tab. 1) dieser Beziehung ist, desto heterogener ist der zugehörige Bodenhorizont bezüglich seiner Festigkeit. Die Bestimmtheitsmaße der EW-Tiefen-Beziehung sind im Mittel größer (0.88-0.97) als diejenigen der Exponentialgleichung (Tab. 1). Folglich ist die Heterogenität zwischen den Aggregaten und damit innerhalb eines Horizonts wesentlich größer als innerhalb eines Aggregats. Trotz dieser Variabilität lassen sich mittels der Parameter **a** und **b** der Exponential-Gleichung Ober- und Unterböden, aber auch unterschiedlich alte Rekultivierungen von einander abgrenzen.



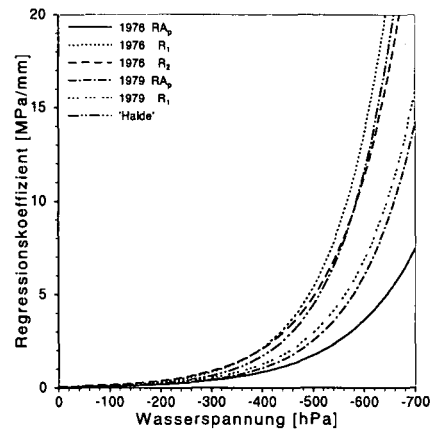
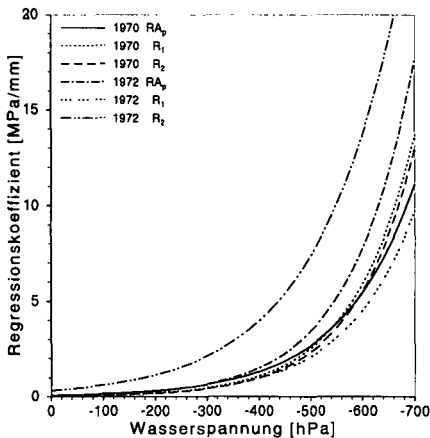


Abb. 5: Einfluß der Wasserspannung auf den Regressionskoeffizienten der EW-Tiefen-Beziehung; bei nicht schonender Rekultivierung

Abb. 6: Einfluß der Wasserspannung auf den Regressionskoeffizienten der EW-Tiefen-Beziehung; bei nicht-schonender Rekultivierung nach kurzer 'Alterung'

**Tabelle 1:** Werte der allgemeinen Gleichung  $y=a \cdot e^{(b \cdot x)}$  für die verschiedenen Rekultivierungsjahre

Jahr	Hor.	Param. a	Param. b	r <sup>2</sup>
Man.	Ap	0,05072	0,009384	0,6838
	Bt	0,03631	0,009381	0,6081
1969(I)	RAp	0,04752	0,009513	0,8258
	R1	0,04409	0,009316	0,7232
1969(II)	RAp	0,02267	0,009608	0,7926
	R1	0,08680	0,008680	0,6648
1970	RAp	0,07655	0,007111	0,7434
	R1	0,03754	0,008430	0,6133
	R2	0,03232	0,008199	0,5839
1972	RAp	0,05684	0,007659	0,7732
	R1	0,04560	0,007659	0,7721
	R2	0,32989	0,006215	0,5839
1976	RAp	0,04681	0,007247	0,5355
	R1	0,05361	0,009217	0,8268
	R2	0,07359	0,008378	0,7253
1979	RAp	0,03362	0,008639	0,8073
	R1	0,04374	0,008419	0,8016
(1981)	'Halde'	0,03808	0,009507	0,8241

Man. = Manöverschaden

Die schonende Rekultivierung in 1969 hat ebenso wie die einmalige Überfahrt eines Panzers zu keiner deutlichen Veränderung der Festigkeit der Aggregate geführt (Abb. 4). Die 1969<sub>(II)</sub>-Rekultivierung weist geringfügig weniger feste Aggregate auf. Auch hat die Rekultivierung und anschließende Nutzung die Unterschiede zwischen A<sub>p</sub> und R<sub>1</sub> verwischt. Wie die Kurvenverläufe für 1970 (Abb. 5) zeigen, hat hier bis in den R<sub>2</sub> hinein eine Homogenisierung stattgefunden, die vergleichs-

weise weiche Aggregate erzeugt hat. Das stark abweichende Verhalten der Rekultivierung von 1972 (Abb. 5) ist auf das Einkneten luftgetrockneter Ziegel zurückzuführen, das eine hohe Dichte und sehr feste Aggregate im R<sub>2</sub> erzeugte. Ein ähnliches Verhalten (Abb. 6), jedoch auf niedrigerem Ausgangsniveau, zeigen die R-Horizonte von 1976 und das Haldenmaterial, während sich die Horizonte von 1979 ähnlich dem RA<sub>p</sub> von 1972 verhalten. Die Witterungsbedingungen während der Rekultivierung und der landwirtschaftlichen Nutzung lassen eine eindeutige 'Alterung' nicht feststellen.

An anderer Stelle konnte gezeigt werden (BECHER, 1998,2000), daß trotz der ausgeprägten Heterogenität auch Auswirkungen von Substrat- und bodentypologischen Unterschieden auf den Eindringwiderstand und damit auf das Festigkeitsverhalten sich nachweisen lassen. Folglich sind Böden und deren Horizonte trotz visueller Homogenität ihrer Morphologie, z.B. an einer Profilwand, meist sehr heterogen auf Aggregatebene. Diese Heterogenität muß sich auf den Stofftransport in Böden auswirken und sollte deshalb unbedingt bei der Modellierung von Transportprozessen ausreichend berücksichtigt werden.

#### Literatur:

- Antonopoulos, V.Z., & Wyseure, G.C.L. (1998): Modeling of water and nitrogen dynamics on an undisturbed soil and a restored soil after open-cast mining.- *Agric. Water Mgmt.* **37**,21-40.
- Becher, H.H. (1978): Ein verbessertes Verfahren zur Messung des Eindringwiderstandes.- *Z. Kulturtech. u. Flurber.* **19**,138-146.
- Becher, H.H. (1985): Compaction of arable soils due to reclamation or off-road military traffic.- *Reclam. Reveg. Res.* **4**,155-164.
- Becher, H.H. (1998): Resistances to penetration of aggregates from loess-derived topsoils at different soil water tensions.- *Soil Till. Res.* **47**,73-81.
- Becher, H.H. (2000): Influence of soil heterogeneity and water tension on the penetration resistance of aggregates from loess-derived soils.- In: Horn, R. van den Akker, J.J.H., Arvidsson, J.: *Subsoil Compaction — Distribution, Processes, and Consequences; Advances in Geoeology*, in Vorbereitung

## **Acoustic Monitoring of changes in mechanical properties of a soil using a seismic technique.**

J.H. Berkenhagen, C.J. Hickey, S.N. Prasad, M.J.M. Römken

### **Introduction**

Mechanical properties of soils are currently determined with devices such as cone penetrometers, shear boxes or triaxial cells (TERZAGHI ET AL. 1996). These techniques have proven to be valuable and are accurate in a limited soil water content range. However, because of the invasive nature of the sampling procedure of these techniques they cannot be used to monitor the mechanical changes of a soil sample associated with changes in physical, chemical, and biological conditions.

Seismic/acoustic waves are reversible deformations that propagate through the bulk soil or through the air-filled pore space depending to the method of excitation (HICKEY and SABATIER, 1997). The propagation of seismic waves through the soil is to a large extent determined by the same factors and properties that determine the mechanical characteristics. Therefore, seismic measurements can be expected to correlate with these soil properties. Seismic methods have the advantage of being non-destructive and non-invasive, except for the initial installation of the transducers. This makes these techniques suitable for use in experimental set-ups where monitoring of temporal changes in mechanical and structural properties of a soil sample is required.

This study focuses on the usefulness, applicability and sensitivity of seismic compressional waves to determine temporal changes in the mechanical properties of a soil sample subject to wetting/drying cycles.

### **Theory**

The relationship between the seismic wave velocity and the soil mechanical properties is to a first approximation given by the expression

$$\text{velocity}^2 = \text{elastic modulus} / \text{density} . \quad (1)$$

The density term in Eq. (1) contains not only the solid fraction, the 'dry bulk density' as commonly used in soil science, but also the liquid and the gaseous fraction. In the case of soil, the effect of changes in density associated with changes in water content or with an induced mechanical process (e.g. compaction) is generally overshadowed by changes in the elastic modulus. For example, the addition of water or solid particles affects the particle alignment. The contact areas between particles change as well as the forces acting on these areas. The situation at the grain contacts alters the elastic modulus of the bulk soil and hence the propagation velocity of seismic waves. In fact, any process that increases the stiffness of a soil will also lead to an increase in the seismic velocity. In the case of soil, stiffness is influenced by the number and size of grain contacts, stress at the grain contacts, capillary forces, and chemical binding forces (VELEA, 1998).

### Experiment

A Sharkey silty clay (1.9% sand, 33.7% silt, 64.4% clay) was air-dried, crushed, sieved to pass a screen with 2-mm openings and packed layerwise into a 25×25×25 cm<sup>3</sup> acrylic box of 1 cm wall thickness. The initial dry bulk density was 1.44 g/cm<sup>3</sup>, which decreased to 1.36 g/cm<sup>3</sup> upon wetting during the experiment due to swelling. An array of seismic sources and receivers was placed at four depths in the sample as shown in Fig. 1. The sources were made from piezoelectric ceramic transducers of 1.2 cm diameter. Industrial accelerometers (ACH-01, AMP Inc.) were used as receivers. For the acoustic measurement the source was excited with a 10 kHz single-cycle pulse from a function generator. The pulse traveled through the soil sample and was received by the accelerometer located at the same depth. The receiver responses were displayed on an oscilloscope screen, where the time delay between the source pulse and the first arriving peak was measured. The velocities of the seismic waves were calculated using the travel time and the distance between source and receiver. In this experiment the acoustic velocities were measured at the four depths.

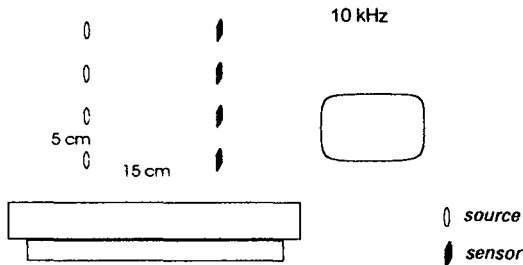


Fig. 1: Experimental setup, showing the alignment of the wave sources and receivers and their connection to a frequency generator and an oscilloscope.

The wetting and drying procedure was as follows: The sample was covered with a plastic foil and placed on a balance. Water was added through two porous stainless steel cups which were located at the bottom of the box. Additional water was later supplied to the surface using two tubes with small orifices which released 2-5 drops per minute. After 25 days the sample was thoroughly wetted (saturation > 90%), the water supply was stopped, and the sample was allowed to equilibrate for 12 days. The cover was then removed to initiate the drying phase which lasted about five months. Acoustic measurements were performed at intervals of one to four days. At the same time the sample was weighed in order to determine changes in water content. From these data the average water saturation was calculated using the volume and the bulk density of the sample. However, this method does not account for the heterogeneous water distribution that occurred during both the wetting and the drying phase.

### Results

The wave velocities and average water content are plotted versus time in Fig. 2. In the initial, dry condition the velocity increases with depth. As the addition of water is initiated, a distinct increase in propagation velocity can be observed for all four wave paths. During this wetting procedure the maximum velocity is reached at a saturation of approximately 80%. Further wetting results in a slight decrease in wave velocity until maximum saturation is reached. During the time allowing for the water to reach equilibrium, the water supply is cut off and the sample is still protected from evaporation, the velocity at each depth remains almost constant. The velocities increase with

increasing depth. However, the velocities are approximately the same at the 15cm and 20cm depth. When the cover is removed and the drying cycle is initiated the velocity begins to increase, initially at the shallowest path and later at the deeper paths.

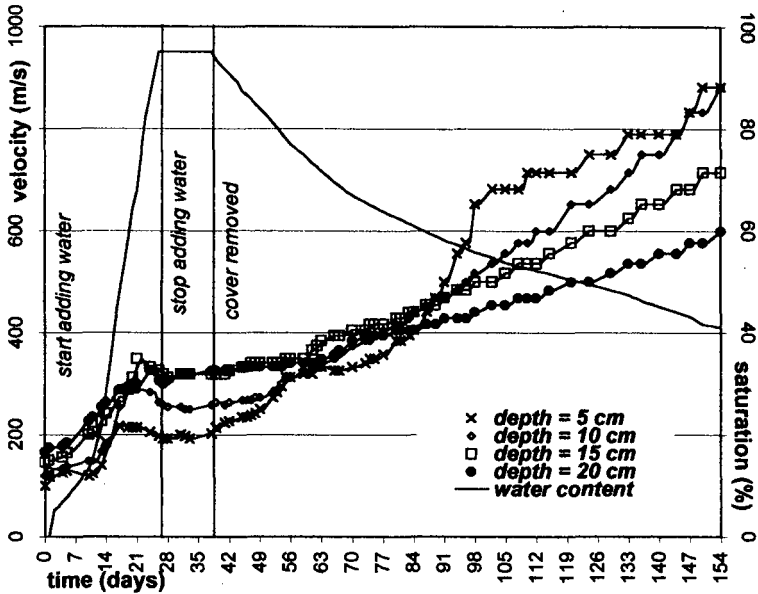


Fig. 2: Velocity of sound waves and water content in the sample as a function of time.

The increase in velocity is nearly linear with respect to the drying time, except for the shallow path at the 5 cm depth. At this depth the velocity increases at a higher rate during 1-3 weeks and 6-9 weeks after the start of the drying cycle. Approximately 8 weeks after the beginning of the drying cycle the highest velocity was observed at the path closest to the surface and the lowest velocity at the deepest path.

### Discussion

The results are interpreted in relation to several processes that occur during the wetting-drying cycle that affect the physical and structural properties of the soil. In the initial phase the sample consists of dry single grains and microaggregates only. The velocity of the sound propagating through the matrix depends on the mechanical pressure between particles and/or aggregates. Therefore the velocity found at the deepest layer is the highest due to the highest stress from the weight of the overlying soil.

With the addition of water to the system, menisci are formed at the grain contacts. The menisci associated with this water at the grain contact exert very high contractive forces, which results in an increased cohesiveness of the soil. The magnitude of the contractive forces is large for small menisci which are associated with small grains. Furthermore, for the smaller grains like the clay used in this experiment, there is a larger number of these small menisci. These contractive forces at the grain boundaries results in an increase in wave velocity. Furthermore, wetting this particular soil resulted in considerable swelling. Since the sample is constrained by rigid borders, except for the surface, swelling is inhibited and a swelling pressure builds up. The velocity of wave propagation should increase as a consequence of this increased pressure.

Under nearly fully saturated conditions the menisci and the contractive forces are reduced. This would account for the slight decrease in velocity with further wetting above 80% saturation. The density of the sample is also increased upon wetting which should contribute to a lowering of the wave velocity (see Eq. 1). However, it is anticipated that this effect is overshadowed by changes in the elastic moduli.

In the drying phase of this experiment menisci are formed which again lead to a contraction of grains. During the drying phase the wave velocity increases continuously. Moreover, the velocity in the drying phase is much higher than that during the wetting case at the same average water content. This phenomenon might be explained by differences in the water distribution of the sample. In the wetting phase air-dry and near-saturated zones exist separated by a distinct capillary fringe. The capillary forces in the wet zone are small compared to those in the drying phase. In the drying phase the water content gradually decreases with depth due to evaporation. Only the smaller pores are still saturated, but the major amount of water is located at the grain contacts which exerts contractive pressures that increase with drying.

During the drying process, the concentration of soluble substances in the water increases. These substances are transported to the grain contacts, where the residual water is located. During the evaporation process, substances may precipitate at the grain contact which can lead to cementation. As a consequence, the stiffness of the material increases and so does the wave velocity.

Drying occurs at the surface of the sample which leads to a gradient in the water content in the sample. Since both cementation and capillary forces are associated with the water content, the velocity increases faster near the surface. Eight weeks after the beginning of the drying cycle these forces allow the wave velocities to be higher with decreasing depth, so that the effect of higher stress at greater depth due to static loading is compensated. The steep increase in wave velocity one week after the beginning of drying at a 5 cm depth coincides with the occurrence of vertical cracks. The approximately 7-cm deep cracks increase the evaporation surface and therefore accelerate drying of the affected layer. However, the water content curve does not reflect a distinct change in evaporation rate at that time. No observations or data are available from that experiment to explain the second steep increase in wave velocity at that path six weeks after the beginning of drying. Further investigation has to account for the water distribution in the sample.

### **Conclusions**

The seismic pulse transmission technique has proven to be very sensitive to small temporal changes in the mechanical status of the soil. A better understanding of the velocity with depth should be obtained by concurrent measurement of the water distribution with the acoustic measurement. Acoustic properties are not commonly used to characterize soils. Therefore, further work is required to quantify how the velocity of compressional wave propagation is influenced by the parameters which determine the mechanical soil properties. The short time required to obtain a seismic measurement ( $< 2$  s) allows this technique to be useful for precise temporal monitoring of soils subjected to sudden stimuli.

### **References**

- HICKEY, C.J.; J.M. SABATIER (1997): Measurements of two types of dilatational waves in an air-filled unconsolidated sand. *J. Acoust. Soc. Am.* 102. p. 128 – 136.
- TERZAGHI, K.; R.B. MESRI; G. PECK (1996): *Soil mechanics in engineering practice*. Third edition. 549 p. John Wiley & Sons, Inc. New York.
- VELEA, D. (1998): The effect of moisture on the propagation of compressional and shear waves in Ottawa sand. Ph. D. dissertation. NCPA, University of Mississippi.

## Skalenabhängige Analyse des Wasser- und Sedimenttransports in einem mesoskaligen Einzugsgebiet

Bogena, H.; Dieckkrüger, B.; Klingel, R.

### Einleitung

In den vergangenen Jahrzehnten wurden international eine Vielzahl von Untersuchungen zu Bodenerosion und Sedimenttransport durchgeführt. Oftmalig war hierbei das Ziel, die Anwendbarkeit von Erosionsmodellen zu bewerten und somit Aussagen über Erosionsgefährdung vornehmen zu können. Modellansätze, die auf der USLE basieren, z.B. AGNPS (YOUNG et al., 1989), sind für die Simulation von Einzelereignissen jedoch nur bedingt geeignet.

In dem Teilprojekt B14 „Bilanzierung und Modellierung von Stoffflüssen in Flußeinzugsgebieten am Beispiel des Wahnbachs“ des SFB 350 "Wechselwirkungen kontinentaler Stoffsysteme und ihre Modellierung" der Universität Bonn sollen mit einem aktualistischen, mesoskaligen Ansatz die vorhandenen Stoffflüsse aus dem Einzugsgebiet des Wahnbachs in das quasi geschlossene Sedimentationsbecken einer Trinkwassertalsperre erfaßt und mit dem dynamischen Simulationsmodell OPUS (SMITH, R.E., 1992) bilanziert werden. Für die Abschätzung der Modellgüte sind eine Vielzahl von verschiedenen Ereignissen, sowie eine hohe zeitliche Auflösung der Sedimentflüsse notwendig. Basierend auf Datierungen an Seesedimenten werden Sedimentationsraten ermittelt, die der Validierung des Modellansatzes dienen sollen.

### Allgemeine Grundlagen

Das Untersuchungsgebiet, das Einzugsgebiet der Wahnbachtalsperre, befindet sich ca. 25 km östlich von Köln (Abb.1) am Randbruch des Rheinischen Schiefergebirges zur Niederrheinischen Bucht. Die Wahnbachtalsperre wurde 1954-58 zur Sicherung der Trinkwasserversorgung des Rhein-Sieg-Kreises gebaut. Zur Zeit werden ca. 720 000 Menschen aus dieser Talsperre mit Trinkwasser versorgt (KLINGEL et al., 1997). Etwa 80 % des gesamten Zustromes liefert der Wahnbach und die restlichen 20 % werden über kleine Seitenzuflüsse direkt in die Talsperre eingeleitet. Das Einzugsgebiet mit eine Fläche von rund 70 km<sup>2</sup> wird etwa zur Hälfte landwirtschaftlich genutzt, wobei die Grünlandnutzung deutlich vorherrscht. Die Siedlungs- und Waldflächen nehmen jeweils ca. 25 % ein. Aufgrund der intensiven Nutzung und der ausgeprägten morphologischen Gliederung findet ein deutlicher Eintrag von Phosphat in die Oberflächengewässer statt. Die Folge war eine erhebliche Eutrophierung der Talsperre. Durch den Einsatz einer Phosphoreliminierungsanlage konnten die P-Konzentrationen von Spitzenwerten > 100 µg/l auf < 10 µg/l reduziert werden (KLINGEL et al., 1997). Der Untergrund des Untersuchungsgebietes wird von oberflächlich stark verwitterten Ton-, Silt- und Sandsteinen des Devons gebildet, die nur eine mäßige bis sehr geringe Trennfugendurchlässigkeit aufweisen (KAMP, H.V., 1983). Im südlichen Teil des Einzugsgebietes werden diese Schichten von einer bis

zu 5 m mächtigen Lößdecke überlagert, in welcher sich vorwiegend Parabraunerden entwickelt haben. Im nördlichen Teil sind über Fließerden hauptsächlich Braunerden zu finden.

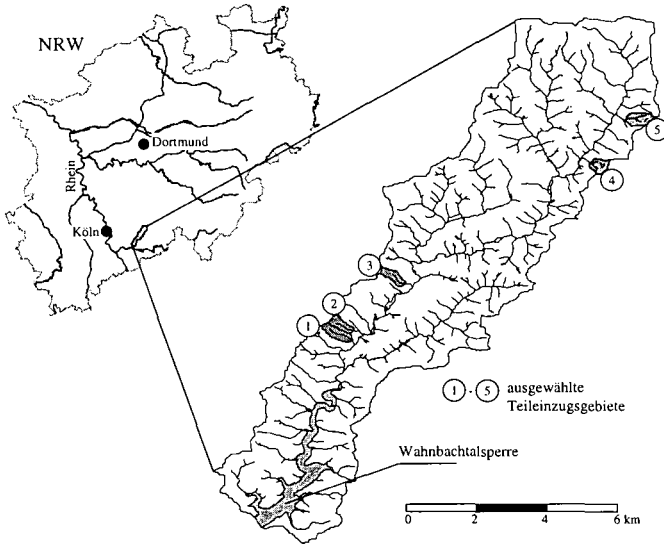


Abb. 1: Das Einzugsgebiet der Wahnachtalsperre mit den ausgewählten Teileinzugsgebieten

Das durch tiefe Taleinschnitte morphologisch stark gegliederte Untersuchungsgebiet steigt von ca. 125 m im SW bis auf ca. 380 m im NE an. Hiermit ist von SW nach NE eine Abnahme der langjährigen Jahresmitteltemperatur von 10°C auf 8.7°C und eine Zunahme der mittleren Niederschlagssumme von 850 auf 1130 mm verbunden.

### Methodik der Stoffflußbilanzierung und Modellierung

In Abb. 2 ist schematisch zusammengestellt worden, wie die Bilanzierung der Stoffflüsse im Untersuchungsgebiet vorgenommen wird. Zum einen werden die Wasserflüsse quantifiziert, zum anderen wird der Chemismus der verschiedenen Wässer, des Gesteins, der Böden und Sedimente bestimmt. Hierzu werden in mikroskaligen Teileinzugsgebieten (Abb. 1) mit unterschiedlicher Nutzung kontinuierliche Abflußmessungen und wöchentliche Beprobungen zur Bestimmung der Wasserqualität unternommen. Weiterhin finden geochemische Untersuchungen zur Charakterisierung der wichtigsten lithologischen Einheiten und Bodentypen statt. Die Sedimente der Talsperre und ihres Vorbeckens werden mengenmäßig erfaßt und ebenfalls einer geochemischen Analyse unterzogen. Mittels Sediment- und Schwebfallen werden die aktuellen Sedimentfrachten bestimmt.

Im Vorbecken finden sich die in den vergangenen 45 Jahren ausgetragenen Sedimente der Hauptzuflüsse wieder. In die Talsperre selbst sedimentieren nur kleinere Bäche aus dem unteren Einzugsgebiet. Für das Vorbecken existieren Nivellements aus der Bauphase und dem Jahr 1998. Das Hauptbecken soll mittels einer Echolotung vermessen werden. Eine Gesamtbilanzierung des



Bodenabtrags im Untersuchungsgebiet ist somit durch die Ermittlung der Sedimentmassen möglich.

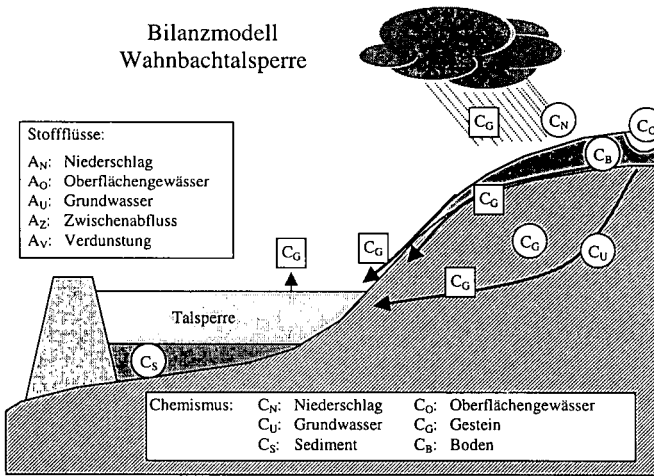


Abb. 2: Das Bilanzmodell Wahnbachtalsperre

Zur zeitlichen Differenzierung werden radiometrische Datierungen mit Hilfe von  $^{210}\text{Pb}$  und  $^{137}\text{Cs}$  an Sedimentkernen vorgenommen. Diese Datierung basiert auf der Annahme, daß sich  $^{210}\text{Pb}$  gleichmäßig und mit konstanter Konzentration über die Zeit im Sediment akkumuliert und mit bekannter Halbwertszeit von 22,3 Jahren zerfällt.

Für den Fall variabler Sedimentationsraten existieren verschiedene mathematische Modelle, z.B. CRS (constant rate of supply) und CIC (constant initial concentration), mit deren Hilfe die Datierung möglich wird. Bei konstanten Verhältnissen läßt sich eine Ausgleichgerade über die Meßwerte ermitteln, die im konkreten Beispiel (Abb. 3) einen jährlichen Zuwachs an Sediment von 1,83 cm ergibt. Aus diesem Wert kann unter Beachtung der Sedimentdichte eine Sedimentationsrate [ $\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ] berechnet werden. Die Abweichungen der  $^{210}\text{Pb}$ -Aktivitäten vom Mittelwert können als zeitweilige Zu- bzw. Abnahme der Sedimentationsrate interpretiert werden.

Mittels der  $^{137}\text{Cs}$ -Konzentration kann eine Überprüfung der  $^{210}\text{Pb}$ -Datierung vorgenommen werden.  $^{137}\text{Cs}$  wurde durch die Atombombentests (Maximum 1963) und durch das Tschernobyl-Unglück 1986 über die Atmosphäre in die Talsperrensedimente eingetragen. Die entsprechenden Peaks im Tiefenprofil lassen somit eine zeitliche Zuordnung und Berechnung der Sedimentationsrate zu.

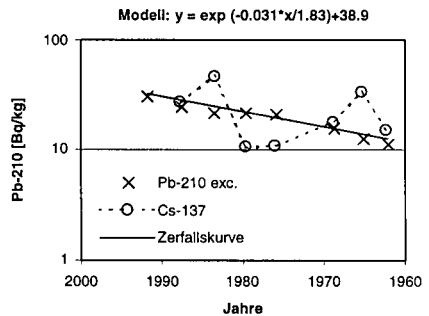


Abb. 3: Berechnung der mittleren Sedimentationsrate mit dem CRS-Modell

## Das Modellkonzept

Mit dem deterministischen Modellsystem OPUS (SMITH, R.E., 1992) werden die Stoffflüsse im Untersuchungsgebiet bilanziert. Als Standortmodell ist OPUS in der Lage, einzelne Hänge und kleine Einzugsgebiete zu simulieren. OPUS wurde ausgewählt, weil es alle notwendigen Prozesse der unterschiedlichen Zeitskalen (Einzelergebnis bis zu Dekaden) simulieren kann. Es verknüpft eine eindimensionale Berechnung der Bodenprozesse mit einer eindimensionalen Simulation der Transportvorgänge auf der Bodenoberfläche. OPUS bietet die Möglichkeit, Oberflächenabfluß und Erosion in hoher zeitlicher Auflösung mittels der SAINT-VERNANT-Gleichungen und Modellansätzen von FOSTER & BENNETT zu berechnen. Hierzu sind unter anderem hochaufgelöste Niederschlagsdaten notwendig. Bei schlechterer Datengrundlage kann auf das empirische SCS-Curve-Number-Verfahren zur Berechnung des Abflusses zurückgegriffen werden.

Eine Oberflächenverkrustung, die durch Verschlämmung der Bodenoberfläche aufgrund von erosiven Niederschlägen entsteht, wird bei der Berechnung der Infiltration berücksichtigt.

Um den Zwischenabfluß zu berücksichtigen, wird die Option genutzt, ein System von Drainagen zu simulieren. In Verbindung mit einem linearen Speicheransatzes, zur Berücksichtigung des Grundwassers im Auenbereich, kann die gemessene Abflußganglinie gut nachvollzogen werden.

OPUS wurde für Agrarökosysteme konzipiert und ist in der Lage, neben dem Stofftransport, auch den Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphat-Kreislauf, das Pflanzenwachstum, den Abbau organischer Substanz sowie verschiedene Managementpraktiken zu simulieren.

Für die Anwendung von OPUS auf das Untersuchungsgebiet wird das Einzugsgebiet auf Grundlage eines digitalen Höhenmodells in einzelne Hänge diskretisiert. Zur Überprüfung des Modells findet zunächst eine Anwendung auf die Teileinzugsgebiete statt. Hier wurden zur Schaffung einer guten Datengrundlage bodenkundliche Detailkartierungen durchgeführt. Modellmodifikationen, die bei einer Übertragung des Modells auf europäische Verhältnisse notwendig sind, können auf diese Weise auf ihre Wirkung überprüft werden. Weiterhin wird eine Modellvereinfachung angestrebt, um eine Anwendung des Modells auf Flächen mit schlechterer Datengrundlage zu gewährleisten. Zu diesem Zweck sind umfangreiche Sensitivitätsanalysen notwendig. Für das Upscaling auf das gesamte Untersuchungsgebiet findet eine Verknüpfung der Hänge mit einem Vorflutermodell statt. Dieses Modell soll die wichtigsten Prozesse des fluvialen Sedimenttransports berücksichtigen.

Ziel des Projektes ist es, das vorgestellte Modellkonzept auf einen Zeitraum von 45 Jahren anzuwenden, wobei die radiometrisch ermittelten Sedimentationsraten zur Validierung der simulierten Bodenaustrags dienen sollen.

## Literatur

- KAMP, H.V. (1983): Hydrogeologie.- In: Erläuterungen zum Blatt 5110.- Geol. Kt. Nordrh.-Westf. 1:25 000, Erl., 5110 Ruppichterath: 120 S.; Krefeld.
- KLINGEL, R., KRÄMER, R., STOFFELS, M. & THEIN, J (1997): Hydrogeochemisches Monitoring im Trinkwasserschutz dargestellt am Einzugsgebiet der Wahnbachtalsperre.- Z. dt. geol. Ges. 148. 357-367; Stuttgart.
- SMITH, R.E. (1992): OPUS: An integrated simulation model for non-point source pollution transport at the field scale. Volume I, Documentation.- USDA-ARS-98. 120 S.; Springfield.
- YOUNG, R.A., ONSTAD, C.A., BOSCH, D.D. & ANDERSON, W.P. (1989): AGNPS, a nonpoint source pollution model for evaluating agricultural watersheds.- J. Soil Water Conserv. 44: 168-173.

## **Beschreibung der räumlichen Verteilung hydraulischer Eigenschaften in Abraumkippen des Braunkohletagebaues und deren Effekt auf Fluß und Stofftransport**

Buczko, U.; Gerke, H.H.; Hüttl, R.F.

### **Problem und Ziel**

Im Lausitzer Braunkohlerevier sollen Fließwege und Stoffverlagerungsmuster in der ungesättigten Zone von Abraummassiven modellhaft beschrieben und die Wirkung von räumlicher Heterogenität hydraulischer Parameter auf den Wasserfluß und Stofftransport für repräsentative Kippenquerschnitte simuliert werden. Für die Generierung der Kippenquerschnitte sollen Kenntnisse über die Geologie an der Abbauseite und physikalische Prozesse während Abbau, Transport, und Verkipfung der Abraumsedimente berücksichtigt werden.

### **Methodik**

Die Generierung von 2D-vertikalen Querschnitten durch Abraumkippen beruht auf der Beschreibung der physikalischen Vorgänge, die während Abbau, Förderung und Verkipfung der Abraumsedimente stattfinden (Buczko 1999, Buczko et al. 1999): Mischung, Entmischung und Verdichtung. Als Beispiel wurde der stillgelegte Tagebau Schlabendorf Nord ausgewählt, mit einer maximalen Höhe einzelner Kipprippen von 25 m, Fallhöhen zwischen 15 und 5 m, und einer Rückweite von 10 m. Die Entmischung nach der Korngröße wird hier als Funktion der Kippenhöhe beschrieben. Die Lagerungsdichte im Kippenquerschnitt wird nach Matschak (1969) abgeschätzt, wobei zusätzlich jedoch eine Zufallskomponente und der Einfluß der Korngrößenverteilung auf die Lagerungsdichte berücksichtigt wird. Aufgrund der simulierten Korngrößenverteilungen und Lagerungsdichten werden die pF-WG-Funktionen mit dem Modell von Arya und Paris (1981) abgeschätzt, und die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit mit der Kozeny-Carman-Gleichung. Zum Vergleich werden räumliche Verteilungen hydraulischer Parameter direkt mit dem geostatistischen sequentiellen Gauß'schen Simulationsalgorithmus SGSIM (Deutsch und Journel 1992) erzeugt. Variabel gesättigter Wasserfluß wird mit der Richards-Gleichung beschrieben, Transport von gelösten Stoffen mit der Konvektions-Dispersions-Gleichung; beide Gleichungen werden numerisch mit dem Finite-Elemente-Programm SWMS\_2D (Simunek et al. 1994) gelöst. Die räumliche Diskretisierung des Gitters ist 20 cm, was eine Gesamtzahl von 16206 Knoten im 22 \* 29 m großen Querschnitt ergibt. Die Variabilität hydraulischer Eigenschaften wird vereinfachend mit einem linearen Skalierungsansatz beschrieben. Randbedingungen für Wasserfluß sind eine konstante Infiltrationsrate von 0,1 cm/Tag am oberen, und ein vertikaler hydraulischer Einheitsgradient am unteren Rand. Nach Erreichen eines stationären Wasserflusses wird am oberen Rand ein 100 Tage dauernder Puls eines konservativen Tracers aufgegeben.

---

Buczko, U.; Hüttl, R.F.

Lehrstuhl Bodenschutz und Rekultivierung, Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Universitätsplatz 3/4, 03044 Cottbus

Gerke, H.H.

Institut für Bodenlandschaftsforschung, Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Eberswalder Straße 84, 15374 Müncheberg

## **Ergebnisse und Diskussion**

Die simulierte Korngrößenzusammensetzung des auf der Abraumförderbrücke transportierten Sedimentgemisches (hier nicht dargestellt) zeigt starke Oszillationen, wobei die Sandfraktion jedoch dominiert. Die 2D-Verteilung des hydraulisch wirksamen Korndurchmessers (Abb. 1) zeigt eine Zunahme der Korngröße mit der Tiefe. Die simulierte Verteilung der Lagerungsdichten (Abb. 2) zeigt erhöhte Werte in den schmalen vertikalen Aufprallbereichen. An den Kippenflanken sind die Lagerungsdichten an den Stellen mit einer weiten Korngrößenverteilung relativ hoch.

2D-Verteilungen des Skalierungsfaktors der hydraulischen Leitfähigkeit zeigen für den Deterministischen Kippenquerschnitt (Abb. 3) geringe hydraulische Leitfähigkeiten innerhalb der schmalen vertikalen Aufprallbereiche, und eine generelle Zunahme zur Tiefe hin. Die mit der geostatistischen Simulation generierte Verteilung der hydraulischen Leitfähigkeit (Abb. 4) weist eine relativ geringe Anisotropie auf. Die resultierenden Verteilungen der Wasserflüsse und Konzentrationen (Abb. 5 und 6) zeigen eine deutliche Heterogenität der Fließfelder und Abweichungen des Flußvektors von der vertikalen Richtung. Die verdichteten Aufprallbereiche weisen geringere Flüsse als die Kippenflanken auf. Die Muster der Wasserflüsse weisen im Detail zwischen den einzelnen Schüttkegeln deutliche Unterschiede auf, die die simulierte Stoffverlagerung merklich beeinflussen. Horizontal gemittelte Konzentrationen (hier nicht dargestellt) ergeben für beide heterogenen Parameterverteilungen eine Verbreiterung der Konzentrationsfront, verglichen mit einer homogenen Verteilung. Beim deterministisch generierten Kippenquerschnitt wirken sich die technologisch bedingten Strukturen (Aufprallbereiche) in einem Tailing der Konzentrationsfront aus.

## **Schlußfolgerungen**

Die generierten heterogenen Verteilungen hydraulischer Parameter haben deutliche Auswirkungen auf den simulierten Wasserfluß und Stofftransport in der ungesättigten Zone der Kippenmassive. Neben einer vertikalen Spreizung der horizontal gemittelten Konzentrationsfront wird ein Teil der gelösten Stoffe auf präferentiellen Fließbahnen mit relativ hohen Geschwindigkeiten verlagert. Die durch die räumlichen Strukturen innerhalb des Kippenmassivs induzierten Effekte auf den Wasserfluß und den Stofftransport können mit geostatistischen Simulationen nur bei einer großen Anzahl von Probebohrungen nachgebildet werden. Die Ergebnisse zeigen mögliche Pfade des Stofftransports in das Grundwasser. Ausgehend vom hier verwendeten kleinmaßstäblichen Ansatz können für größere Struktureinheiten der Kippenmassive effektive hydraulische und Transport-Parameter abgeleitet werden.

## **Literatur**

- Arya, L.M. & Paris, J.F. (1981): A physicoempirical model to predict the soil moisture characteristic from particle-size distribution and bulk density data. - *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 45: 1023-1030.
- Buczko, U. (1999): Modellierung des Wasserflusses und Stofftransports in der wasserungesättigten Zone heterogener Braunkohletagebau-Abraumkippen der Lausitz. - Dissertation, Lehrstuhl Bodenschutz und Rekultivierung, Brandenburgische Technische Universität Cottbus, 221 S.
- Buczko, U., Gerke, H.H. & Hüttl, R.F. (1999): Modeling spatial distributions of lignite mine spoil properties for simulating 2D variably saturated flow and transport. - *Ecological Engineering*, im Druck.
- Deutsch, C.V. & Journel, A.G. (1992): *GSLIB. Geostatistical software library and user's guide.* - Oxford University Press, New York.
- Matschak, H. (1969): Beiträge zur Strukturforschung an Tagebaukippen, Teil 1. Rohdichtevertelung in Abhängigkeit von der Fallhöhe und anderen Faktoren. - *Bergbautechnik*, 19: 287-293.
- Simunek, J., Vogel, T. & van Genuchten, M.T. (1994): The SWMS\_2D code for simulating water flow and solute transport in two-dimensional variably saturated media. Version 1.21 Research Report No. 132, U.S. Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, CA.

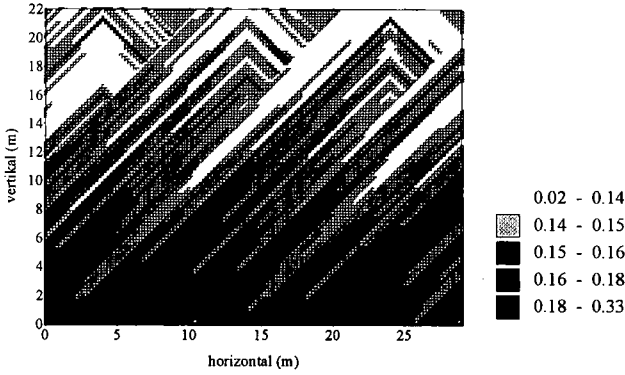


Abb. 1. 2D-Verteilung des hydraulisch wirksamen Durchmessers (mm).

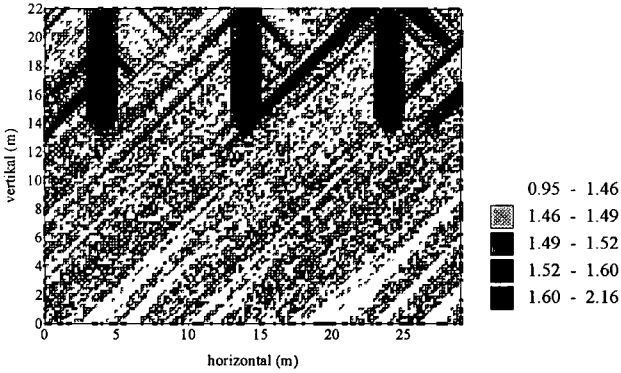


Abb. 2. 2D-Verteilung der Lagerungsdichte ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ).

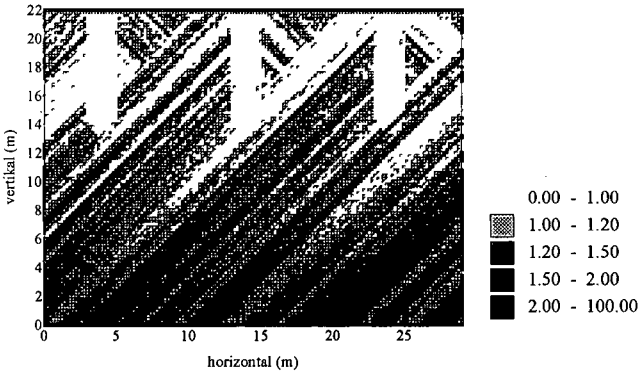


Abb. 3. 2D-Verteilung des Skalierungsfaktors für die hydraulische Leitfähigkeit. Deterministischer Ansatz.

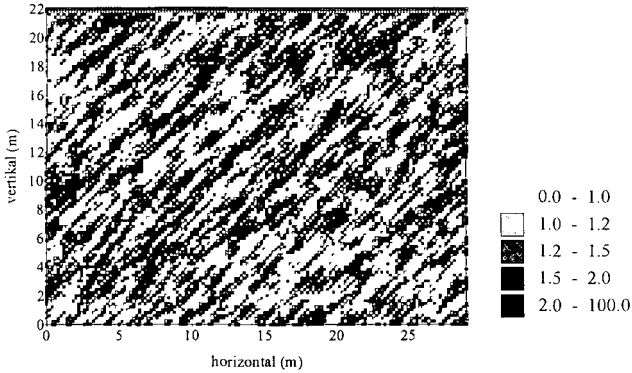


Abb. 4. 2D-Verteilung des Skalierungsfaktors für die hydraulische Leitfähigkeit. Geostatistische Simulation.

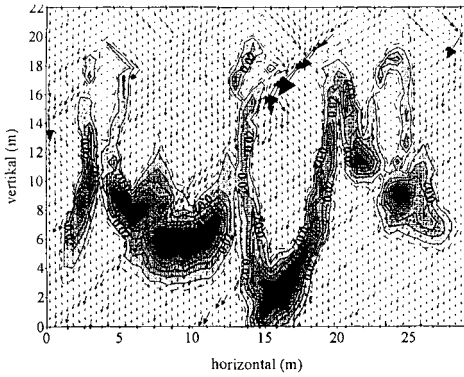


Abb. 5. 2D-Verteilungen der Wasserflüsse (Pfeile) und relativen Konzentrationen eines konservativen Tracers nach 15 Jahren (Graustufen). Deterministischer Ansatz.

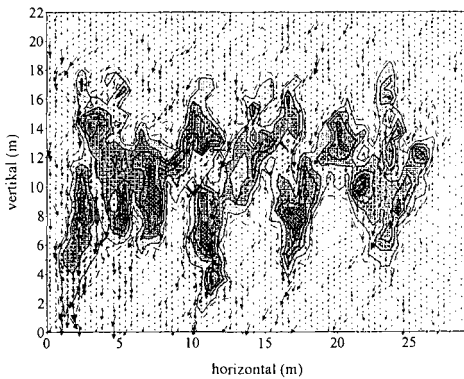


Abb. 6. Dsgl., Geostatistische Simulation.

## **Einfluß von Dual-Permeabilitätsparametern auf die simulierte Wasser- und Stoffverlagerung in zwei unterschiedlich strukturierten Böden**

Horst H. Gerke, Chittaranjan Ray, Max Köhne und M. T. van Genuchten

### **Kurzfassung**

Die Vorhersage der Wasser- und Stoffverlagerung in strukturierten Böden wird durch das Auftreten von präferenziellem Fluß eingeschränkt. Ein besonders Problem besteht darin, gefügeabhängige Bodenmerkmale in Form von Modellparametern darzustellen. Aus Mangel an geeigneten Meßmethoden können z.B. Parameter des Wasser- und Stofftransfers und der Aufteilung des Bodenvolumens in präferenzielle Fließwege und Bodenmatrix im Dual-Permeabilitätsmodell (Gerke und van Genuchten 1993a, 1993b, 1996) bislang nur durch Anpassung von Simulationsergebnissen an Meßdaten gefittet werden. In dieser Sensitivitätsstudie verglichen wir die eindimensional-vertikale Wasser- und Stoffverlagerung in zwei Bodenprofilen, die sich in Textur und Gefüge unterscheiden. Daten stammten von den ackerbaulich genutzten Standorten 'Bokhorst' bei Kiel (Köhne 1999) und 'Neuenkirchen' südlich von Braunschweig (Othmer et al. 1991). In den Szenarien wurde eine Tracerapplikation, vergleichbar mit 100 kg NO<sub>3</sub>-N/ha, (ohne Reaktionen) und zwei Infiltrationsereignisse mit insgesamt 65 mm im Zeitraum von 30 Tagen simuliert. Die Ergebnisse zeigen die stärkste Wasser- und Nitrat-Auswaschung, wenn die Parameter des Massentransfers zwischen Matrix und Grobporensystem, die hydraulische Leitfähigkeit und die Diffusivität der Grenzschicht, im Verhältnis zu den Werten im Innern der Aggregate (Matrix) vermindert sind (z.B. aufgrund von Tonhüllen an Aggregatoberflächen). Unterschiede in den regionenspezifischen hydraulischen Eigenschaften verstärken die Austragsmengen, sind jedoch nur sensitiv, wenn um Größenordnungen verschieden. Mit zunehmendem Makroporenvolumen vergrößert sich zwar der Anteil des Austrags aus dieser Porenregion, aber die Verlagerung verlangsamt sich. Andere Parameter sind weniger sensitiv und können daher eher aus qualitativen Merkmalen des Gefüges geschätzt oder aus Messungen abgeleitet werden.

<sup>1</sup>Institut für Bodenlandschaftsforschung, Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Müncheberg.

<sup>2</sup>Department of Civil Engineering, University of Hawaii at Manoa, Honolulu, HI, USA.

<sup>3</sup>Institut für Geologische Wissenschaften, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.

<sup>4</sup>U.S. Salinity Laboratory, USDA, ARS, 450 W. Big Springs Road, Riverside, CA, USA.

# Ergebnisse eines Beregnungsexperimentes im Feldmaßstab: Messungen und Simulationen

Eckelt, T.; J. Richter \*

## Einleitung

Für die Beschreibung des Wasserhaushaltes in der ungesättigten Zone ist die Kenntnis der hydraulischen Funktionen des Bodens von großer Bedeutung. Für die Simulation des Wassertransportes im Feldmaßstab werden effektive Parameter der hydraulischen Funktionen benötigt. Hier soll der Zusammenhang von lokalen und effektiven Parametern anhand von Daten eines Feldexperimentes und Simulationsrechnungen auf der Basis von Labormessungen untersucht werden.

## Material und Methoden

Auf einem Schlag mit lehmigem Sand (Schwarzbrache) wurde ein Beregnungsexperiment ausgeführt. Wassergehaltszeitreihen (0-90 cm Tiefe) wurden an 16 Punkten auf einem regelmäßigen Raster (Abb.1) von 45 m x 45 m gemessen.

- Beregnung mit einem Linearregner: 50 mm in 1.5 h
- Probenahme mit  $N_{min}$ -Bohrer (10 cm-Schichten):  $\Rightarrow V=60-100 \text{ cm}^3$

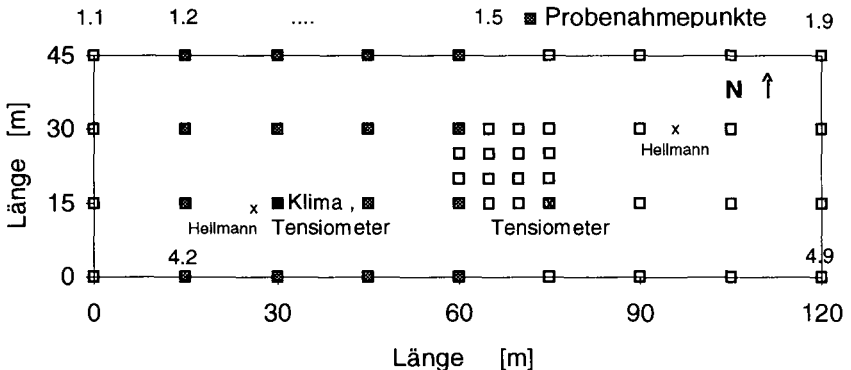


Abb. 1 Gesamtes Meßraster: Der beregnete Bereich ist hier mit gefüllten Symbolen dargestellt.

\* Inst. f. Geographie und Geoökologie der TU, Langer Kamp 19c, D-38106 Braunschweig



Die Wasserretentionskurve des Bodens wurde unabhängig davon an Bodenproben aus 4 Tiefen an denselben 16 und weiteren 32 Punkten mit Hilfe einer Druckapparatur mit keramischen Platten gemessen. Die mittlere gesättigte hydraulische Leitfähigkeit wurde durch zusätzliche Feldmessungen ermittelt (Ring- und Diskinfiltrometer). Van Genuchten Mualem-Parameter wurden bestimmt.

- Probenvolumen: 340 cm<sup>3</sup>
- Entnahmetiefen: 10, 20, 40 und 60 cm
- Klimadaten von Wetterstation (1 km Entfernung)

Simulationsrechnungen des Berégnungsereignisses wurden auf der Basis eines deterministischen Modells für einen eindimensionalen Transport ausgeführt und mit den gemessenen Zeitreihen der Wassergehaltsprofile verglichen.

- 1-dim. Modell: SIMULAT (Diekkrüger, 1992)

Randbedingungen:

- Niederschlags- (Abb. 2) und Evaporationsdaten (Penman) von Wetterstation (Deutscher Wetterdienst, stündliche Daten)
- untere Randbedingung:  $\Psi = -100$  cmWS
- 6 Wochen Simulationszeitraum

räumliche und zeitliche Auflösung:

- 50 Kompartimente mit 2 cm Höhe
- Zeitschritt der Ausgabedaten: 1 h
- Substrate: (4 Schichten), 0-20, 20-30, 30-50, 50-100 cm Tiefe

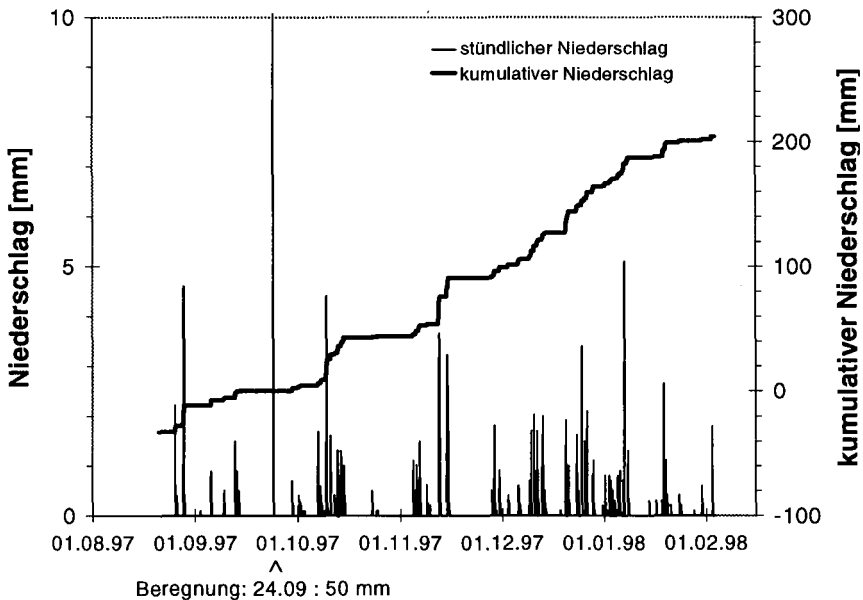


Abb. 2 Natürlicher Niederschlag während des Feldexperimentes.

## Ergebnisse

Zwei Ansätze, den Wassertransport im Feldmaßstab zu beschreiben, werden hier gezeigt:

### 1.) "Effektive Parameter"

Eine mittlere gemessene Retentionskurve wurde bestimmt und von Genuchten-Parameter daran angepaßt (Abb. 7). Mit diesen Parametern wurde anschließend eine Simulationsrechnung durchgeführt und mit den Ergebnissen der mittleren gemessenen Wassergehaltsprofile verglichen.

### 2.) Bodensäulen-Modell:

Für jeden Meßpunkt wurden von Genuchten-Parameter aus den gemessenen Retentionskurven bestimmt und Simulationen ausgeführt. Die Mittelwerte der berechneten Wassergehaltsprofile wurden mit den mittleren gemessenen Profilen verglichen.

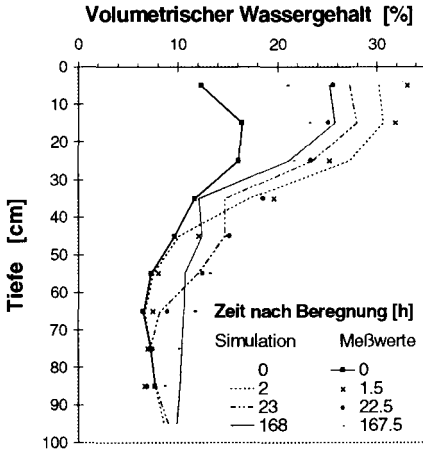


Abb. 3 Vergleich von gemessenen und simulierten Wassergehaltsprofilen zu verschiedenen Zeiten. Fall 1): Effektive Parameter.

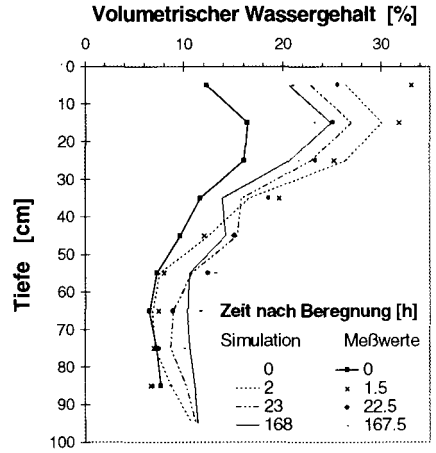


Abb. 4 Vergleich von gemessenen und simulierten Wassergehaltsprofilen für verschiedene Zeiten. Fall 2): Bodensäulen-Modell.

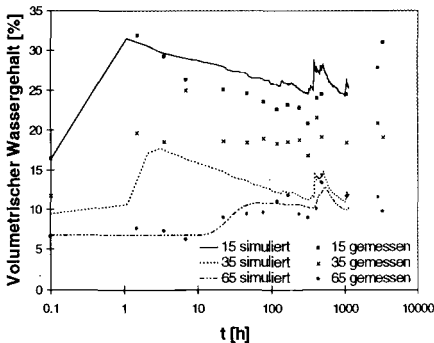


Abb. 5 Zeitreihen von Wassergehaltsprofilen für drei verschiedene Tiefen. Die Simulationen wurden mit effektiven Parametern gerechnet.

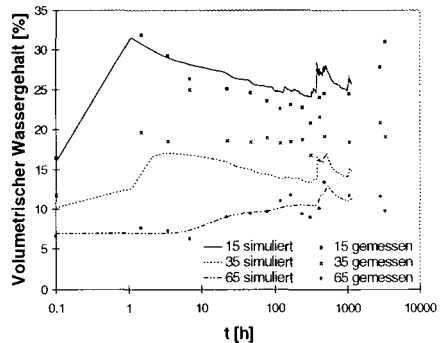
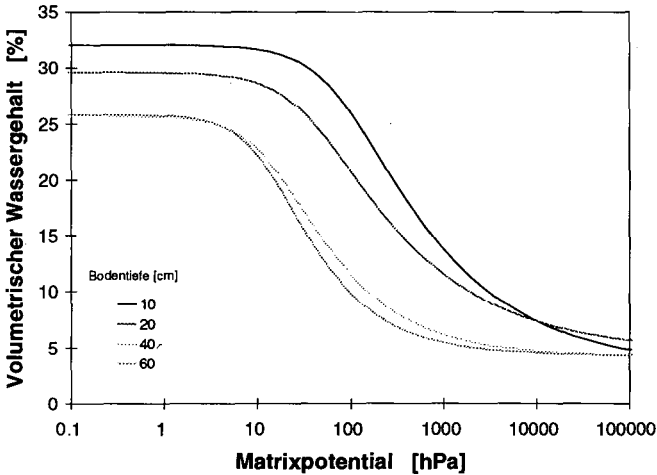


Abb. 6 Zeitreihen von Wassergehaltsprofilen für drei verschiedene Tiefen. Die Simulationen wurden über alle Meßpunkte gemittelt.



Die in Abb.7 dargestellten mittleren Retentionsverläufe zeigen klar den Unterschied zwischen den Substraten des Ober- und Unterbodens. Es fällt auf, daß die Kurven bei 40 und 60 cm Tiefe einen fast identischen Verlauf aufweisen, so daß bei weiteren Modellierungen auch mit einer einheitlichen Substrateigenschaft für die Tiefen ab 30 cm gerechnet werden könnte.

Abb. 7 Die an die mittleren gemessenen Retentionsverläufe angepaßten "effektiven" Retentionskurven (Fall 1).

Die gemessenen und simulierten Wassergehaltsprofile an 4 verschiedenen Zeitpunkten für den Fall der "effektiven Parameter" sind in Abb. 3 dargestellt. Abb. 4 zeigt entsprechend die Ergebnisse für den Fall des Bodensäulen-Modells. In Abb. 5 und 6 werden die Zeitreihen der Wassergehalte in verschiedenen Tiefen für beide Fälle dargestellt. Das Beregnungsereignis führt im Oberboden zu einem Wassergehaltsanstieg von 15 auf 30 %, wogegen der Anstieg etwa zwei Wochen später auf ein natürliches Niederschlagsereignis zurückzuführen ist. Die Wahl der Meßzeitpunkte erlaubt eine gute Auflösung der Flußprozesse nach dem Beregnungsereignis.

Beide Fälle beschreiben die Entwicklung der Wassergehaltsprofile recht gut mit Ausnahme der Tiefe von 35 cm. Dort werden die Bedingungen des Pflughorizontes nur unzureichend durch die Labormeßdaten wiedergegeben.

### Schlußfolgerung

Insgesamt stimmen die Profile für das Bodensäulen-Modell besser mit den Meßdaten überein als bei dem Modell der "effektiven Parameter". Die Annahme von lateraler Durchmischung im letztgenannten Modellansatz ist bei Wassertransport im Feldmaßstab im allgemeinen nicht erfüllt.

### Literatur

Dieckrüger, B., 1992: Standort und Gebietsmodelle zur Simulation der Wasserbewegung in Agrarökosystemen. In: Landschaftsökologie und Umweltforschung 19, Inst. f. Geographie und Geoökologie, TU Braunschweig

van Genuchten, M. Th., 1980: A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 44, 892-898

## **Ein Messsystem zur Erfassung des Oberflächenabflussvolumens von Erosionsflächen im Feldmaßstab**

Haider, J.<sup>1)</sup>; Seyfarth, M.<sup>2)</sup>; Weck, K.<sup>1)</sup>

### **Einleitung**

Bei Untersuchungen zur Verlagerung von umweltrelevanten Stoffen durch Abschwemmung (in der gelösten und festen Phase) benötigt man häufig Angaben zum Abflussvolumen (gemeint ist das Volumen der Abflusssuspension) bei einem Abflussereignis sowie zum zeitlichen Verlauf der Abflussrate. Die Erfassung dieser Messgrößen im Feldmaßstab bereitet Probleme, da im Feldmaßstab u. U. sehr hohe Abflussvolumina und -raten auftreten, und zudem hohe Sedimentkonzentrationen im Abfluss die Messung stören können.

Im Rahmen eines Untersuchungsvorhabens des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen zur Quantifizierung der Abschwemmung von Pflanzenschutzmitteln und Nährstoffen von Ackerflächen musste ein Messsystem entwickelt werden, das eine weitgehend störungsfreie und zuverlässige Messung des Abflussvolumens und der Abflussrate auf einer 1,5 Hektar großen, stark geneigten Ackerfläche ermöglichte. Die Anforderungen an das Messsystem wurden folgendermaßen definiert:

- Das System soll – bei akzeptablen Preis - möglichst genau, störungs- und wartungsfrei arbeiten.
- Eine Messwertaufnahme soll durch einen Data-Logger erfolgen.
- Die obere Grenze des Messbereichs für die Abflussrate soll mindestens 208 L/s betragen (dies entspricht einer Abflussrate von 50 mm/h, die kurzzeitig durchaus erwartet wurde).
- Das System muss mit Sedimentkonzentrationen im Abflusswasser von über 100 g/L zurecht kommen.

Im folgenden wird ein Messsystem vorgestellt, das die genannten Anforderungen in befriedigendem Maße erfüllt. Dabei erfolgt auch ein Vergleich und mit anderen Systemen.

### **Material und Methoden**

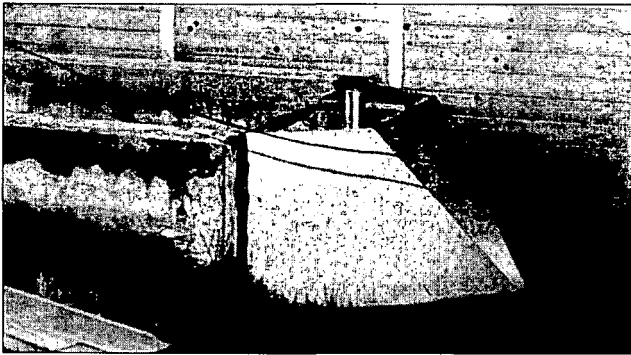
Die Abflussmessungen erfolgten auf einer Ackerfläche im Mettmanner Löss-Hügelland (östlich von Düsseldorf), die überwiegend lehmig-schluffige Pararendzinen, Parabraunerden und Kolluvien aufweist. Die Messeinrichtung wurde in einer Mulde installiert, wo der Oberflächenabfluss einer etwa 1,5 ha großen Teilfläche reliefbedingt zusammenfließt. Die Hangneigung auf der Fläche variiert zwischen 0 und 15 %.

---

<sup>1)</sup> Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Wallneyer Str. 6, 45133 Essen.

<sup>2)</sup> Umwelt-Geräte-Technik GmbH, Eberswalder Str. 84a, 15374 Müncheberg.

Als Messsystem wurde ein Messgerinne mit einer Pegelmessung gewählt, wobei als Messgerinne ein sogenanntes H-Flume zum Einsatz kam (siehe **Abb. 1**). Das H-Flume ist vergleichsweise einfach und kostengünstig zu bauen, ist wenig verstopfungsanfällig und verfügt über einen großen Messbereich. Die Bestimmung der Abflussrate erfolgt über eine einzige Pegelmessung (GRANT & DAWSON 1995). Mit dem eingesetzten 0.61 m-H-Flume können Abflussraten bis etwa 250 L/s bei ausreichender Genauigkeit bestimmt werden. Die Beziehung zwischen Pegelstand und Abflussrate wurde über eine Eichkurve bestimmt, und ist u. a. bei GRANT & DAWSON (1995) angegeben. Eine nachträgliche Überprüfung der Eichung erfolgte bislang noch nicht. Das Flume wurde am Ausgang eines 3,5 m langen und 1,16 m breiten, horizontalen Betonkanals angebracht, der dazu dient, eine Beruhigung des Abflussstromes zu bewirken, wodurch eine exaktere Pegelmessung möglich wird.



**Abb. 1.**

H-Flume mit vorgeschaltetem Beruhigungs kanal.

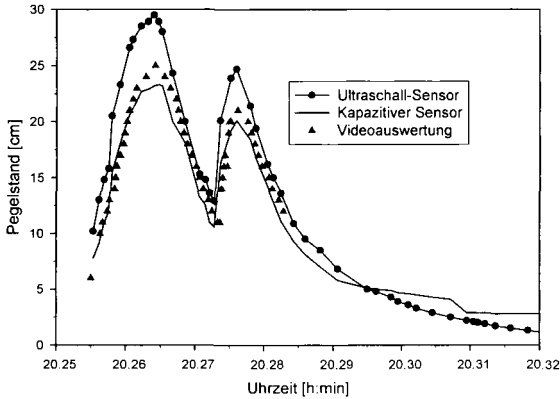
Zur Pegelmessung wurden verschiedene Messsysteme verglichen:

- a) Ultraschall-Echolotmessung mit einem Ultraschallabstandssensor der Firma Honeywell (Typ 945-L4Y-2D-1C0)
- b) Einperlmessung mit einem Einperlmodul der Firma ISCO, dessen Luftauslass an eine Bodenluftlanze der Firma UGT angeschlossen wurde
- c) Messung mit einem kapazitiven „Füllstandsgeber“, der in der Lebensmittelindustrie zur Pegelmessung in Flüssigkeitstanks eingesetzt wird.

Die Daten der genannten Messsonden wurden von Data-Loggern aufgezeichnet. Die Richtigkeit der Pegelmessungen wurde mit einer automatisch registrierenden Infrarot-Videokamera, die auf eine Pegellatte im Flume gerichtet war, während zweier Abflusssimulationen (Wasserapplikation mit einem Gülletankwagen) sowie während eines natürlichen Abflussereignisses (mit Sedimentgehalten von mehr als 100 g/L) überprüft. Das Einperlmesssystem wurde bei den Abflusssimulationen nicht eingesetzt.

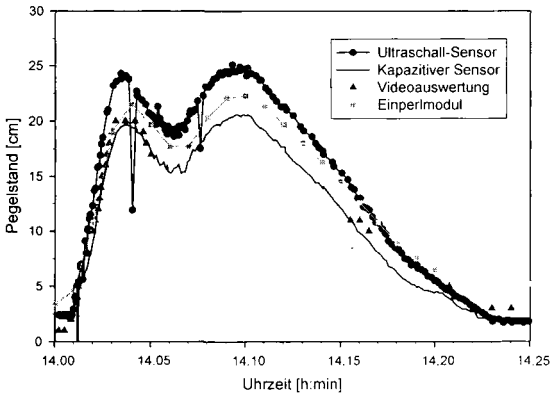
## Ergebnisse und Diskussion

Sowohl bei den Abflusssimulationen (**Abb. 2**), als auch bei dem natürlichen Abflussereignis (**Abb. 3**), konnte der kapazitive Pegelmesser die tatsächlichen Pegelstände (die den Messwerten der Videoauswertung entsprechen), gut abbilden. Der Ultraschall-Sensor überschätzt dagegen die tatsächlichen Pegelhöhen um mehrere Zentimeter, insbesondere im Bereich hoher Pegelstände. Eine zufriedenstellende Erklärung dafür konnte bislang noch nicht gefunden werden. Das Einperlmodul lieferte Messwerte, die zwischen den Werten des kapazitiven und des Ultraschall-Sensors lagen, insgesamt also befriedigende Ergebnisse.



**Abb. 2.**

Pegelstände im H-Flume bei einer Abflusssimulation – Vergleich verschiedener Messsysteme.



**Abb. 3.**

Pegelstände im H-Flume bei einem natürlichen Abflussereignis am 28.08.1997.

## **Fazit**

- Die Bestimmung der Abflussrate (und daraus des Abflussvolumens) über eine Pegelmessung im H-Flume hat sich im Praxiseinsatz bewährt.
- Zur Pegelmessung erscheint v. a. das kapazitive Verfahren gut geeignet.
- Die Eiperlmessung liefert ebenfalls befriedigende Ergebnisse, ist allerdings deutlich teurer als die anderen Messverfahren.
- Um das Risiko eines Messwertausfalls zu verringern, kann die Ultraschall-Pegelmessung als preisgünstiges, zusätzliches Verfahren eingesetzt werden. Die Messwerte überschätzen die tatsächlichen Pegelstände allerdings um einige Zentimeter.

## **Literatur**

GRANT, D.M.; DAWSON, B.D. (1995): Isco Open Channel Flow Measurement Handbook. Fourth Edition, Isco, Lincoln, Nebraska, U.S.A.

## Bodenwasserhaushaltsmodellierung im semiariden Nordosten Brasiliens

Dietrich Halm<sup>1</sup>, Thomas Gaiser<sup>1</sup> und Karl Stahr<sup>1</sup>

### 1 Einleitung und Zielsetzung

Der semiaride Nordosten in Brasilien ist der ärmste Landesteil (Dürrepolygon), geprägt durch extreme klimatische und hydrologische Bedingungen (Abb. 1). Niederschläge fallen ausschließlich während einer etwa halbjährlichen Regenzeit (Nov.-Apr.), auf die eine halbjährliche Trockenzeit (Mai-Oktober) folgt. Im Bundesstaat Piauí, in dem die Untersuchungen durchgeführt wurden, sind über 50% der Landoberfläche mit sandigen Böden bedeckt.

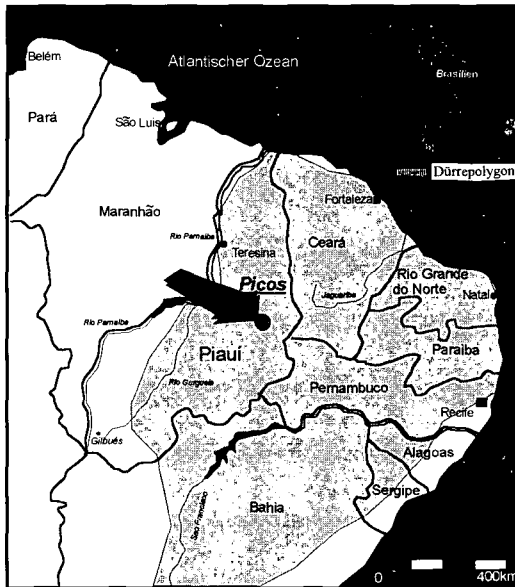


Abbildung 1: Der Nordosten Brasiliens mit Lage des Untersuchungsgebietes Picos

In der vorliegenden Arbeit wurden - für einen Ferralic Arenosol (S-t<sup>1</sup>S) aus einer 5 m mächtigen Sanddecke über Sandstein - simulierte versus gemessene Verläufe des Bodenwassergehaltes und der Saugspannung verglichen. Außerdem wurde die Lage der unterirdischen Wasserscheide (UWS) und

<sup>1</sup> Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortlehre, 70593 Stuttgart, E-Mail: dhalml@uni-hohenheim.de, tgaiser@uni-hohenheim.de, kstahr@uni-hohenheim.de



die Grundwasserneubildungsrate in 5 m Tiefe unter verschiedener Vegetationsbedeckung berechnet (vgl. Halm, 1999).

## 2 Methodik

Die Bodenwassergehalte wurden mit TDR gemessen, Saugspannungen mit Einstichtensiometern. Zur Simulation beider Parameter und zur Berechnung der UWS wurde das Modellsystem HILLFLOW (Bronstert, 1994) benutzt. Die Berechnung des Wassergehalts und der Saugspannung werden in HILLFLOW über van Genuchten-Parameter gesteuert (van Genuchten, 1980), die für jeweilige Bodenarten aus Bohnen et al. (1993) entnommen wurden. Die potentielle Evapotranspiration wurde nach Penman-Monteith berechnet.

## 3 Ergebnisse

Der Verlauf der gemessenen *Bodenwassergehalte und Saugspannungen* in unterschiedlichen Tiefensegmenten des Ferralic Arenosols konnte mit dem Bodenwasserhaushaltsmodell HILLFLOW mit hoher Genauigkeit simuliert werden (Abb. 2). Der mittlere absolute Fehler zwischen simulierten und gemessenen Wassergehalten ist <5 Vol%.

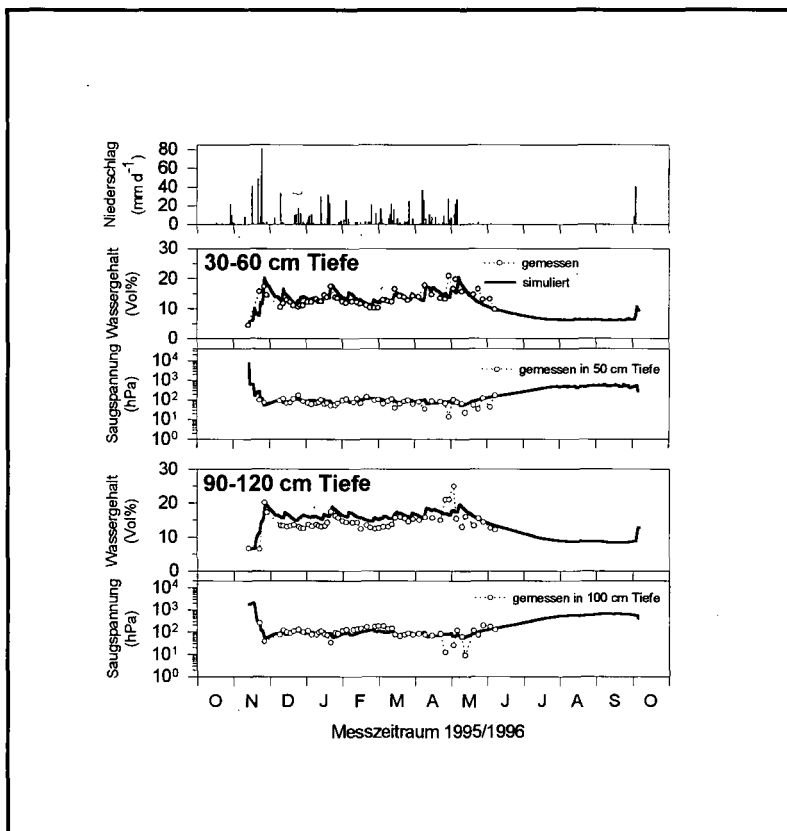
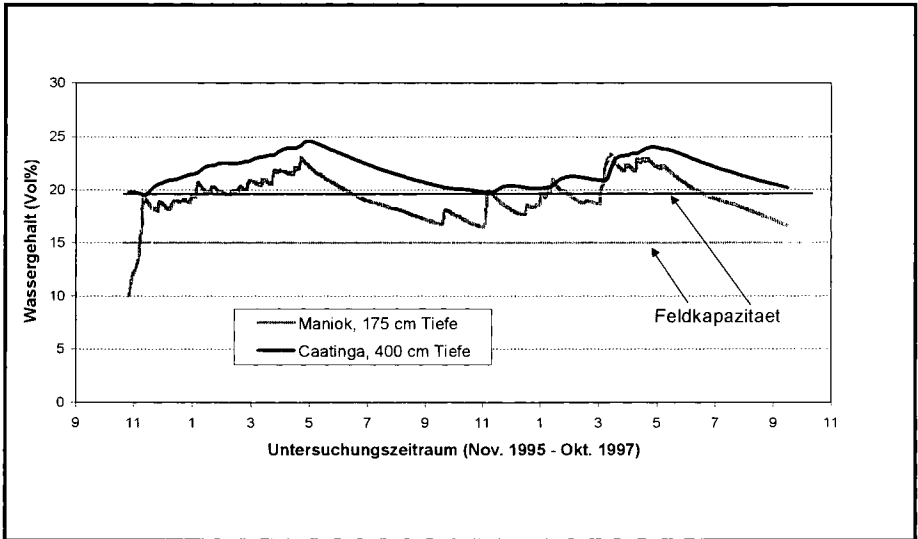


Abbildung 2: Verlauf gemessener versus simulierter Bodenwassergehalte und Saugspannungen in einem Ferralic Arenosol

Die Dynamik der Bodenwassergehalte und Saugspannungen in Abhängigkeit von den Niederschlägen wurde während der Regenzeit durch die Simulation gut erfasst ( $r > 0,7$ ). Auch die Austrocknungsdynamik am Ende der Regenzeit wurde vom Modell weder unter- noch überschätzt. Die niedrigen, gemessenen Saugspannungspeaks im April/Mai 1996 wurden vom Modell jedoch nicht nachgezeichnet.

Die UWS definiert diejenige Tiefe, in welcher der Wassergehalt zum trockensten Zeitpunkt des Jahres (Ende der Trockenzeit im Okt./Nov.) nicht unter den Wert der Feldkapazität fällt (vgl. Abb. 3). Die Tiefenlage der UWS ist für Maniok und natürliche Dornbuschwald-Vegetation (Caatinga) unterschiedlich. Unter Maniok, der eine Wurzeltiefe von 120 cm hat, liegt die UWS höher (175 cm Tiefe) als unter Caatinga (400 cm Tiefe), die eine Wurzeltiefe von 170 cm und eine höhere Wasseraufnahmekapazität der Wurzeln aufweist. Unterhalb der UWS bewegt sich das Bodenwasser nur abwärts und trägt zur Grundwasserneubildung bei.



**Abbildung 3:** Verlauf des Bodenwassergehaltes zur Bestimmung der Tiefenlage der unterirdischen Wasserscheide in einem Ferralic Arenosol für unterschiedliche Vegetationen (Maniok und natürlicher Dornbuschwald (Caatinga)); weitere Erklärungen im Text

Die Grundwasserneubildungsrate in 5 m Tiefe am unteren Rand der Sandbedeckung wurde vom Modell auf 11 mm/Jahr berechnet (Tab. 1, Mittelwert), was gut mit dem langjährigen Mittel von 10 mm/Jahr (Forster, 1996) übereinstimmt.

**Tabelle 1:** Grundwasserneubildung unter einem Ferralic Arenosol in Abhängigkeit von der Vegetationsbedeckung

	Maniok	Caatinga	Mittelw.
mm/J	15	7	11

#### 4 Schlussfolgerungen

- Bodenwassergehalte und Saugspannungen in einem Ferralic Arenosol können mit dem Modellsystem HILLFLOW unter semiariden Klimabedingungen zufriedenstellend simuliert werden.
- Die Tiefenlage der unterirdischen Wasserscheide und die Grundwasserneubildungsrate können in Abhängigkeit der jeweiligen Vegetation abgeschätzt werden.

#### Literatur

- Bohne, K., Horn, R. und Baumgartl, T. (1993):* Bereitstellung von Van-Genuchten-Parametern zur Charakterisierung der hydraulischen Bodeneigenschaften. Z. Pflanzenernähr. Bodenk 156: 229-233.
- Bronstert, A. (1994):* Modellierung der Abflußbildung und der Bodenwasserdynamik von Hängen. IHW 46: 193 S., Univ. Karlsruhe.
- Forster, M. (1996):* Untersuchung zur Wasserqualität, zur Wasserverfügbarkeit und aktuellen Nutzung sowie Erarbeitung eines Beitrags zur Entwicklung eines Wassermanagementkomplexes. In: Wasserverfügbarkeit im semi-ariden Nordosten Brasiliens, WAVES-Statusbericht, Band II, Fachberichte, BMBF/PT-USF, Bonn.
- Genuchten, M.T. van (1980):* A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Am. J.44: 892-898.
- Halm, D. (1999):* Soil water balance in the semiarid Northeast of Brazil – characterisation, simulation, evaluation, and comparison of hydrological properties and processes in representative soils of the Picos region, Piauí. Hohenheimer Bodenkundl. Hefte, 203 S. (eingereicht)

# Effektive Wasser- und Stoffaufnahme durch Wurzelsysteme

K. Hammel

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

## EINLEITUNG

Wasser- und Stoffaufnahme durch Pflanzenwurzeln sind komplexe und wichtige "Randbedingungen" für den Wasser- und Stofftransfer in Böden. Häufig werden zur Beschreibung dieser Prozesse 1-dimensionale Modelle verwendet. Dabei sind effektive Beschreibungen der Wasser- und Stoffaufnahme zu definieren, die das Verhalten des in Wirklichkeit 3-dimensionalen Wurzelsystems (Abb. 1) repräsentieren. Viele Modelle benutzen zur Beschreibung der Wasseraufnahme durch Wurzeln eine einfache Stressfunktion, die offensichtlich wichtige Einflussgrößen wie den Wasseranspruch der Pflanzen, die Verteilung der Wurzelichte, die hydraulischen Eigenschaften des Bodens und die Umverteilung der Aufnahme innerhalb des Wurzelsystems (kompensatorische Aufnahme) nicht oder nur vage berücksichtigt.

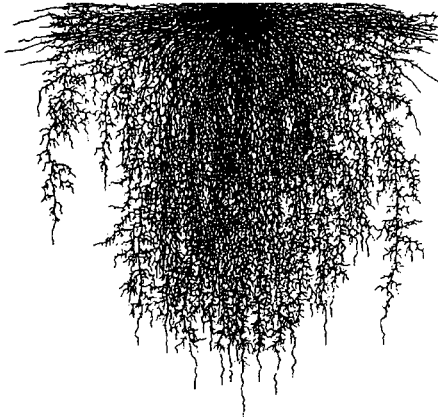


Abbildung 1: Natürliches Wurzelsystem (*Lolium perenne*) in 2-dimensionaler Projektion.

Um die Wirkung dieser Einflussgrößen zu erfassen, schlage ich eine alternative Beschreibung vor, die von der (subskaligen) Betrachtung einzelner Wurzeln und ihrer 3-dimensionalen Umgebung ausgeht. Im einem folgenden Schritt wird das effektive aus dem subskaligen Verhalten direkt abgeleitet.

## KONVENTIONELLE WURZELWASSERAUFNAHME

Die aktuelle Wasseraufnahme wird hier als Funktion der Aufnahmeverteilung (in der Regel wird diese aus der Tiefenverteilung von Wurzellängen oder -massen bestimmt) und einer trapezförmigen Stressfunktion [Feddes *et al.*, 1975] berechnet, wobei der Stresswert eine Funktion des Matrixpotentials ist. Für den Wert 0 findet keine Aufnahme statt, für den Wert 1 entspricht die Aufnahme dem durch die Verteilungsfunktion gegebenen Anteil an der potentiellen Transpiration. Gewöhnlich wird Sauerstoffstress (Mangel an Sauerstoff unter nassen Bedingungen) und Trockenstress berücksichtigt, sodass die Stressfunktion durch 4 kritische Matrixpotentiale (2 Schwellenwerte suboptimal-0 und 2 Übergangswerte optimal-suboptimal) gekennzeichnet ist.

Diese Beschreibung ist unbefriedigend, weil vor allem der Übergangswert im trockenen Bereich schlecht definiert ist. Dieser müsste eine Funktion von hydraulischen Bodeneigenschaften und Eigenschaften des Wurzelsystems sein, wobei nicht klar ist, wie er für einen gegebenen Fall gewählt werden sollte. Der konventionelle Ansatz lässt auch keine kompensatorische Aufnahme zu. Fehlt in einem Segment des Wurzelraums Wasser, sinkt die aktuelle sofort unter die potentielle Transpiration, da entsprechend höhere Aufnahme aus gut versorgten Bereichen ausgeschlossen wird.

## SINGLE ROOT MODELL

Ich betrachte eine einzelne Wurzel (Abb. 2). Als Randbedingung an der Wurzeloberfläche gilt, dass der Wasserfluß  $j_r$  nicht größer als ein pflanzenspezifischer Wert  $j_{r\max}$  und das Matrixpotential  $\psi_r$  nicht kleiner als ein Potential  $\psi_{wp}$  werden kann. Als physiologisch maximale Wurzelsenke ergibt sich damit  $r_{w\max}^* = j_{r\max} 2\pi r_0 L_r$ , wobei  $L_r = l_r / (\pi r_0^2 \Delta z)$  die Wurzellängendichte ist.

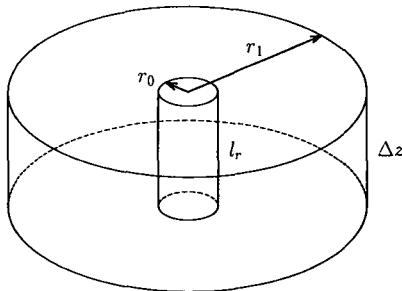


Abbildung 2: Axialsymmetrisches Gebiet mit einer Wurzel (Wurzellänge  $l_r$ , Wurzelradius  $r_0$ , Radius der Einflusszone  $r_1$ ).

## SIMULATIONEN

Ich gehe von homogenen hydraulischen Funktionen, ihrer Parameterisierung nach van Genuchten und der Gültigkeit der Richards-Gleichung aus. Da für diesen Fall keine analytischen Lösungen zur Verfügung stehen, habe ich 3-dimensionale numerische Simulationen (vgl. Abb. 2) für eine Reihe von Wurzellängendichten und ein Spektrum von hydraulischen Eigenschaften durchgeführt: Undurchlässige Ränder, "Wurzelknoten" auf Symmetrieachse mit atmosphärischer Randbedingung ( $r_{w\max}^* \Delta z$ ), Entwässerungssituation mit initialem Matrixpotential -0.6 m, Wurzelradius  $r_0 = 0.17$  mm,  $j_{r\max} = 0.0015$  m<sup>3</sup> Wasser m<sup>-2</sup> Wurzeloberfläche d<sup>-1</sup> [Ching and Barber, 1979; Claassen and Barber, 1976], Diskretisierung  $2r_0$ , Wurzellängendichten 0.1, 0.4, 1.6, 6.4 und 25.6 cm<sup>-2</sup>, und repräsentative van Genuchten Parameter für 12 Körnungsklassen [Schaap and Leij, 1998].

EFFEKTIVE WASSERAUFNAHME

Der wesentliche Schritt, um zur effektiven Wasseraufnahmefunktion zu gelangen, ist –neben der Annahme homogener Eigenschaften des Wurzelsystems– die Mittelung der lokalen Matrixpotentiale, die dann zur Wasseraufnahme (aus den "Wurzelknoten") bezogen auf das Gesamtgebiet in Beziehung gesetzt werden. Die Beziehung  $r_w \max(\bar{\psi}_m)$  zwischen dem mittleren Matrixpotential und der Wasseraufnahme ist für instationären Wasserfluss nicht notwendigerweise eindeutig. Um den Einfluss der Anfangsbedingung zu prüfen, habe ich die Ergebnisse für verschiedene initiale Matrixpotentiale verglichen. Die entsprechenden Kurven waren kaum unterscheidbar. Den Einfluss der Randbedingung, d.h. des gewählten Entwässerungsregimes, habe ich nicht explizit geprüft. Es ist allerdings zu erwarten, dass dieser Verlauf für natürliche Klimate typisch ist (kurze und intensive Bewässerungsphasen durch Niederschläge gefolgt von längeren Phasen des Wasserentzugs durch Transpiration).

In Abb. 3 ist die effektive Wasseraufnahmefunktion beispielhaft für drei Bodenarten dargestellt. Ist die Funktion horizontal, kann die Wurzel bis zum physiologischen Maximum Wasser aufnehmen. Während das minimale Matrixpotential an der Wurzel in allen Fällen gleich gewählt wurde, ergeben sich charakteristische Unterschiede für den Verlauf der Funktionen im Wasserstressbereich.

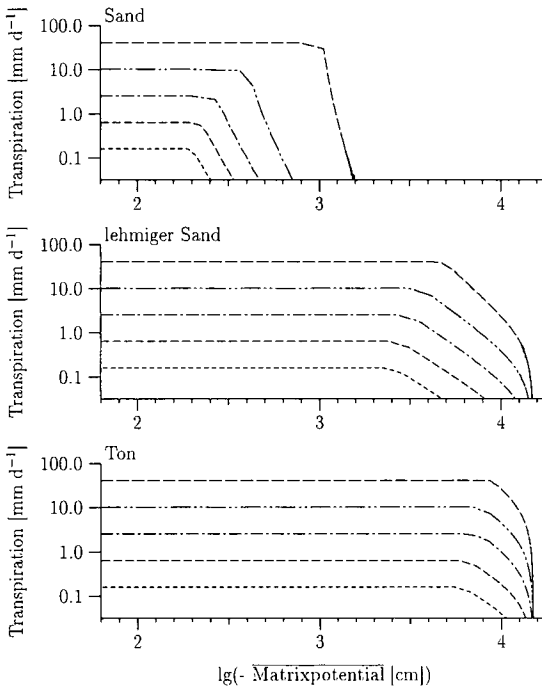


Abbildung 3: Effektive Wasseraufnahme (dargestellt als maximale Transpiration bezogen auf eine 1 m mächtige Wurzelzone) für typische hydraulische Parameter von 3 Bodenarten als Funktion des mittleren Matrixpotentials und der Wurzellängendichte (von oben nach unten abnehmend).

Je stärker der Abfall der hydraulischen Leitfähigkeit im trockenen Bereich ist (Sand), desto früher setzt Wasserstress ein. Dadurch sinkt der Wasserfluss zur Wurzel schnell, trotz großer aber begrenzter Potentialgradienten in der Nähe der Wurzel. Entsprechend setzt bei feinkörnigem Material (Ton) Wasserstress später, d.h. bei kleinerem mittleren Potential, ein. Die lokalen Potentialgradienten sind

allgemein in der Nähe der Wurzel deutlich größer als weiter davon entfernt und sie unterscheiden sich für verschiedene Wurzellängendichten bei gleicher Bodenart kaum. Bei großer Wurzellängendichte, d.h. kleinem "Einflussradius" einer einzelnen Wurzel, ist bei gleicher Wasseraufnahme das mittlere Potential niedriger (d.h. der Boden trockener), weil der äußere Bereich mit kleineren Gradienten und notwendigerweise auch größeren Potentialen fehlt.

Mit der effektiven Wasseraufnahme erhält man als maximale Transpiration

$$T_{\max} = \int_0^{z_r} r_w \max dz,$$

welche an den Bedarf, d.h. die potentielle Transpiration  $T_p$ , angepasst wird

$$r_w = \begin{cases} (T_p/T_{\max}) r_w \max & , T_{\max} \geq T_p \\ r_w \max & , T_{\max} < T_p \end{cases}$$

Volle Kompensation bei der Aufnahme  $r_w$  ist somit erfüllt, solange  $T_{\max}$  größer als  $T_p$  ist.

Erste Simulationen (über 20 Jahre) zeigen, dass sowohl in trockenen (mehr Wasser aus dem noch feuchten Unterboden) als auch in feuchten Perioden (mehr Wasser aus den nicht zu nassen Horizonten) die so berechnete Transpiration in Abhängigkeit von der Wurzellängendichte spürbar größer sein kann. Dies entspricht einer größeren Pufferkapazität des Wurzelsystems gegenüber ungünstigen hydraulischen Verhältnissen.

#### EFFEKTIVE STOFFAUFNAHME

Für den Stofftransport kann äquivalent vorgegangen werden. Allerdings gibt es hier analytische Lösungen [Yanai, 1994] für stationäre Konzentrationsprofile, die als gute Näherung benutzt werden können [Baldwin *et al.*, 1973]. Die Wurzelrandbedingung wird hier häufig als Michaelis-Menton Kinetik formuliert. Die Formulierung der Stoffaufnahme enthält neben dem Wasserfluss zur Wurzel und der mittleren Konzentration wieder Eigenschaften des Wurzelsystems ( $r_0$ ,  $L_r$ , Michaelis-Menton Parameter) und des Bodens (Diffusionskoeffizient).

#### ZUSAMMENFASSUNG

Das Single Root Modell erlaubt, die Wasseraufnahme durch Wurzelsysteme als effektive Funktion von (subskaligen) Wurzelparametern und hydraulischen Bodeneigenschaften zu beschreiben. Dabei werden keine fiktiven Parameter benötigt. Die Stoffaufnahme kann in ähnlicher Weise beschrieben werden. Die Formulierung der aktuellen Wasseraufnahme als effektive Funktion erfordert, das "Gedächtnis" des subskaligen Prozesses auszulöschen d.h. subskalig von der Vorgeschichte unabhängige räumliche Verteilungen der hydraulischen Variablen anzunehmen. Die damit verbundenen Fehler scheinen vernachlässigbar. Diese Beschreibung ist realistischer und flexibler: Allerdings müssen Wurzelsysteme mit ausreichender Genauigkeit charakterisiert werden. Experimentell wäre sicher auch zu prüfen, in wieweit die (kritische) Annahme von homogenen Eigenschaften des Wurzelsystems haltbar ist.

#### LITERATUR

- Baldwin, J. P., P. H. Nye and P. B. Tinker, 1973: Uptake of solutes by multiple root systems from soil. III A model for calculating the solute uptake by randomly dispersed root system developing in a finite volume of soil, *Plant and Soil*, **38**, 621-635.
- Ching, P. C. and S. A. Barber, 1979: Evaluation of temperature effects on potassium uptake by corn, *Agron. J.*, **71**, 1040-1044.
- Claassen, N. and S. A. Barber, 1976: Simulation model for nutrient uptake from soil by a growing plant root system, *Agron. J.*, **68**, 961-964.
- Feddes, R. A., S. P. Neuman and E. Bresler, 1975: Finite element analysis of two-dimensional flow in soils considering water uptake by roots: II Field applications, *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, **39**, 231-237.
- Schaap, M. G. and F. J. Leij, 1998: Database-related accuracy and uncertainty of pedotransfer functions, *Soil Sci.*, **163**, 765-779.
- Yanai, R. D., 1994: A steady-state model of nutrient uptake accounting for newly grown roots, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **58**, 1562-1571.

Präferenzierlicher Fluss in einem aufgeförfsteten kohlehaltigen Kippenboden.  
Identifizierung von Fließwegen, Hydrophobie und Heterogenität

Hangen, E.<sup>1)</sup>, Gerke, H.H.<sup>2)</sup>, Schaaf, W.<sup>1)</sup>, Hüttl, R.F.<sup>1)</sup>

### Fragestellung

Die Kenntnis präferenzierlicher Fließvorgänge in Kippenböden dient als Grundlage zur verbesserten Bilanzierung von Wasser- und Stoffhaushalt von forstlich rekultivierten Ökosystemen. Im Lausitzer Braunkohlenrevier kommt diesem Gesichtspunkt angesichts extrem saurer Sickerwässer und einer geringen Grundwasserneubildungsrate besondere Bedeutung zu (Gerke et al., 1999). Ziel dieser experimentellen Arbeit ist die Ermittlung der räumlichen Verteilung der Sickerwasserbewegung, bodenphysikalischer Eigenschaften sowie der Wurzeldichte. Potenzielle Zusammenhänge zwischen diesen Parametern werden untersucht.

### Material und Methoden

Am Standort „Bärenbrücker Höhe“ bei Cottbus liegt als Ausgangssubstrat ein nicht-strukturierter pyritreicher Kippkohlelehmsand (jC) vor, der bis ca. 40 cm Tiefe mit 1900 dt/ha Kesselhausasche (CaO) melioriert wurde (Weber et al., 1999). Im Oberboden ist ein ca. 10 cm mächtiger A<sub>1</sub>-Horizont entwickelt. Die Wurzeltiefe des stockenden 16-jährigen *Pinus nigra*-Bestandes liegt bei etwa 50 cm, vereinzelt werden 80 cm Tiefe erreicht. Die ausgewählte Versuchsfläche (125 cm x 250 cm) umfasst zwei Kiefernplanzreihen.

Unter Simulation eines natürlichen Starkniederschlags wurden 60 mm einer 0.12 molaren Jodidlösung gleichmäßig mit einer Rate von 7.5 mm/h auf der Versuchsfläche mit einem tragbaren Spritzbalken („Solo 485“) ausgebracht (Abb. 1). Nachfolgend erfolgte der Aushub der behandelten Versuchsfläche in 10 cm Tiefenstufen bis in 150 cm Bodentiefe (Abb. 2).

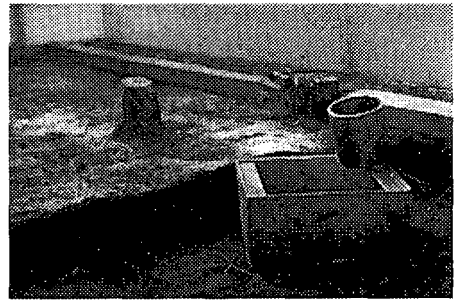
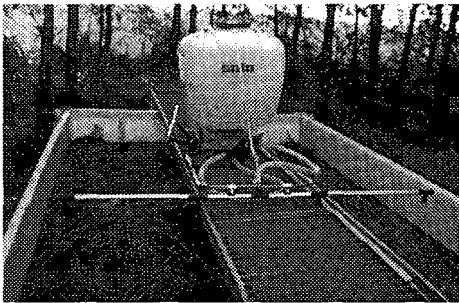


Abb.1: Versuchsaufbau

Abb.2: Prinzip des Bodenabtrags

<sup>1)</sup> BTU Cottbus, LS für Bodenschutz und Rekultivierung, PF 101344, 03013 Cottbus; e-mail: [hangen@tu-cottbus.de](mailto:hangen@tu-cottbus.de)

<sup>2)</sup> ZALF e.V. Müncheberg; Institut für Bodenlandschaftsforschung, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg



Auf jedem Tiefenniveau erfolgte eine Fließwegvisualisierung über die Jod-Stärke Färbemethode (van Ommen et al., 1988), bei der über das Aufbringen von Hypochloritlösung Jodid zu Jod oxidiert wird. Nachfolgende Behandlung mit Stärke resultiert in einer charakteristischen violetten Färbung jodführender Bodenbereiche, wodurch die Fließwege des aufgebracht Jodidtracers sichtbar werden. Die so erzeugten Färbemuster wurden auf Fensterfolie übertragen und digitalisiert (ARC-Info/ARC-View).

Ein 5 cm Raster diente zur Aufnahme der Mikrotopografie der Bodenoberfläche. In einem 25 cm Beprobungsrastrer wurde für den untersuchten Bodenmonolithen die Hydrophobie gemäß des Water Drop Penetration Time Tests (DeBano, 1981) ermittelt und die Wurzelichte bestimmt.

### Ergebnisse und Diskussion

Gefärbte Bereiche der 10 cm Tiefeninkremente dokumentieren die an der Jodidtracerverlagerung beteiligten Bodenzone. Unter Ausbildung von Fließfingern erfolgt ein präferenzzieller Fluss bis in 150 cm Tiefe, d.h. weit unterhalb der Wurzeltiefe und der Zone kapillaren Aufstiegs (Abb.3 und 6c).

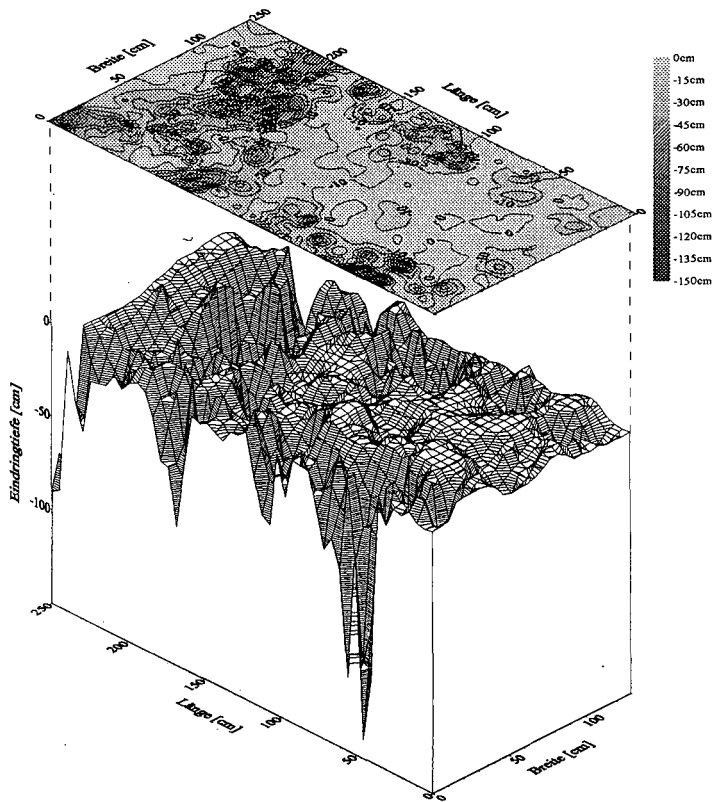


Abb.3: Räumliche Verteilung der Eindringtiefe des Jodidtracers

Die Mikrotopografie der Bodenoberfläche ist für die räumliche Verteilung der Infiltration von untergeordneter Bedeutung (vgl. Abb.4 und 5).



Abb. 4: Färbemuster (0 cm Bodentiefe)

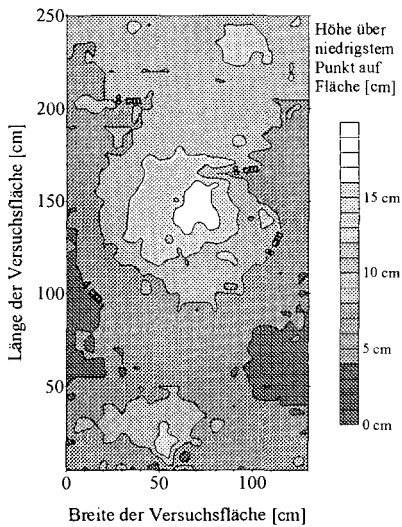


Abb. 5: Mikrotopografie der Bodenoberfläche

Sie weist im Oberboden Bereiche mit erniedrigten Werten auf, deren Lage mit Zonen vergrößerten Durchflussquerschnitts übereinstimmt (Abb. 6a und b). Erhöhte Wurzel-dichten sind auf gut benetzbare Bodenbereiche beschränkt (Mitchell et al., 1991) (Abb. 6b und c). Sie zeigen tendenziell räumliche Entsprechung mit der Position präferenzialer Fließwege (Abb. 6a und c), wie Detailbeobachtungen unterstreichen (Abb. 7).

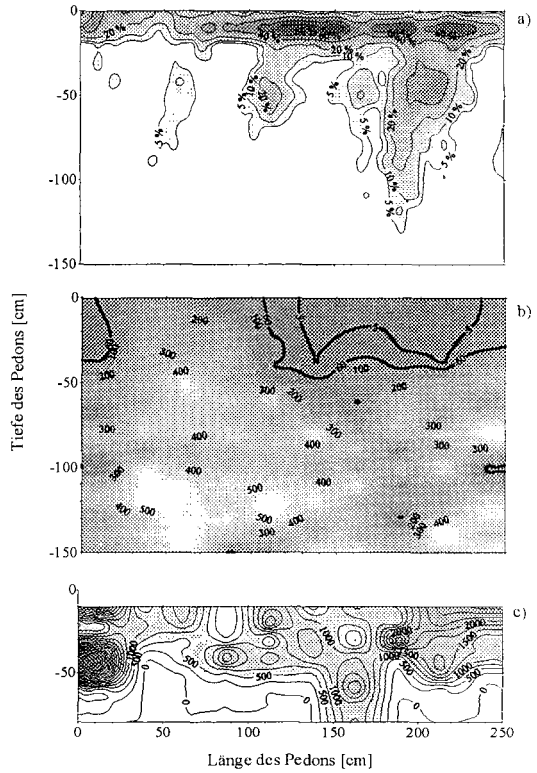


Abb. 6: 2D-Verteilungen im Aufriss des Pedons.  
 a) gefärbter Flächenanteil [%] – b) über Pedonbreite gemittelte Tropfen-Infiltrationszeit [sek.] – c) über Pedonbreite gemittelte Wurzel-dichte [mg Wurzeln / l Boden]

Der auf die gesamte Pedonbreite bezogene prozentuale gefärbte Flächenanteil weist vertikal ausgerichtete präferenziale Fließzonen („Fließfinger“) sowie ausgedehnte tracerverlagernde Bereiche in 10 cm Tiefe am Übergang zwischen dem humoserem A<sub>i</sub>- und dem jC-Horizont auf (Abb. 6a).

Die Hydrophobie (ausgedrückt als Tropfen-Infiltrationszeit) tritt sehr heterogen verteilt auf.

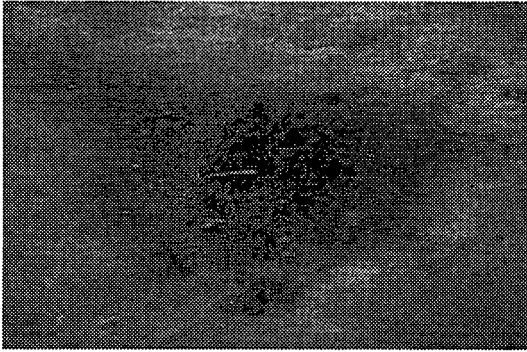


Abb.7: Gefärbter Wurzelbereich (70 cm Bodentiefe)

### Schlussfolgerungen

Infiltration und Perkolation erfolgen am untersuchten Kippenboden entlang präferenzierter Fließbahnen, die mit einem Joditracer sichtbar gemacht werden konnten. Als Einflussgröße für die Ausbildung von Fließfingern kann in begrenztem Maße die Hydrophobie gelten, wobei Wurzelkanäle die präferenziellen Fließprozesse begünstigen. Ursachen der Hydrophobie sind vermutlich heterogen verteilte Mineralüberzüge partikulärer Kohle. Diese sollen im weiteren untersucht und präferenziale Fließvorgänge räumlich hoch aufgelöst erfasst und quantifiziert werden.

### Literatur

- DeBano, L., 1981: Water repellent soils: A state of the art. Gen. Techn. Rep. PS-W-46. Pacific SW Forest and Range Exp. Stn. Berkeley, CA.
- Gerke, H.H., W. Schaaf, E. Hangen und R.F. Hüttl, 1999: Präferentielle Wasser- und Luftbewegung in heterogenen aufgeforsteten Kippen im Lausitzer Braunkohlentagebauegebiet, In: Hüttl, R.F., Klem, D., Weber, E. (Hrsg.), 1999: Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften. DeGruyter Verlag, Berlin, 163-167.
- Mitchell, A.R., T.R. Ellsworth und D.B. Meek, 1991: Plant root systems' effects on preferential flow in swelling soil. In: Gish, T. J. und Shirmohammadi, A. (Hrsg.), 1991: Preferential Flow: Proceedings of the National Symposium, Dezember 16-17, 1991, Chicago, Illinois. Am. Soc. Agric. Eng., St. Joseph, Michigan, 376-382.
- van Ommen, H., L. Dekker, R. Dijkma, J. Hulshof und W. van der Molen, 1988: A new technique for evaluating the presence of preferential flow paths in nonstructured soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 52, 1192-1193.
- Weber, E., D. Klem und R.F. Hüttl, 1999: Das BTUC Innovationskolleg Bergbaufolgelandschaften - Problemstellung, In: Hüttl, R.F., Klem, D., Weber, E. (Hrsg.), 1999: Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften. DeGruyter Verlag, Berlin, 3-22.

## Entwicklung von Abflussmustern und ihre Bedeutung für den Sedimenttransport

Katharina Helming<sup>1</sup>, Mat J. M. Römkens<sup>2</sup> und Shyam N. Prasad<sup>3</sup>

### Einleitung

Oberflächenabfluss auf Hängen ist keine räumlich homogene Erscheinung, sondern bildet ein Netz aus Abflussbahnen unterschiedlicher Abflussfracht, die sich zu einem hierarchischen Abflussmuster vereinen. Diese Abflussmuster weisen fraktale Strukturen auf, die über weite Skalenbereiche selbstähnlich sind (Rinaldo et al., 1992). So treffen Mustereigenschaften, die für große Flusssysteme charakteristisch sind, auch für Abflussmuster von Bodenoberflächen zu (Helming et al., 1999). Bislang ungeklärt ist die Frage, mit welcher Dynamik sich Abflussmuster entwickeln, und welche Parameter Einfluss auf die Entwicklung haben. Außerdem ist die Bedeutung der Abflussmuster für den Bodenabtrag noch weitgehend unbekannt. Ziel dieser Studie war es, in Laborexperimenten mit Regensimulator und Abflussrinne die Entwicklung von Abflussmustern unter dem Einfluss variierender Bodeneigenschaften, Hangneigungen, und Oberflächenrauigkeiten zu studieren und die Auswirkungen auf den Bodenabtrag zu analysieren.

### Material und Methoden

Laborexperimente an einer Fließrinne wurden am National Sedimentation Laboratory in Oxford, USA durchgeführt. Der Versuchsaufbau ist im Detail bereits woanders beschrieben (Helming et al., 1998). Er besteht aus einer 3.7 m × 0.6 m × 0.3 m (L, B, H) neigbaren Rinne mit Dränsystem, über der ein Regensimulator aus schwenkbaren Veejet-Düsen montiert ist. Ein Laserreliefmeter wird auf die Rinne montiert und misst die Topographie der Bodenoberfläche mit einer horizontalen und vertikalen Auflösung von 3 mm und 0.25 mm.

In eine Serie aus insgesamt 13 Beregnungsexperimenten wurden die folgenden Parameter einzeln variiert: Bodenart (Ut, Lu, Tu, Slu), Hangneigung (17, 8, 2%), Oberflächenrauigkeit (rauh, mittel, eben). Jedes Experiment bestand aus je 5 - 7 Beregnungstests mit jeweils ca. 50 mm Niederschlag bei definierter Intensität. Während der Tests erfolgten kontinuierliche Messungen von Abfluss und Abtrag. Vor und nach jedem Beregnungstest wurde die Bodenoberflächentopographie mit dem Laserreliefmeter abgemessen, woraus jeweils ein digitales Höhenmodell (DHM) entstand. Aus den DHMs wurden Fließrichtungen nach dem unidirektionalen Abflussmodell nach Jenon & Domingue (1988) berechnet und Abflusspfade identifiziert. Zur Charakterisierung des Musters der Abflusspfade wurden verschiedene, in der Geomorphologie gebräuchliche Parameter bestimmt. Daraus wurden die Parameter 'Drainage Density' (DD) und 'Relative Density' (RD) (Melton, 1958) ausgewählt, welche die Dichte der Abflussbahnen beschreiben. Sie werden wie folgt berechnet:

$$\text{Drainage Density} \quad DD = \frac{\text{Gesamtflusslänge}}{\text{Fläche}} = \frac{m}{m^2}$$

<sup>1</sup> ZALF, Inst. f. Bodenlandschaftsforschung, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

<sup>2</sup> USDA-ARS National Sedimentation Laboratory, Oxford, Mississippi 38655, USA

<sup>3</sup> Department of Civil Engineering, University of Mississippi, MS, USA

Relative Density  $RD = \frac{\text{Flusshäufigkeit}}{DD^2} = \frac{1}{m} \cdot \frac{m^2}{m}$

### Ergebnisse und Diskussion

Die visuelle Inspektion der berechneten Abflussmuster (Abb. 1) zeigt anfänglich sehr verschiedene Muster für Bodenoberflächen mit unterschiedlicher Rauigkeit: während die raue Bodenoberfläche ein Netz von Abflußbahnen geringer Dichte und unterschiedlicher Richtung aufweist, zeichnet sich die ebene Oberfläche durch eine dichte Anordnung sehr vieler, fast paralleler Abflussbahnen aus. Nach 500 mm Niederschlag sind die Abflussmuster der beiden ursprünglich unterschiedlichen Flächen visuell ähnlich (Abb.1).

Die Werte für die beiden Parameter DD und RD bestätigen die visuelle Beobachtung. DD und RD sind in der Abb. 2 als Funktion des kumulierten Bodenabtrages dargestellt, welcher denjenigen Ausschnitt des Beregnungsprozesses darstellt, in dem der Abfluss groß genug war, um Bodenmaterial zu transportieren und das Abflussmuster zu verändern. Zu Beginn des Erosionsprozesses führten die verschiedenen experimentellen Situationen zu einem breiten Spektrum der DD- und RD-Werte, die zwischen 25 und 95 m/m<sup>2</sup> für DD, bzw. zwischen 0.1 und 1.2 für RD schwankten. Während des Erosionsprozesses näherten sich die Werte einander an und mündeten nach ca. 4 kg Bodenabtrag in einen Gleichgewichtszustand mit Werten, die in einer schmalen Bandbreite um die Mittelwerte variierten. Offensichtlich haben sich die Abflussmuster der verschiedenen Bodenoberflächen unabhängig von der Ausgangssituation zu ähnlichen Strukturen entwickelt.

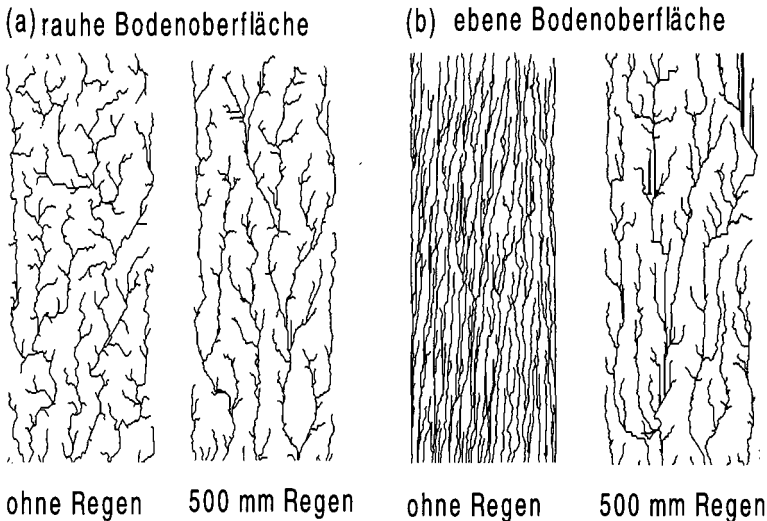


Abb. 1: Potentielle Abflussmuster auf Bodenoberflächen anfänglich unterschiedlicher Rauigkeit vor und nach je 500 mm Niederschlag. Die Bilder zeigen je 0.6 x 1.3 m große Flächen.

Diese Aussage wird auch durch andere Musterparameter bestätigt, die hier nicht dargestellt sind. Die größte Dynamik der Musterentwicklung lag zu Beginn des Erosionsprozesses vor, während nach ca. 4 kg/m<sup>2</sup> Bodenabtrag (equivalent zu 150 - 250 mm Niederschlag) ein Gleichgewichtszustand erreicht wurde und weitere Veränderung gering waren (Abb. 2). Ähnliche Ergebnisse wurden bei mathematischen Simulationen von Flusssystementwicklungen erzielt, wo die Veränderungsrate des Musters zu Beginn einer Evolution sehr hoch war, nach einer gewissen Anzahl von Iterati-

onen jedoch gegen Null tendierte (Kramer und Marder, 1992). Der Mittelwert der 'Drainage Density' von  $42 \text{ m/m}^2$  liegt etwa 10-fach über üblichen Werten für Flusssysteme. Dieser Parameter ist allerdings abhängig von der Meßauflösung und eignet sich nicht zum Vergleich verschiedener Systeme. RD ist dagegen dimensionslos und wird nicht von der Messskala beeinflusst. Der gemessene Mittelwert von 0.7 für RD entspricht dem üblicherweise für Flusssysteme gemessenen Werten, der von Melton (1958) mit 0.694 angegeben wird.

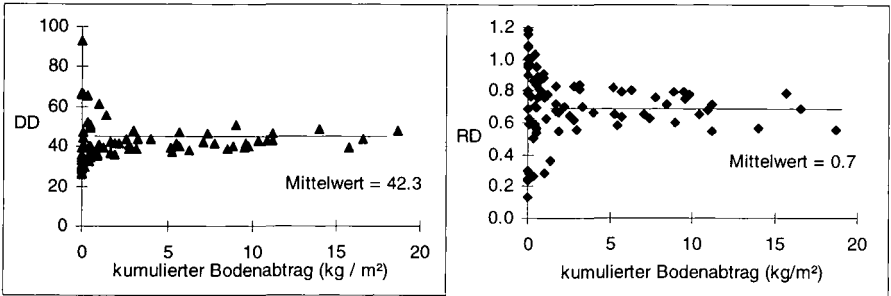


Abb. 2: Abflussmusterparameter DD und RD als Funktion des kumulierten Bodenabtrags für insgesamt dreizehn Experimente.

Interessant ist nun die Frage, welche Faktoren im Einzelnen welchen Einfluss auf die Musterdynamik haben und welche Auswirkungen für den Bodenabtrag bestehen. Der Einfluss von Oberflächenrauigkeit, Bodenart, und Hangneigung auf die Abflussmuster einerseits und den Bodenabtrag andererseits ist in der Abbildung 3 dargestellt. Erneut zeigt sich die größte Dynamik der Musterentwicklung während der ersten 200 mm Niederschlag. In dieser Phase waren auch die Bodenabträge am höchsten. Die größte Variation der anfänglichen Abflussmuster bewirkte die Oberflächenrauigkeit. Die Unterschiede verringerten sich während des Niederschlagsereignisses, blieben aber in der Tendenz erhalten. Die verschiedenen Bodenarten führten anfänglich nicht zu unterschiedlichen Abflussmustern, jedoch zu einer unterschiedlichen Dynamik der Musterentwicklung. So wies der am wenigsten erosionsanfällige Tonboden die geringste Veränderung auf und hatte gleichzeitig den geringsten Bodenabtrag. Die Hangneigung führte zu Unterschieden in den Abflussmustern, die schon zu Beginn der Experimente vorhanden waren und während der Niederschläge erhalten blieben. Ein direkter Zusammenhang zwischen den RD-Werten und den Bodenabträgen konnte nicht identifiziert werden: z. B. verursachten verschiedene Hangneigungen große Bodenabtragsunterschiede, aber geringe Musterunterschiede, im Falle der Oberflächenrauigkeit war es umgekehrt. In jedem Falle aber waren unter sonst gleichen Bedingungen die Bodenabträge um so höher, je größer die Abweichung der Musterparameter von den Gleichgewichtswerten war.

## Zusammenfassung

In Laborexperimenten wurde die Entwicklung von Abflussmustern auf Bodenoberflächen für variierende Bodeneigenschaften, Oberflächenrauigkeiten und Hangneigungen untersucht und zu den gemessenen Bodenabträgen in Beziehung gesetzt. Die Ergebnisse können wie folgt zusammengefasst werden: Die Entwicklung von Abflussmustern ist zu Beginn des Niederschlag-Abfluss Prozesses am größten und strebt einem Gleichgewichtszustand zu. Dieser Gleichgewichtszustand ist unabhängig von der Ausgangssituation stets ähnlich und variiert innerhalb einer engen Bandbreite in Abhängigkeit von äußeren Faktoren wie Hangneigung, Bodeneigenschaften, Bodenrauigkeit. Der Bodenabtrag ist dann am stärksten, wenn auch das Abflussmuster die größte Dynamik aufweist. Unter sonst gleichen Bedingungen entscheidet der Zustand des Abflussmusters, d.h. die Abweichung vom Gleichgewichtszustand, über die Höhe des Bodenabtrags.

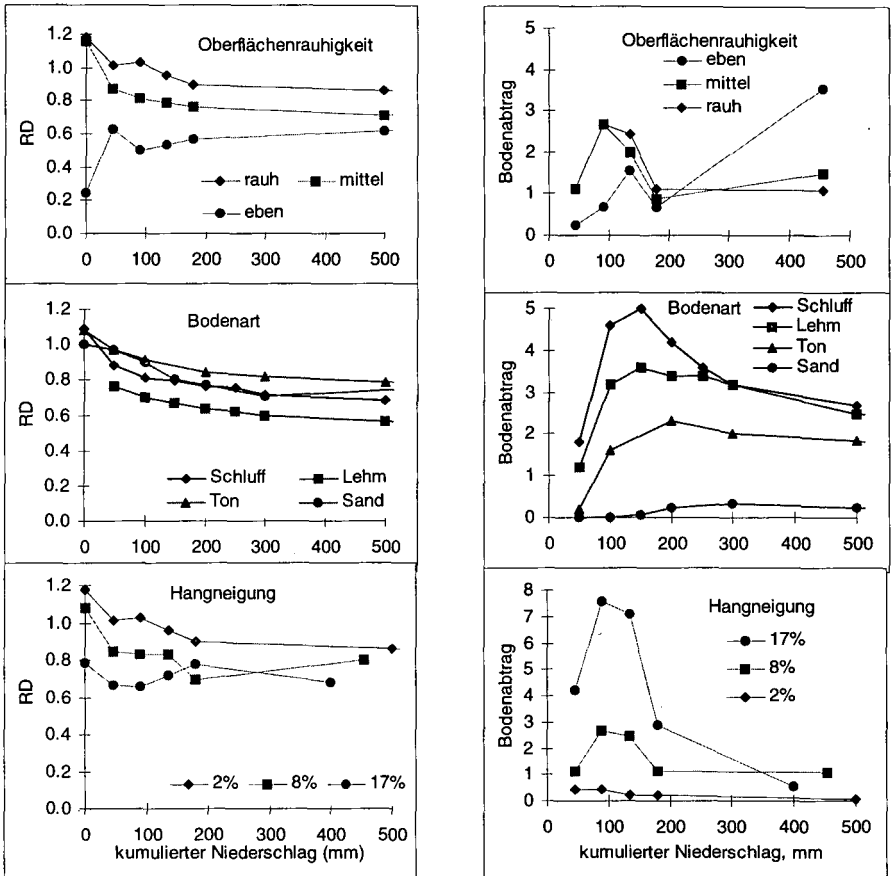


Abb. 3: Relative Density (RD) der Abflussmuster und Bodenabtrag ( $\text{kg/m}^2 \times 100 \text{ mm Regen}$ ) für verschieden Oberflächenrauigkeiten, Bodenarten und Hangneigungen.

### Literatur

Helming, K., M. J. M. Römkens, and S. N. Prasad, Surface roughness related processes of runoff and soil loss: A flume study, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62, 243-250, 1998.

Helming, K., M. J. M. Römkens, S. N. Prasad, and H. Sommer, Erosional development of small scale drainage networks, in *Process modelling and landform evolution*, edited by S. Hergarten and H. J. Neugebauer, pp. 123-146, Lecture Notes in Earth Sciences 78, Springer, 1999.

Jenson, S. K., and J. O. Domingue, Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information systems analysis, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 53, 1593-1600, 1988.

Kramer, S., and M. Marder, Evolution of River Networks. *Physical Review Letters*, 68, 205-208, 1992.

Melton, M. A., Geometric properties of mature drainage systems and their representation in an  $E_4$  phase space, *J. Geol.*, 66, 35-56, 1958.

Rinaldo, A., I. Rodriguez-Iturbe, R. Rigon, R. L. Bras, E. Ijjasz-Vasquez, and A. Marani, Minimum energy and fractal structure of drainage networks, *Water Resour. Res.*, 28, 2183-2195, 1992.

## Einfluß von Durchforstungsmaßnahmen auf die räumliche und zeitliche Verteilung der Kronentraufe eines Kiefernbestandes

C. Hinz\*; A. Spangenberg\*; G. Deutschmann\*; R. Meißner<sup>o</sup>; F. Beese\*

### Fragestellungen

1. Bewirkt ein Durchforstungseingriff eine Änderung der Kronentraufmengen und deren Verteilung?
2. Wirken sich saisonale Unterschiede der Niederschlagsmengen auf die räumliche Verteilung der Kronentraufe aus?
3. Sind die Kronentraufmengen mit Bestandesparametern korreliert?

### Methodik

In einem 27jährigen Kiefernbestand in der Letzlinger-Colbitzer Heide (nördlich von Magdeburg) wurden über 200 Regensammler aufgestellt, um in wöchentlichen Abständen die Verteilung der Kronentraufe zu messen. Nach 8 Monaten kontinuierlicher Beprobung (1995) wurde ein Teil des Bestandes durchforstet (Untersuchungsvarianten "N" nichtdurchforstet u. "D" durchforstet). Seitdem liegen fast 3 Jahre Messungen vor (1996-98). Ab 1997 wurden neben unregelmäßig verteilten Sammlern (RN- u. RD-Sammler) auch Versuchstransekten mit gezielter Anordnung beprobt. Dazu gehören auf beiden Flächen Transekten von Sammlern, die parallel zu den Baumreihen aufgestellt wurden, sowohl stammnah (Graben-Sammler, RNG u. RDG) als auch stammfern zwischen den Baumreihen (Wall-Sammler, RNW u. RDW). Zusätzlich wurden auch Sammlertransekten senkrecht zu den Baumreihen installiert (RND u. RNN).

In Abb. 1-2 sind die Kronenradien mit den Sammleraufstellungen der D- u. N-Fläche dargestellt. Um den Schwerpunkt der Bäume zu kennzeichnen sind die Baumstämme als Punkte dargestellt. Falls ein Punkt keinen zugehörigen Kronenradius aufweist, so markiert er einen abgestorbenen Baum.

Fläche	Anzahl der Bäume	Bedeckte Fläche	Bedeckungsgrad
D	110	491 m <sup>2</sup>	1.4
N	271	708 m <sup>2</sup>	1.8

Tab. 1 Bedeckungsparameter der Untersuchungsflächen (D u. N)

\* Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Universität Göttingen, Büsingenweg 2, D-37077 Göttingen

<sup>o</sup> Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig



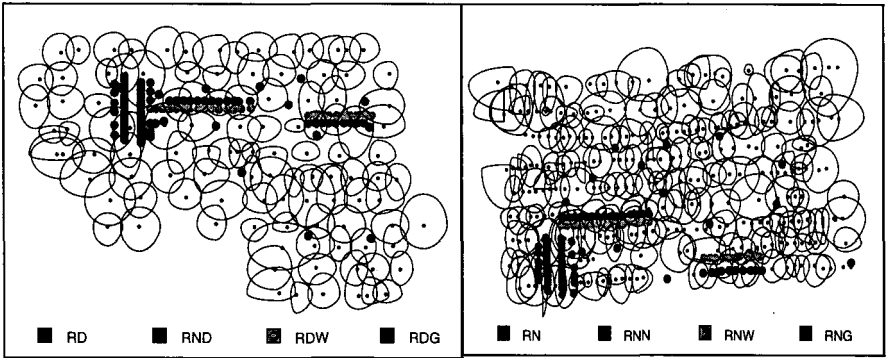


Abb. 1 u. 2 Kronenradien der D- und N-Fläche mit eingezeichneten Sammlertypen.

### Ergebnisse

Zu Frage1: Vor der Durchforstung im Jahr 1995 zeigen sich zwischen den Flächen nur

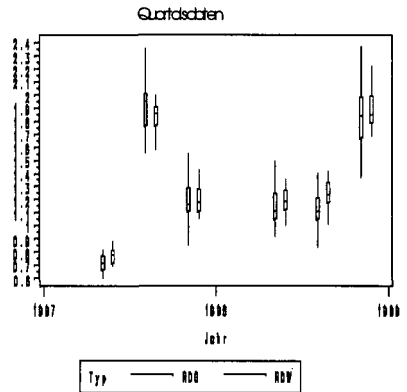
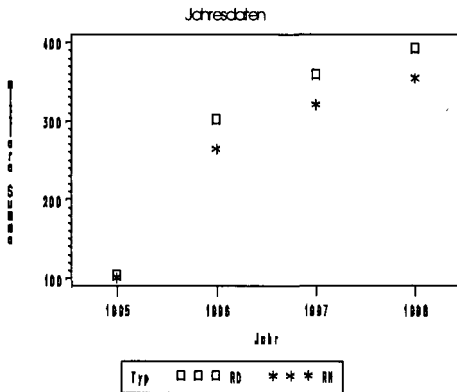


Abb. 3 Mittlere Jahressummen der Kronentraufe [mm] bei den willkürlich ausgewählten Sammlern RD und RN.

Abb. 4 Streuung der stammnah und stammfern aufgenommenen Kronentraufen (dreimonatige Mittelwerte [mm]). RDG-Sammler = jeweils linke Box; RDW-Sammler = rechte Box.

geringfügige, nicht signifikante Unterschiede hinsichtlich der Regensummen. Nach der Durchforstung unterscheidet sich die D- von der N-Fläche signifikant (nicht gezeigte Ergebnisse statistischer Tests). Sowohl bei den Tagesmittelwerten als auch bei den Jahressummen zeigt sich

ab 1996 eine deutliche Dominanz der D-Fläche. Offensichtlich wurde dort mehr Niederschlag aufgefangen, was auch aus den mittleren Jahressummen ersichtlich ist (vergl. Abb. 3).

Nach der Durchforstung ist die Streuung der Regensummen sowohl bei den Jahres- als auch bei dreimonatigen Quartalswerten (1996-1998) gestiegen (bezieht sich auf die *willkürlich verteilten RN- u. RD-Sammler*, Abb. 3).

Bei den *Sammlern gezielter Anordnung* ist sowohl auf der D- als auch auf der N-Fläche die Streuung bei den stammnahen Sammlern (Graben: RDG) größer als auf dem Wall (RDW), wo die Sammler von weniger Ästen überdeckt werden (Abb. 4).

Beim Vergleich beider Wall-Sammler auf der D- und N-Fläche sind die Niederschlagssummen und –mediane signifikant unterschiedlich. Dies trifft für die Graben-Sammler nicht im gleichen Umfang zu. Ursache ist vermutlich die gleichermaßen große Streuung im stammnahen Bereich (Abb. 5). Die *Transekte senkrecht zu den Baumreihen (RND u. RNN)* zeigen auf der N-Fläche eine größere Streuung und im Mittel höhere Werte als auf der D-Fläche (Abb. 5). Dies trifft zu jeder Jahreszeit zu. Allgemein sind die Regenmengen jedoch selten signifikant unterschiedlich zwischen beiden Flächen. Auf der N-Fläche treten z.T. höhere Niederschlagsmengen auf als auf der D-Fläche. Damit zeigen diese Sammler jedoch ein zu den anderen Sammlern gegensätzliches Verhalten.

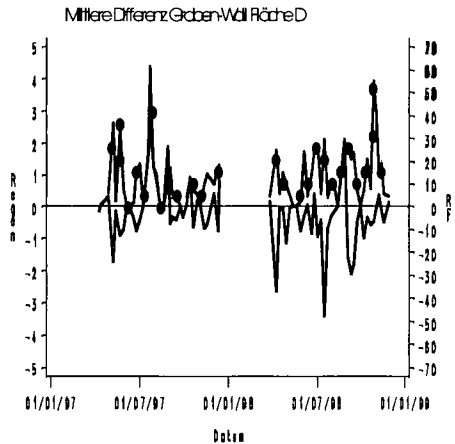
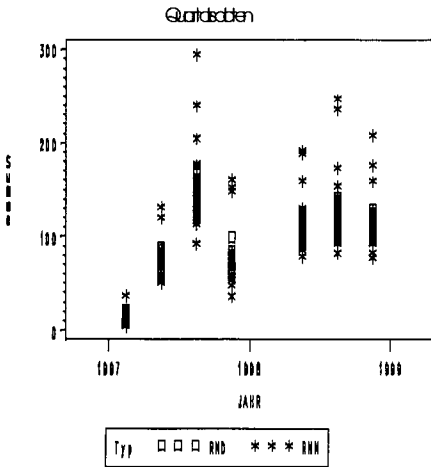
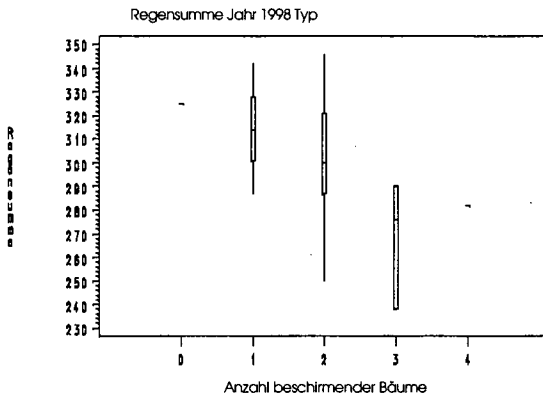


Abb. 5: Dreimonatige Quartalsummen der Kronentraufe [mm].

Abb. 6: Differenz zwischen Graben- und Wallsammlern auf der D-Fläche im Vergleich zu den Freilandniederschlägen. (Differenz = schwarze Linie; Freilandniederschlag (RF) = graue Linie mit Punkten).

**Zu Frage 2:** Es wurden teilweise jahreszeitliche Abhängigkeiten gefunden. So scheinen sich starke Niederschläge zu Anfang des Herbstes mehr auf die Regenmengen in Grabensammlern auszuwirken. Abb. 6 zeigt dazu die Differenz zwischen Graben- u. Wallsammlern auf der D-Fläche (Differenz=schwarz; Freilandniedersch. = rot) im Vergleich zu den Freilandniederschlägen. Die Differenz wird positiv bei starken Niederschlägen. Diese Effekte waren aber nicht einheitlich genug, um abschließend bewertet werden zu können.

**Zu Frage 3:** Bei der Frage nach den möglichen Einflußfaktoren auf die Regenmengen in den Sammlern zeigte sich u. a., daß auf der N-Fläche eine deutliche Abhängigkeit zu der Anzahl beschirmender Bäume eines Sammlers besteht (Abb. 7).



**Abb.7:** Einfluß der Anzahl beschirmender Bäume auf die Kronentraufe [mm]. Bei den Wallsammlern (stammfern) nahm die Regenmenge mit steigender Zahl beschirmender Bäume ab.

### Schlußfolgerungen

- Durchforstungseingriffe verringern deutlich die Interzeptions-Verdunstung im Kronenraum
- Veränderungen der räumlichen Niederschlagsverteilung sind klar erkennbar
- In Grundwasserschutzgebieten muß daher mit veränderten Mengen und Zusammensetzungen des Wassers bei forstlichen Eingriffen gerechnet werden

## GIS-basierte Auswertung digitaler Boden- und Landnutzungsinformationen zur hydrologischen Modellierung ländlicher Wassereinzugsgebiete

von

HONISCH, M.\*

### Einleitung

Hydrologische Einzugsgebietsmodelle gewinnen mit steigender Verfügbarkeit digitaler Boden- und Landnutzungsinformationen zunehmende Bedeutung. Die Identifikation hydrologisch relevanter Gebietseigenschaften und die Aufbereitung dieser Flächeninformationen im Vorgriff auf die eigentliche Modellierung wird durch den Einsatz von geographischen Informationssystemen ermöglicht.

Ziel ist, das Potential von Böden als Schutz- und Ausgleichskörper im Wasserhaushalt durch die landbauliche Bewirtschaftung nach Möglichkeit zu unterstützen, also schnell abfließende Direktabflüsse (Oberflächen- und Zwischenabflüsse) in Bächen zu vermeiden. Sie tragen maßgeblich zur Bildung unproduktiver Wasser- und Nährstoffverluste auf landwirtschaftlich genutzten Flächen bei (v. LÖWENSTERN, 1998) und führen gleichzeitig zu stoßweisen Gewässerbelastungen.

Die durch landwirtschaftliche Aktivitäten in Grenzen steuerbaren Wechselwirkungen der Abflusstechung werden auf Landschaftsebene bisher wenig beachtet. Es soll daher versucht werden, die Prozesse auf Regionalskala durch ein Einzugsgebietsmodell zu simulieren und Szenarien zu entwickeln, die zu einer Optimierung des Wasserhaushalts beitragen.

### Pedologisch-hydrologische Charakterisierung des Untersuchungsgebiets

Das hier betrachtete Einzugsgebiet Scheyern mißt 13,5 km<sup>2</sup> und umschließt das Versuchsgelände des Forschungsverbunds Agrarökosysteme München (FAM). Innerhalb des Forschungsverbunds wurde in den zurückliegenden Jahren ein umfassender Datenpool (einschließlich Klima- und Pegelbeobachtungen) aufgebaut. Damit besteht die Möglichkeit, regionale Modelle aufzustellen und zu überprüfen.

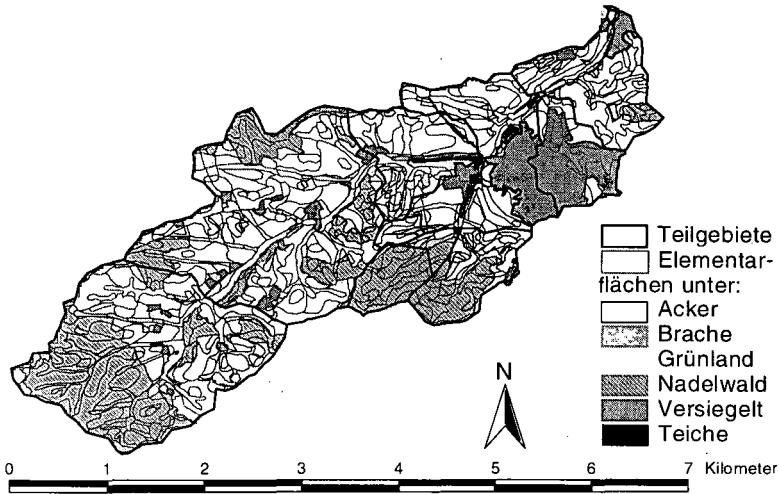
Kartographische Grundlage ist die TK 25 (als digitales Höhenmodell mit 25 m Rasterweite, Landnutzung, Gewässernetz) und die "Standortkundliche Bodenkarte von Bayern" 1:25000 (GLA 1991); beide digitalisiert von LANG (1997). Durch Verschneiden von Landnutzungs-, Boden- und Reliefinformationen lassen sich flächenbezogene Aussagen z.B. zur Auswaschungsgefährdung oder zu bevorzugten Orten der Entstehung von Interflow ableiten (HONISCH, 1999).

Für das Abflußgeschehen sind v.a. horizontgebundene Leitfähigkeiten als auch die Kapazitätsparameter relevant, deren geographische Verteilung an die Bodeneinheiten gebunden ist. Eine **Fehlerabschätzung** für Einzelstandorte erlaubt der Vergleich mit Daten aus der Bodendatenbank für das FAM-Versuchsgut. Es zeigte sich, daß die Bodenkarte in Bereichen mit geringem Wasserhaltevermögen (Böden sind aus sand- und kiesdominierten Sedimenten der oberen Süßwassermolasse) die nFK um bis zu 100% gegenüber den FAM-Daten überschätzt.

Zur **Reliefanalyse** wurden aus dem Höhenmodell Hangneigungen, Fließrichtungen und Abflußpfade berechnet. Mit Vorgabe einer bestimmten Mindestfläche werden auch Teileinzugsgebiete ermittelt. Diese rein topographisch definierten Teileinzugsgebiete sind in dieser Form aber nicht praktikabel. In

\* GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Ingolstädter Landstr. 1, 85758 Neuherberg;  
Institut für Hydrologie, Tel: +89-31872575, Fax: +89-31873361, email: honisch@gsf.de

Abhängigkeit von Gewässerbauwerken, Siedlungsstrukturen und vorhandenen Pegelmeßstellen ist eine aggregierte, teils auch differenzierte Gebietseinteilung notwendig. Die kleinste räumliche Einheit innerhalb der Teilgebiete stellen Elementarflächen dar. Sie werden durch das Verschneiden von Gebieten mit gleichen Böden und gleicher Nutzung gebildet. Insgesamt wurden in 13 Teilgebieten > 700 Elementarflächen mit einer Mindestgröße von 2500 m<sup>2</sup> ausgewiesen (Abb. 1).



**Abb. 1: Bildung von Elementarflächen durch Verschneiden von Böden mit Landnutzungen in 13 Teilgebieten des Einzugsgebiets Scheyern (Ldkr. Pfaffenhofen)**

Die Verknüpfung der Elementarflächen zu Simulationsflächen, für welche der Wasserhaushalt auf Basis von Bilanzgleichungen separat berechnet wird (Abflußbildung), deren Zuordnung zum Gerinnennetz und die Berechnung der Abflußkonzentration geschieht innerhalb des hydrologischen Modells.

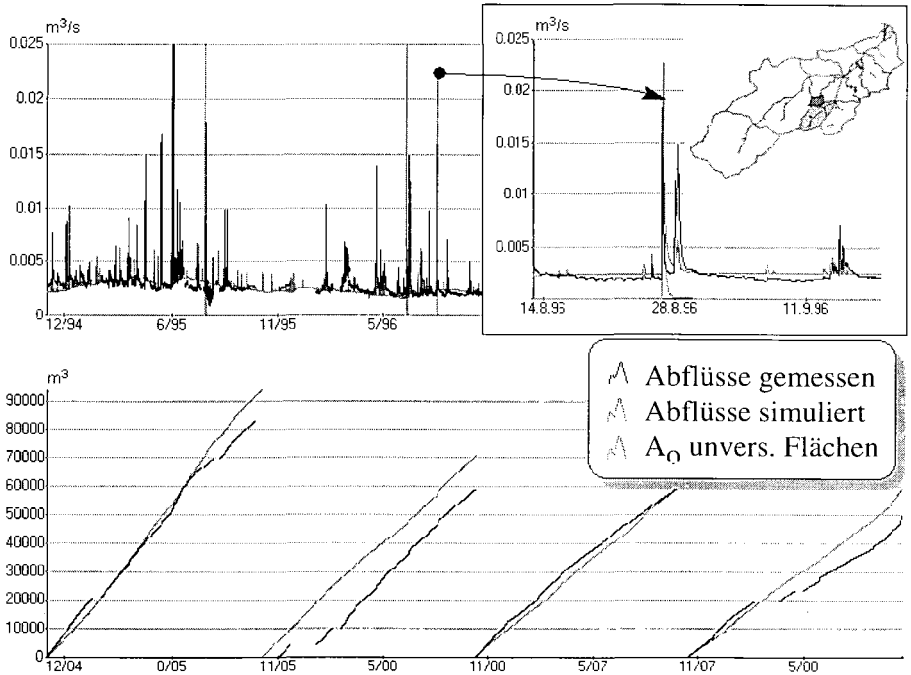
### Das Einzugsgebietsmodell

Das Gebietsmodell wurde mit NASIM (Fa. Hydrotec, Aachen) erstellt, welches Routinen zum Import der Geo-Daten von ArcView und verbundener Attributdaten bereitstellt. In das Modell gehen Tageswerte der Lufttemperatur und der potentiellen Verdunstung (Penman Monteith) sowie stündliche Niederschlagswerte aus den Daten der FAM-Versuchsstation ein. Gerechnet wurde mit 60-min Zeitschritten, die Flächeninformationen wurden horizontal für jedes Teilgebiet aggregiert und vertikal in ein 2-Schichten-Modell überführt. Grundlage zur Kalibrierung des Modells bilden Abflußmessungen der Jahre 1994-1998 und Hydrographenauswertungen von sechs Pegelmeßstellen, welche unterschiedliche Teileinzugsgebiete erfassen.

Die Translation der Abflußswelle wird in Abhängigkeit vom Relief unter Hinzunahme der Landnutzungsinformationen im GIS nach dem Manning-Strickler-Verfahren bestimmt. Ergänzend können Angaben zur Retention der Abflußkomponenten für einzelne Teilgebiete aus den Abflußdaten direkt bestimmt werden. Dies geschah anhand von Bestfit-Kurven, die das durchschnittliche Auslaufverhalten des Reservoirs nach einem Niederschlag charakterisieren. Hierdurch können Retentionskoeffizienten aus realen Datensätzen bestimmt und zur Feinkalibrierung herangezogen werden.

### Modell-Ergebnisse

Die Basisabflüsse werden in einzelnen Teilgebieten bereits gut erfasst (Abb. 2). In entfernten Teilgebieten werden aufgrund der räumlichen Variation der sommerlicher Starkregen die Direktabflüsse nicht immer genau durch das Modell wiedergegeben.



**Abb. 2: Gemessene und simulierte Abflüsse im Teilgebiet 110 unter Berücksichtigung unterirdischer Abflußanteile aus Teilgebiet 108 (1994-1998, unten Summenlinien)**

Bei der Betrachtung sehr kleiner Einzugsgebiete wurden anfangs die Abflüsse systematisch unterschätzt. Wie aus geoelektrischen Sondierungen zur Verbreitung sog. "schwebender" Grundwasservorkommen bekannt, können die unterirdischen Einzugsgebiete deutlich von der Reliefsituation abweichen. Dies wird durch Wasserbilanzen in diesem Gebiet bestätigt. Erst unter Berücksichtigung dieser Zusammenhänge im Modell werden die Ergebnisse plausibel.

Im Hinblick auf das Ziel, Einflüsse der Bewirtschaftung (z. B. einer verbesserten Bodenbedeckung auf die Zwischenabflussbildung) zu erforschen, ist es notwendig, deren Auswirkungen auf die Abflußdynamik in den Gewässern regional zu erfassen. Das aktuelle Augenmerk liegt daher in der Sensitivitätsanalyse von Landnutzungseinflüssen auf das Abflußgeschehen.

Insbesondere für kleinere Ereignisse mittlerer Jährlichkeit ergeben sich Defizite. Auch wenn sich nach Fruchtarten und jahreszeitlichem Verlauf differenzieren läßt, so zeigen die bisherigen Sensitivitätsstudien, daß die Variation der Modellparameter für die Landnutzung in NASIM von vergleichsweise geringem Einfluß auf das modellierte Abflußgeschehen eines Einzugsgebiets ist. Der Einfluß der Bodenparameter auf die modellierten Abflußmengen ist hingegen größer (Abb. 3). Aber Bodenparameter sind

nicht an die räumliche Verteilung der Landnutzungen gebunden, und sie sind nicht alle zeitlich konstant - können also nur in Detailstudien auch nutzungsabhängig variiert werden.

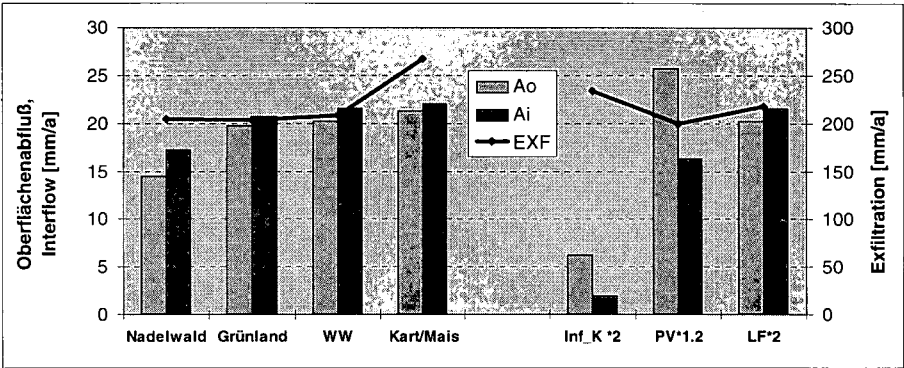


Abb. 3: Sensitivitätsanalyse: Oberflächen-, Zwischenabfluß und Exfiltration einer exemplarischen Elementarfläche (Parabraunerde aus Lößlehm) in Abhängigkeit von Landnutzung und Bodenkenwerten

### Fazit und Ausblick

Die hydrologische Charakterisierung von Einzugsgebieten auf Basis digitaler Flächeninformationen ermöglicht zum einen Abschätzungen zu Gefährdungspotentialen für Grund- und Oberflächengewässer und liefert die Datengrundlage zur Kalibrierung von Gebietsmodellen, um die Abflußprozesse auf Regionalskala zu beschreiben. Selbst für kleinere Einzugsgebiete gelingt dies mit dem Modell NASIM in zufriedenstellender Weise, da alle Komponenten des Wasserhaushalts (auch abweichende unterirdische Einzugsgebiete und Zwischenabflüsse) erfasst werden.

Durch Integration von Überfliegungsdaten (Kulturarten, Biomasseentwicklung) wird in näherer Zukunft die Datenbasis für die hydrologische Modellierung erweitert. In Planung ist ferner ein Abgleich mit Bodenradar- & TDR- Messungen sowie vergleichende Modellstudien.

Eine Ableitung agrarwirtschaftlicher Handlungsempfehlungen zur Vermeidung unproduktiver Abflüsse aus landbaulich genutzten Gebieten wird davon abhängig sein, inwieweit das hydrologische Modell in der Lage ist, die Effekte verschiedener Bewirtschaftungsweisen nachzubilden. Für regionale Betrachtungen ist daher eine modellinterne Interaktion von Art der Landnutzung und deren Auswirkung auf nutzungsabhängige Bodenparameter (z.B. Infiltration) erforderlich.

### Literatur

- GLA (1981): Standortkundliche Bodenkarte von Bayern.- Hrsg: Bayerisches Geologisches Landesamt. München.
- HONISCH, M. (1999): GIS-gestützte Standortcharakterisierung und Reliefanalyse zur Modellierung von Abflüssen aus Kleineinzugsgebieten.- *Institut für Hydrologie, Jahresbericht 1998*, GSF Neuberberg, im Druck
- LANG, R. (1997): Modellierung von Erosion und Nitrataustrag in Agrarlandschaften. In *Lehrstuhl für Landschaftsökologie*, TU Weihenstephan. Freising, pp. 177.
- V. LÖWENSTERN, S. (1998): Separierung und Bewertung von Abflußkomponenten für den Stoffaustrag aus Einzelgebieten mit Tertiärsedimenten (Scheyern, Oberbayern).- *Institut für Hydrologie GSF Bericht 7/98*, Diss. LMU München, pp.,142.

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

## Kombinierte Disk- und Ringinfiltrometermessung in unterschiedlichen Bodenlandschaften in Nord-Sulawesi Indonesien

*Jailani Husain<sup>1</sup> und Horst H. Gerke<sup>2</sup>*

### **Einleitung**

In Indonesien kommt es zu großflächigen Änderungen der Landnutzung im Zuge der Erweiterung der landwirtschaftlichen Nutzfläche, z.B. die Umwandlung von Tropenwald und Kokosnußplantagen in Ackerland. Die Auswirkungen dieser Landnutzungsänderungen auf bodenchemische Eigenschaften wurden untersucht (*Daipaha, 1994*), aber auf die Wasserinfiltration auf die Wasserinfiltration bislang nicht. Disk- und Ring-Infiltrometer wurden meist angewendet, um den Einfluß der Bodenbearbeitung auf die Wasserinfiltration auf dem Feld zu untersuchen (*Ankeny, et al., 1990; Sauer et al., 1990; Reynolds und Elrick, 1990, 1991; Reynolds et al., 1995; Husain, 1994*). Eine geostatistische Analyse der räumlichen Verteilung der Wasserinfiltration für Aussagen auf der Feldskala wurde vorgenommen (*Starr, 1990; Messing und Jarvis, 1993; Mohanty et al., 1994; Buttle und Haise, 1997; Bosch und West, 1998*). Durch kombinierte Messungen der Infiltration mit Disk- und Ringinfiltrometer an der gleichen Stelle kann zwischen dem Einfluß von Bodenmatrix und Makroporen unterschieden werden. In dieser Arbeit sollen folgenden Fragen untersucht werden: 1) Welchen Einfluß haben die Landnutzungsänderungen auf die Wasserinfiltration, 2) Welche Information liefert die kombinierte Disk- und Ringinfiltrometermessung an zwei Transekten mit Ton- und Schluffboden und mit unterschiedlicher Landnutzung.

<sup>1</sup> Jailani Husain, Institut für Bodenkunde, Landwirtschaftsfakultät, Sam Ratulangi Universität, Manado - 95115, Indonesien. DAAD Stipendiat. Derzeitige Adresse: ZALF, Münchenberg. [jhusain@zalf.de](mailto:jhusain@zalf.de).

<sup>2</sup> Horst H. Gerke, Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Institut für Bodenlandschaftsforschung, Eberswalder Straße 84, D-15374 Münchenberg.



## Methoden

200 Infiltrationsmessungen wurden auf 2 je 100 m langen Transekten durchgeführt. Das erste Transekt befindet sich auf einer Kokosnußplantage mit einem tonigen Braun-Latosol. Es erstreckt sich über 50 m in ebenem Gelände mit Bodendecker-Pflanzen (Transekt A) und 50 m im Hangbereich mit frisch bearbeitetem Boden (Transekt B). Das zweite Transekt mit schluffigem Braun-Latosol befindet sich in einem Sekundärwaldgebiet, das z.T. gerodet wurde und ackerbaulich genutzt wird. Es erstreckt sich über 50 m am Hang mit Sekundärwald (Transekt C) und über 50 m in ebenem Gelände mit Mais (Transekt D). Der Abstand zwischen den Meßpunkten beträgt immer 2 m. Diskinfiltrationsmessungen wurden bei 15, 9, 6, 3 und 0 cm Wasserspannung durchgeführt. Als Kontaktmaterial zwischen Boden und Gerät wurde eine Feinsand Schicht von 1- 6 mm Dicke verwendet. An der gleichen Stelle wurde mit dem Ringinfiltrometer bei 2, 5, 10 und 15 cm Wasserdruck gemessen. Die "early-time" und "late-time" Wasserinfiltrationsraten dienen zur Berechnung der gesättigten- und ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit und der Sorptivität.

## Ergebnisse

Stelle 24 m auf dem Transekt B und Stelle 6 m auf dem Transekt D zeigen höhere Sorptivitäten als Stelle 36 von Transekt A und Stelle 28 von Transekt C. Die Ursache ist, dass Transekte B und D bearbeitet sind. Und dort die Oberfläche besser strukturiert war als die der unbearbeiteten Böden (Abb. 1).

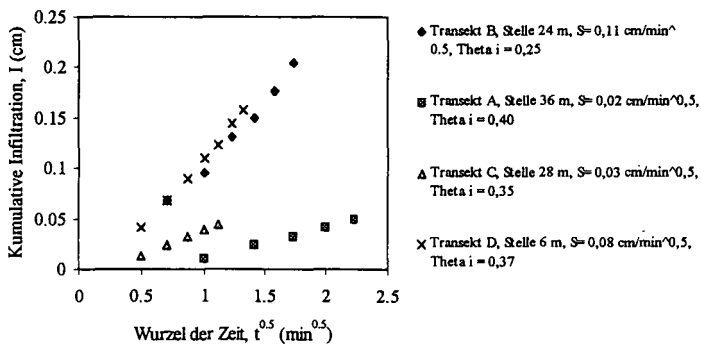


Abb. 1: Kumulative Infiltration bei 6 cm Wasserspannung als Funktion des Wurzels aus der Zeit von Böden mit verschiedenen Landnutzungen

Je höher der Wasserdruck im Infiltrometer, desto relativ höher sind die kumulative Infiltration und die stationäre Infiltrationsrate (Abb. 2 und 3).

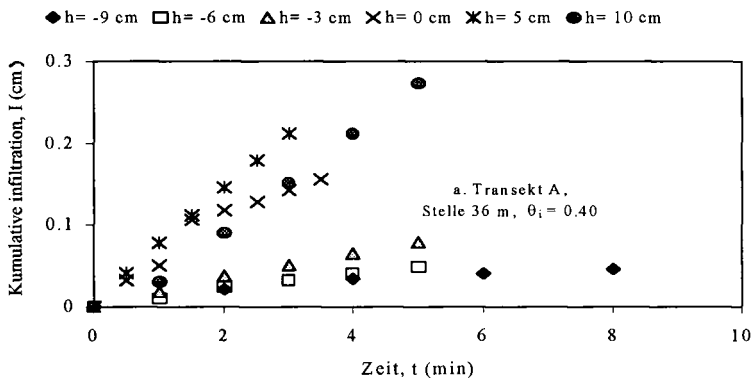


Abb. 2: Kumulative Infiltration als Funktion der Zeit bei unterschiedlichen Wasserdrücken auf dem Transekt A.

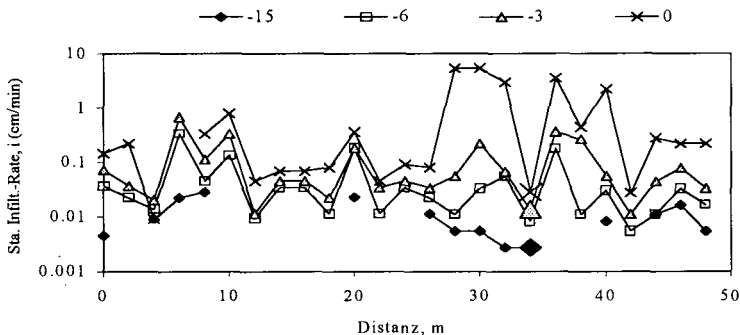


Abb. 3: Räumliche Verteilung der stationären Infiltrationsrate bei unterschiedlichen Wasserspannungen auf dem Transekt A.

Die stationäre Infiltrationsrate (Abb. 3) variiert entlang des Transektes, je nach der Landnutzungsform und der Nutzungsgeschichte. Die höhere gesättigte hydraulische Leitfähigkeit im Bereich 26 - 48 m (Abb. 4) zeigt, dass dort in der Vergangenheit eine Bodenbearbeitung erfolgte. Die Lagerungsdichten (Abb. 4) entlang des Transektes sind jedoch ohne Trend.

Die räumliche Heterogenität der hydraulischen Leitfähigkeit im Bereich 26 - 48 m des Transektes A (Abb. 4) deutet auf das Vorkommen einzelner Makroporen hin, in den das Wasser rasch infiltrieren kann.

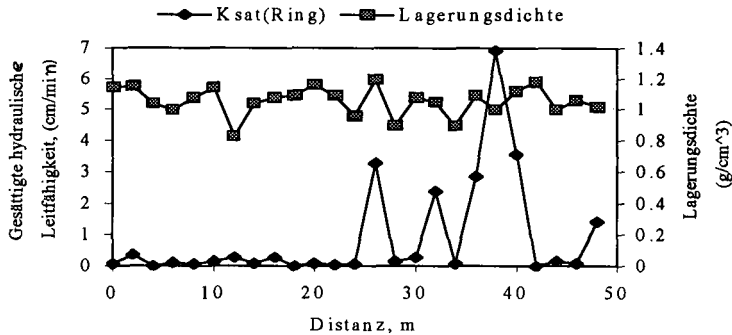


Abb. 4: Räumliche Verteilung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit und der Lagerungsdichte auf dem Transekt A

### Schlußfolgerungen

Die Kombination von Disk- und Ring-Infiltrometer erscheint geeignet zur Messungen und Charakterisierung der feldskaligen räumlichen Verteilung der hydraulischen Eigenschaften von strukturierten Böden bei unterschiedlicher Nutzung.

### LITERATUR

- Ankeny, M.D., T.J. Kaspar, and R. Horton, Characterization of tillage and traffic effects on unconfined infiltration measurements, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54, 837-840, 1990.
- Bosch, D.D, and L.T. West, Hydraulic conductivity variability for two sandy soils, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62, 90-98, 1998.
- Buttle, J.M. and D.A. Haise, Spatial variability of saturated hydraulic conductivity in shallow macroporous soils in a forested basin, *J. Hydrology*, 203, 127-142, 1997.
- Daipaha, Th, The minus one test as an approach in determining the nutrient problem of Pandu latosol, *Eugenia*, 16, 79 - 83, 1994.
- Husain, J., Method in measuring the hydraulic conductivity and soil matric flux potential, *Eugenia*, 16, 24-30, 1994.
- Messing, I. and N.J.Jarvis, Temporal variation in the hydraulic conductivity of a tilled clay soil as measured by tension infiltrometer, *J. Soil Sci.*, 44, 11-24, 1993.
- Mohanti, B.P., R. Horton, and M.D. Ankeny, Infiltration and macroporosity under a row crop agricultural field in glacial till soil, *Soil Science*, 161, 205-213, 1996.
- Reynolds, W.D. and D.E. Elrick, Ponded infiltration from a single ring: I. Analysis of steady flow, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54, 1233-1241, 1990.
- Reynolds, W.D. and D.E. Elrick, Determination of hydraulic conductivity using a tension infiltrometer, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55, 633-639, 1991.
- Reynolds, W.D., E.G.Gregorich, W.E. Curnoe, Characterization of water transmission properties in tilled and untilled soils using tension infiltrometers, *Soil and Tillage Res.*, 33, 117-131, 1995.
- Sauer, T.J., B.E. Clothier, and T.C. Daniel, Surface measurements of hydraulic properties of a tilled and untilled soil, *Soil Tillage Res*, 15, 359-369, 1990.
- Starr, J.L., Spatial and temporal variation of ponded infiltration, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54, 629-636, 1990.

# Messung und Modellierung des Wasser- und Wärmehaushaltes von Permafrostböden

Olaf Ippisch <sup>1</sup> Julia Boike <sup>2</sup> und Kurt Roth<sup>1</sup>

## EINLEITUNG

Permafrostböden kommen vor allem in den Polargebieten und den oberen Lagen der Hochgebirge vor. Sie bleiben ganzjährig z.T. bis in grosse Tiefen gefroren und tauen im Sommer nur oberflächlich auf. Sie zeichnen sich durch eine Dominanz physikalischer Prozesse aus, wobei das Auftauen und Gefrieren von Wasser eine herausragende Rolle spielt. Besonders auffällige Effekte sind die Ausbildung einer ausgedehnten Zone mit knapp unter 0 °C, des sogenannten "Zero-Curtains" beim Gefrieren und das darauf folgende Zufrieren nicht nur von der Oberfläche sondern auch von unten. Für den Wärmehaushalt der Böden sind die Isolationswirkung der Schneedecke im Winter und die Infiltration von Schmelzwasser beim Auftauen im Sommer von grosser Bedeutung.

## PHYSIK GEFRIERENDER BÖDEN

Im Gegensatz zu freiem Wasser, gefriert Wasser in Böden nicht plötzlich an einem Gefrierpunkt, sondern allmählich über einen ganzen Temperaturbereich. Physikalisch lässt sich dies durch die Wechselwirkung von Bodenwasser und Bodenmatrix erklären. Beim Gefrieren entsteht an der Phasengrenze zwischen Eis und Wasser eine Druckdifferenz. Diese lässt sich im thermodynamischen Gleichgewicht mit der Clausius-Clapeyron-Gleichung berechnen. Wasser wechselt darauf solange von der Flüssig- in die Festphase, bis das Matrixpotential weit genug abgesunken ist, um den Unterdruck auszugleichen. Das Wasser wird also, wie auch beim Austrocknen von Böden durch Kapillarkräfte, Adsorptionskräfte und Osmotische Effekte in der Flüssigphase gehalten. Deshalb nehmen wir an, dass die Wasserverteilung in gefrorenen Böden derjenigen in trockenen ungefrorenen Böden ähnelt.

Diese Annahme wird durch experimentelle Befunde bestätigt. *Spaans and Baker* [1996] haben z.B. gezeigt, dass sich die Gefrierkurve bis zu einem gewissen Grad aus der Wasserspannungskurve ableiten lässt. Es gibt allerdings Unterschiede im feuchten Bereich, da die Oberflächenspannungen für das Wasser/Gas- und Wasser/Eis-Interface unterschiedlich sind. Im trockenen Bereich dominieren Adsorptionskräfte, hier ist die Oberflächenspannung nicht von Bedeutung.

Zur Modellierung von gefrorenen Böden sind weitere Annahmen nötig:

- Wenn der gesamte Porenraum mit Wasser und Eis gefüllt ist, baut sich ein Druck in der Eisphase auf. Dieser lässt sich berechnen und ermöglicht eine Kopplung an bodenmechanische Modelle. In unserem Modell kann die Porosität eine Funktion dieses Druckes sein.

---

<sup>1</sup>Institut für Umweltphysik, Universität Heidelberg, Im Neuenheimer Feld 229, 69120 Heidelberg

<sup>2</sup>Alfred-Wegener-Institut, Telegraphenberg A43, 14401 Potsdam

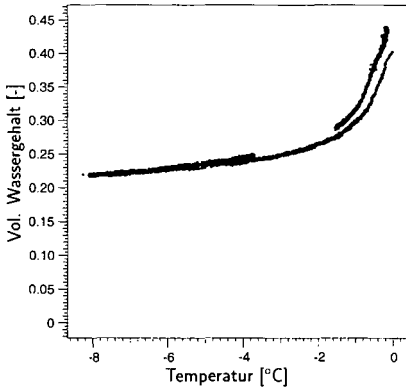


Abbildung 1: Gefrierkurve eines Bodens in der Nähe von Ny Ålesund, Spitzbergen. Es wurden 6500 Feldmessungen von Temperatur und Flüssigwassergehalt (gemessen von 09/98 bis 07/99) gegeneinander aufgetragen.

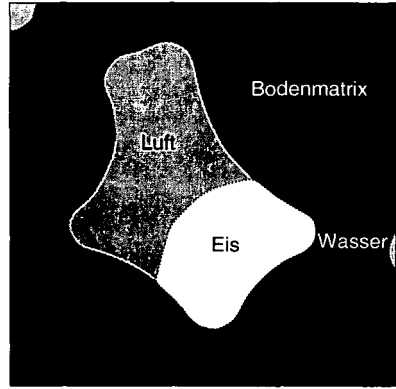


Abbildung 2: Angenommene Verteilung von Eis, Wasser und Luft in einem ungesättigten gefrorenen Boden.

- Wenn die Wasserverteilung von gefrorenen Böden gleich der von trockenen ungefrorenen Böden ist, sollte auch die relative Permeabilität von gefrorenen Böden gleich derjenigen von ungefrorenen Böden mit identischem Flüssigwassergehalt sein.

Die relevanten Transportprozesse lassen sich dann mit den bekannten Ansätzen beschreiben. Für die Simulation des Wassertransportes wird die Richardsgleichung verwendet, der Wasserdampftransport wird nach Philip and de Vries [1957] als effektive Diffusion formuliert. Beim Wärmetransport werden Wärmeleitung, konvektiver Wärmetransport mit der Wasserphase und der Transport latenter Wärme, sowie die Enthalpie des Phasenwechsel Wasser/Eis berücksichtigt. Der Transport eines gelösten Stoff, der beim Gefrieren vollkommen von der Eisphase ausgeschlossen wird und vor allem zur Berechnung des osmotischen Druckes dient, wird mit der Konvektions-Dispersions-Gleichung berechnet.

## MESSUNGEN

Zur weiteren Erforschung der Dynamik von Permafrostböden und zur Validierung des Modells werden an zwei Standorten in Ny Ålesund, Spitzbergen, und an einem weiteren Standort im Lenadelta in Sibirien Messungen durchgeführt. Mit Hilfe automatischer Messstationen werden die Temperatur, Flüssigwassergehalt und elektrische Leitfähigkeit im Boden in hoher räumlicher Auflösung gemessen. Ausserdem werden die Klimaparameter Nettostrahlung, Globalstrahlung, Windrichtung und -geschwindigkeit, Niederschlag und Schneehöhe erfasst.

Weitere Informationen finden sie im Internet unter der Adresse:  
<http://www.iup.uni-heidelberg.de/ts/projects/dfg4.html>

## Literatur

- Philip, J. R. and D. A. de Vries, 1957: Moisture movement in porous materials under temperature gradients, *Trans. Amer. Geophys. Union*, **38**, 222-232.
- Spaans, E. J. A. and J. M. Baker, 1996: The soil freezing characteristic: Its measurement and similarity to the soil moisture characteristic, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **60**, (1), 13-19.

# Die Analyse von Eisen in Böden auf carbonatischen Ausgangsgesteinen mediterraner Trockengebiete auf der Grundlage von Reflexionsspektren

Jarmer, T. & Schütt, B.

## 1. Einleitung

Der Eisengehalt in Sedimenten erlaubt Rückschlüsse über den Verwitterungsgrad und im besten Fall über die Genese der Sedimente. In Böden bildet der Eisengehalt einen Indikator für Bodenentwicklung und Bodendegradation.

Die spektrale Reflexion von Böden und Gesteinen wird im wesentlichen durch die Boden- bzw. Sedimentfeuchtigkeit, die Korngrößenzusammensetzung, den Gehalt an organischem Kohlenstoff und den Eisengehalt beeinflusst (Schulze et. al. 1993). Es ist allgemein bekannt, daß Eisen charakteristische Reflexionseigenschaften besitzt (Baumgardner et. al. 1985; Clark 1997) und bereits nur in Spuren vorkommendes Eisen zum Auftreten von Absorptionsbanden führt (Geerken 1991). Hierauf aufbauend wurden zahlreiche Ansätze entwickelt, den Eisengehalt von Proben anhand der spektralen Reflexion zu bestimmen. Dabei kommen vornehmlich multivariate Verfahren zum Einsatz (Ben-Dor & Banin 1994). Allerdings sind entweder die ermittelten Zusammenhänge nur schwach oder die Begründung der unabhängigen Variablen ist nicht überzeugend.

Auf der Grundlage einer im Labor auf einer carbonatischen Matrix angesetzten Probenreihe wird deshalb versucht, den Einfluß qualitativ und quantitativ wechselnder Eisengehalte auf das Spektralverhalten zu quantifizieren. Das auf der Basis dieser Daten entwickelte Modell wird dann auf Proben „natürlicher“ Böden und Sedimente durch die Einbeziehung zusätzlicher Parameter zur Eliminierung des Einflusses der Gesamtalbedo, die durch organische Substanz, Carbonatgehalt, Tongehalt und Bodenfeuchte beeinflusst, übertragen.

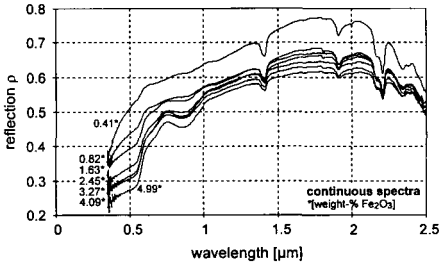
## 2. Methoden

Die Eisenmischungsreihe basiert auf einem Mergel, der sich aus 60 Gew.-% ausgefälltem  $\text{CaCO}_3$ , 20 Gew.-% Kaolinit und 20 Gew.-% Illit zusammensetzt. Zu dieser Matrix wurden eisenhaltige Substrate verschiedener Herkunft in unterschiedlichen Konzentrationen (max. 10 [Gew.-%]) hinzugegeben. Die Zusammensetzung der Eisenminerale variiert dabei über die pedogenen Eisenbildungen Limonit, Goethit und Hämatit bis zu den mafischen Mineralen Magnetit, Hornblende und Biotit, die primär plutonischen Ursprungs sind. Die mineralogische Zusammensetzung der eisenreichen Basissubstanzen wurde röntgendiffraktometrisch bestimmt ( $2^\circ$ - $70^\circ$   $2\theta$   $\text{CuK}\alpha$ ). Für die Validierung des auf der Grundlage der Mischungsreihe entwickelten Modells werden Proben von carbonatischen Sedimenten aus Zentralspanien ( $n=18$ ) und Bodenproben aus dem südlichen Israel (entwickelt auf carbonatischen Sedimenten,  $n=39$ ) verwendet. Der Eisengehalt der Proben wurde mittels Gesamtaufschluß ( $\text{HNO}_3$ ) und Messung am AAS bestimmt.

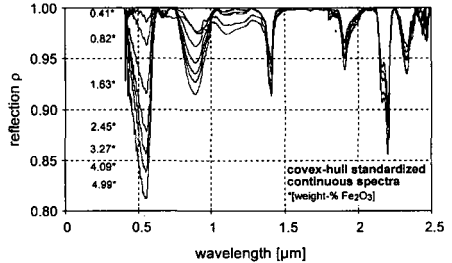
<sup>1</sup> Fernerkundung, FB VI - Geographie/Geowissenschaften, Universität Trier, D-54286 Trier. jarmer@uni-trier.de

<sup>2</sup> Physische Geographie, FB VI - Geographie/Geowissenschaften, Universität Trier, D-54286 Trier. schuett@uni-trier.de

Die spektrale Reflexion der homogenisierten Proben wurde mit einem ASD FieldSpec im Labor (Nadirposition des Sensors, 10 cm Entfernung des Meßkopfes von der Probe, künstliche Beleuchtung mit einer 1000 W Halogenlampe aus 30 cm Entfernung mit 30° Einstrahlungswinkel) in 1 nm Schritten gemessen und gegen die absolute Reflexion eines Spektralon-Standards abgeglichen.



**Abb. 1:** Kontinuierliche Reflexion von synthetischen Proben carbonatischer Matrix mit unterschiedlichen Goethit-Gehalten



**Abb. 2:** 1-hq der kontinuierlichen Reflexion von synthetischen Proben carbonatischer Matrix mit unterschiedlichen Goethit-Gehalten

Abbildung 1 zeigt den Einfluß unterschiedlicher Eisengehalte auf die Reflexion. Um eine Quantifizierung der Absorptionsbanden zu ermöglichen, wurden die Reflexionsspektren über die Anpassung einer konvex-einhüllenden Funktion normiert (Abb. 2).

Darüber hinaus wurden aus den Reflexionsmessungen die Normfarbwerte berechnet und in C.I.E.-Farbwerten ( $Y, x, y$ ) ausgedrückt (die Software wurde freundlicherweise von R. Escadafal, JRC Ispra/Italien zu Verfügung gestellt). In diesem Farbraumsystem sind  $x$  und  $y$  die Normfarbwerte, während  $Y$  ein Maß für die Farbhelligkeit darstellt.

### 3. Spektrale Eigenschaften von Eisen

Die Bodenfarbe wird deutlich durch die Art und relative Menge der im Boden befindlichen Eisenoxide beeinflusst. So stellen Obukhov und Orlov (1964) fest, daß die Reflexion im Wellenlängenbereich von 0,5 µm bis 0,64 µm umgekehrt proportional zum Eisengehalt abnimmt (vgl. Abb. 1). Darüber hinaus beinhalten spektrale Absorptionsbanden im sichtbaren und nahen infraroten Spektralbereich wichtige Informationen über das Vorhandensein von Eisenoxiden. So ist das dreiwertige Eisen verantwortlich für Absorptionsbanden bei 0,7 µm und 0,87 µm. Das zweiwertige Eisen hingegen verursacht eine typische Absorptionsbande bei 1,0 µm. Außerdem führen höhere Eisengehalte zu einer Verbreiterung der Absorptionsbande bei 0,87 µm (Hunt, Salisbury & Lenhoff 1971; Karmanova 1981; Baumgardner et al. 1985).

### 4. Modellierung des Eisengehaltes

In einem ersten Schritt wurde zur Bestimmung des Eisengehaltes in den synthetischen Proben ein Modell basierend auf einer multiplen Regression entwickelt, in die folgende Variablen integriert wurden: die Fläche unter der konvex-einhüllenden Funktion im Wellenlängenbereich [0,451; 1,27] µm und die über die konvex-einhüllende Funktion normierten Absorptionstiefen (1-hq) bei 0,884 µm (Hämatit) und 0,929 µm (Goethit) (Morris et al. 1985; Hauff & Kruse 1990; Jarmer & Schütt 1998):

#### Modell 1:

$$\begin{aligned} \text{Fe}_2\text{O}_3 \text{ [Gew.-%]} = & \\ & -204,856 + 203,25 * \text{Fläche}_{[0,451;1,27]\mu\text{m}} + 186,051 * (1\text{-hq})_{0,884\mu\text{m}} + 20,644 * (1\text{-hq})_{0,929\mu\text{m}} \end{aligned} \quad (1)$$

n=42; multiples r=0,9555; korr. r<sup>2</sup>=0,9109

Das Modell wurde dann auf carbonatische Sedimente von der zentralen Iberischen Halbinsel (kalkiger Mergel, Kalkstein, Kreide; > 60 Gew.-% CaCO<sub>3</sub>) übertragen. Diese Sedimentproben weisen Gehalte organischen Kohlenstoffs unter der Nachweisgrenze auf, da sie aber stark im Ton-

und Carbonatgehalt variieren, wird die Albedo nicht mehr ausschließlich durch den Eisengehalt beeinflusst. Daher wurde für die Bestimmung des Eisengehaltes in den carbonatischen Sedimenten der Farbhelligkeitswert  $Y$ , der einen hohen Zusammenhang mit der panchromatischen Reflexion ( $\alpha < 0,001$ ) aufweist und so die Gesamtreflexion repräsentiert, als  $Y^2$  in das Modell integriert. Weiterhin wurde der Quotient der C.I.E.-Normfarbwertanteile  $x$  und  $y$  einbezogen, um das Verhältnis zwischen Hämatit und Goethit zu berücksichtigen (vgl. Abb. 3) (Sudduth & Hummel 1991):

Modell 2:

$$Fe_2O_3 \text{ [Gew.-%]} = 23.717 + 0,184 * \text{Modell}(1) - 0,863 * Y^2 - 14,060 * x\text{-}y\text{-Verhältnis} \quad (2)$$

$n=18$ ; multiples  $r=0,932$ ; korr.  $r^2=0,840$

Die Kreuzvalidierung des Modells für carbonatische Sedimente ergab ein korrigiertes  $r^2$  von 0,7781 ( $n=18$ ).

Dieser Ansatz fand auch für die Bodenproben aus dem südlichen Israel Anwendung, die Gehalte organischen Kohlenstoffs bis zu 4 Gew.-% und Carbonatgehalte zwischen 0,5 und 8,0 Gew.-%  $CaCO_3$  aufweisen. In dieser Modellanpassung steigt die Bedeutung des C.I.E.-Farbhelligkeitswertes  $Y$  zur Kompensierung des Albedo-Effektes:

Modell 3:

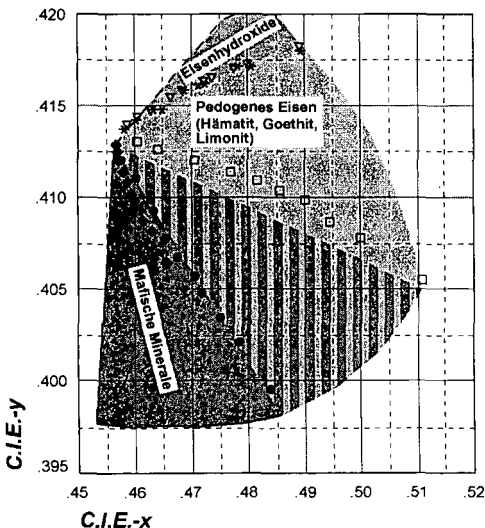
$$Fe_2O_3 \text{ [Gew.-%]} = -8,173 + 0,112 * \text{Modell}(1) - 1,138 * Y^2 + 14,017 * x\text{-}y\text{-Verhältnis} \quad (3)$$

$n=39$ ; multiples  $r=0,954$ ; korr.  $r^2=0,903$

Die Modellgüte wurde durch eine Kreuzvalidierung überprüft (korr.  $r^2=0,8412$ ;  $n=39$ ).

**5. Bestimmung der Eisenminerale anhand der C.I.E.-Farbwerte**

Die veränderte qualitative und quantitative Zusammensetzung der Eisenminerale drückt sich nicht nur in der Lage, der Tiefe und der Breite der Absorptionsbanden aus, sondern spiegelt sich auch in der Farbe wider. Übertragen auf die vorliegende Testreihe erlauben die C.I.E.-Farbwerte Rückschlüsse auf die qualitative Zusammensetzung der Eisenminerale in der Probe. Die Hauptkomponenten eisenhaltiger Minerale lassen sich aus einem Scatterplot der Normfarbwertanteile  $x$  und  $y$  des C.I.E.-Farbsystems ermitteln.



Legende

- ▽ Goethit (+++)
  - \* Goethit (+++), Limonit (++)
  - ◆ Goethit (++), Hämatit (++), Hornblende (+++)
  - Hämatit (++)
  - Goethit (++), Hämatit (++), Biotit (+++)
- für: (+++) Hauptelement  
(++) Nebenelement

**Abb. 3:** Nomogramm zur Verteilung von Proben unterschiedlicher Eisengehalte im C.I.E.-Farbraum (zunehmender  $Fe_2O_3$ -Gehalt Gew.-% mit steigendem  $x$  und unterschiedlicher Zusammensetzung der Eisenminerale auf carbonatischer Matrix (synthetische und „natürliche“ Proben))



Dabei kann differenziert werden (Abb. 3) zwischen eisenhaltigen pedogenen Mineralen, eisenhaltigen mafischen Mineralen und Eisenhydroxid. Diese Zuordnung ist unabhängig von der Matrix möglich.

## 6. Schlußfolgerungen

Die Vorhersage von Eisengehalten durch die Verwendung spektraler Absorptionseigenschaften zeigt vielversprechende Ergebnisse. Daher sollte der vorgestellte Ansatz auf andere relevante charakteristische Ausgangssubstrate ausgedehnt werden. Darüber hinaus ist zu überprüfen, ob die Unterschiede der Modelle für carbonatische Sedimente und Bodenproben ausschließlich durch Variationen in der chemischen und mineralogischen Zusammensetzung bedingt sind oder die Normierung über die konvex-einhüllende Funktion durch die Wahl unterschiedlicher Basispunkte für die Interpolation in Abhängigkeit von wechselnden Bodeneigenschaften dafür verantwortlich ist. Außerdem konnte gezeigt werden, daß eine qualitative Unterscheidung der Hauptkomponenten eisenhaltiger Minerale in einem Nomogramm der Normfarbwertanteile  $x$  und  $y$  des C.I.E.-Farbsystems matrix-unabhängig möglich ist.

## 7. Literatur

- Baumgardner, M.F.; Silva, L.F.; Biehl, L.L. & Stoner, E.R. (1985): Reflectance properties of soils.- *Advances in Agronomy*, 38: 1-44.
- Ben-Dor, E. & Banin, A. (1994): Visible and near-infrared (0.4-1.1  $\mu\text{m}$ ) analysis of arid and semiarid soils.- *Remote Sensing of Environment*, 48: 261-274.
- Clark, N. (1997): Spectroscopy of rocks and minerals and principles of spectroscopy.- <http://speclab.cr.usgs.gov/PAPERS.refl-mrs/refl4.html>. (derived from the forthcoming Chapter 1 in 'Manuel of Remote Sensing').
- Geerken, R. (1991): Informationspotential von spektral hochauflösenden Fernerkundungsdaten für die Identifizierung von Mineralen und Gesteinen. Laborversuche und Anwendungsbeispiele in der Geologie. Dissertation, Universität Karlsruhe.
- Hauff, P.L. & Kruse, F.A. (1990): International spectral properties data base. Species characterization. Handcopy. (prepared for the IGCP 264 Data Base Committee). Boulder, Co.
- Hunt, G.R.; Salisbury, J.W. & Lenhoff, C.J. (1971): Visible and near-infrared spectra of minerals and rocks: III. Oxides and hydroxides.- *Modern Geology*, 2: 195-205.
- Jarmer, T. & Schütt, B. (1998): Analysis of iron contents in carbonate bedrock by spectroradiometric detection based on experimentally designed substrates. In: 1<sup>st</sup> EARSeL Workshop on Imaging Spectroscopy. Ed.: M. Schaepmann, D. Schläpfer, K. Itten: 375-382.
- Karmanova, L.A. (1981): Effect of various iron compounds on the spectral reflectance and color of soils.- *Soviet Soil Science*, 9: 57-64.
- Morris, R.V.; Lauer, H.V. Jr.; Lawson, C.A.; Gibson, E.K. Jr.; Nace, G.A. & Stewart, C. (1985): Spectral and other physiochemical properties of submicron powders of hematite ( $-\text{Fe}_2\text{O}_3$ ), maghemite ( $-\text{Fe}_2\text{O}_3$ ), maghemite ( $-\text{Fe}_3\text{O}_4$ ), goethit ( $-\text{FeOOH}$ ), and lepidochrisite ( $-\text{FeOOH}$ ).- *Journal of Geophysical Research*, B4: 3126-3144.
- Obukhov, A.J. & Orlov, D.S. (1964): Spectral reflectivity of the major soil groups and possibility of using diffuse reflection in soil investigations.- *Soviet Soil Science*, 2: 174-184.
- Schulze, D.G.; Nagel, J.L.; van Scoyoc, G.E.; Henderson, T.L. & Baumgardner, M.F. (1993): Significance of organic matter in determining soil color.- In: Soil color (Ed.: Bigham, J.M.) (=SSSA Special Publications, no. 31): 71-90, Madison.
- Sudduth; K.A. & Hummel, J.W.(1991): Evaluation of reflectance methods for soil organic matter sensing.- *Transactions of the ASAE*, 34/4: 1900-1909.

# Eine neue Methode zur Messung des Matrixpotentials - Testergebnisse des Equitometers (EQ3)

Jinchen Liu\*

## Einleitung

Das Matrixpotential ist die Hauptkomponente des Wasserpotentials im Boden. Wasserbewegungen sowohl innerhalb des Bodens als auch zwischen Boden und Pflanze erfolgen ausschließlich nach dem Gradient des Wasserpotentials. Für viele wissenschaftliche und praktische Fragestellungen wie Stofftransport im Boden, Verdunstung, Transpiration, Pflanzenwachstum und Bewässerungssteuerung liefert das Matrixpotential wichtige Informationen.

Für die Bestimmung des Matrixpotentials ist zwar eine Vielzahl von Verfahren bekannt, sie alle sind aber hinsichtlich der Meßgenauigkeit und des Meßbereichs für die praktischen Anwendungen nur bedingt tauglich (siehe Tab. 1). Die Messung des Matrixpotentials, vor allem die Dauermessung im Freiland, ist immer noch eine mühsame und teure Angelegenheit. Viele damit zusammenhängende Fragen, wie Grenzbereich für Trockenstreß, Wasserbewegung im Boden, optimierte Bewässerung können deswegen nicht hinreichend beantwortet werden.

*Tab. 1 Verfahren zur Bestimmung des Matrixpotentials  
und ihre Anwendungsmöglichkeiten*

Methoden	Meßbereich (kPa)	Vorteile	Nachteile
Gipsblöcke	ab -100	1. Preisgünstig; 2. für Dauermessung geeignet.	1. Meßwerte abhängig von Bodeneigenschaften; 2. Eichkurve instabil; 3. starke Hysterese; 4. ungenau; 5. kurze Lebensdauer.
Psychrometer	ab -200	1. Besonders geeignet für sehr trockene Meßbereiche; 2. mißt das Gesamtwasserpotential.	1. Sehr anfällig gegenüber Temperaturschwankungen; 2. schmutzanfällig; 3. für feuchtere Bereiche nicht geeignet; 4. sehr wartungsintensiv.
pF-Kurve mit Wassergehaltsmessungen	0 - -1500	1. Breiter Meßbereich.	1. Aufwendig; 2. ungenau.
Transducer-Tensiometer	0 bis -85	1. Hohe Genauigkeit	1. Nur in feuchtem Meßbereich einsetzbar; 2. sehr wartungsintensiv; 3. Meßwerte von Temperatur abhängig.

In der vorliegenden Arbeit stellen wir ein Verfahren vor, das von einem neuen Prinzip ausgeht und gegenüber den bekannten Methoden viele Vorteile aufweist.

\*: Firma Dr. Liu, Bodenfeuchtemessung, Max-Liebermann-Str. 6, 85221 Dachau  
e-mail: liu@bodenfeuchtemessung.de, <http://www.bodenfeuchtemessung.de>, Tel.: 08131 352048, Fax: 08131 352049

## **Prinzip des Verfahrens**

Das Verfahren macht von der Tatsache Gebrauch, daß das Matrixpotential des Bodens mit dem des im Boden befindlichen Gleichgewichtskörpers im Gleichgewicht steht. Durch die Bestimmung des Matrixpotentials im Gleichgewichtskörper kann das Matrixpotential im Boden ermittelt werden. Das Matrixpotential im Gleichgewichtskörper kann z.B. durch seine pF-Kurve in Kombination mit TDR- bzw. FDR-Technik bestimmt werden. Meßgeräte nach diesem Prinzip heißen daher auch *Equilibrium* Tensiometer (Equitensiometer). Der Meßbereich und die Genauigkeit des Equitensiometers lassen sich durch Auswahl der Eigenschaften des Gleichgewichtskörpers flexibel gestalten. Damit ist es möglich, je nach klimatischen Bedingungen und konkreten Anforderungen entsprechende Equitensiometer zu entwickeln. Die folgenden Testergebnisse beziehen sich auf das Model EQ3, das aus einer Spezialkeramik und einer FDR-Sonde (Firma Delta-T) hergestellt wurde und besonders für mitteleuropäische Verhältnisse geeignet ist.

## **Testanordnung**

Zur Prüfung der technischen Eigenschaften des Equitensiometers EQ3 (Meßgenauigkeit, Stabilität und Hysterese) wurde eine Vergleichsmessung in einem Gefäß ( $\phi=30$  cm) mit 2 Transducer-Tensiometern in drei verschiedenen Substraten durchgeführt, anfangs in einer sauren Braunerde (pH=3.5), dann in Quarzmehl und zum Schluß in einer Terra fusca mit pH-Wert von 8.2. Abgesehen von zwei Unterbrechungen durch Bodenwechsel bzw. Ausfall der beiden Transducer-Tensiometer wurde der Schwankungsbereich des Matrixpotentials durch Gießen oberhalb von -100 kPa gehalten. Um den Meßbereich der Transducer-Tensiometer zu erhöhen, wurden sie sorgfältig befüllt und jegliche Erschütterung der Versuchsanlage während der Messungen vermieden. Da die Meßwerte der Transducer-Tensiometer stark von der Temperatur abhängen, wurden sie vor der Auswertung mit einem vorermittelten Faktor von -0.3 kPa/°C auf eine einheitliche Temperatur von 20 °C korrigiert.

## **Testergebnisse**

**Meßbereich:** Im Gegensatz zum Transducer-Tensiometer fällt das Equitensiometer auch bei sehr trockenem Boden nicht aus. Der Meßbereich erstreckt sich daher so weit, so lange die Änderungen des Matrixpotentials durch das Ausgangssignal des Equitensiometers darstellbar sind. Bei dem von Transducer-Tensiometern erreichten niedrigsten Wert von -184 kPa hat das Equitensiometer eine Steigerung von -0.5 kPa/mV, die mit den gängigen Meßgeräten (Multimeter, Datalogger usw.) gut aufgelöst werden kann. Selbst bis zu -300 kPa ist eine präzise Messung ohne weiteres möglich. Bis weit hinein in einen trockeneren Bereich bleibt das Gerät mit einer reduzierten Genauigkeit funk-

tionsfähig und reversibel. Daher ist das Gerät unabhängig vom Trockenzustand des Bodens wartungsfrei.

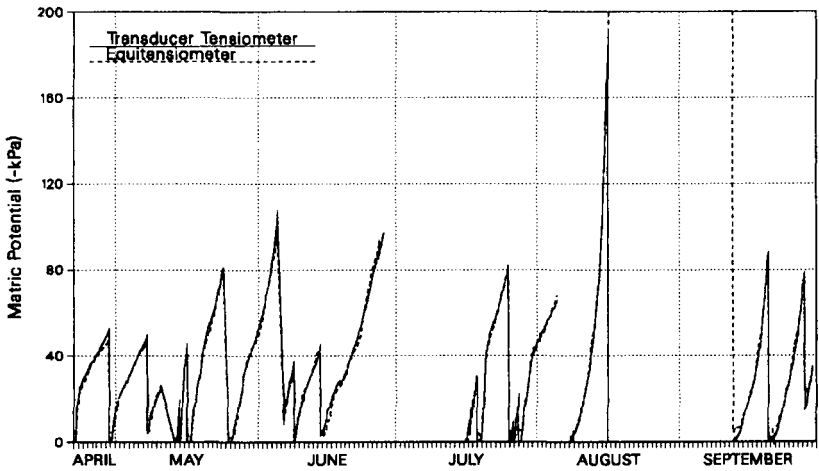


Abb. 1 Vergleichsmessung eines Equitensiometers mit zwei Transducer-Tensiometern in verschiedenen Substraten: 20. April-28. Juni in Braunerde, pH=3.5; 15. Juli-8. August in Quarzmehl; 6. August-30. September in Terra fusca, pH=8.2.

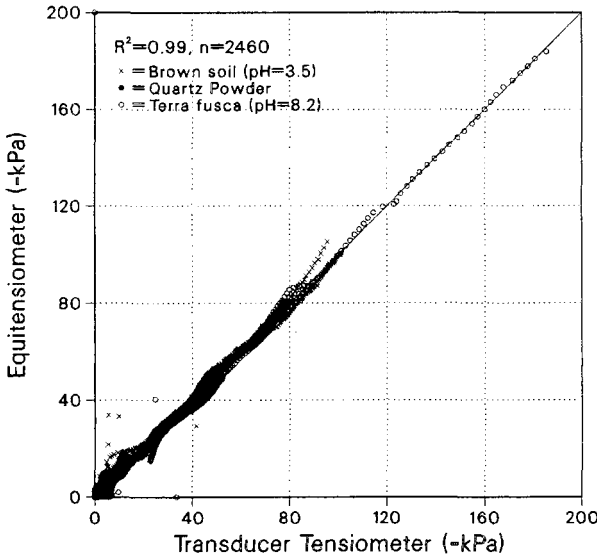


Abb. 2 Korrelation zwischen Meßwerten von Equitensiometer (EQ3) und Transducer-Tensiometer in unterschiedlichen Substraten (gleiche Daten wie in Abb. 1)

**Meßgenauigkeit:** Der Vergleich zeigt, daß die Meßwerte vom EQ3 denen der Transducer-Tensiometer sehr gut entsprechen. Im Bereich von 0 bis -200 kPa beträgt der Korrelationskoeffizient zwischen den Meßwerten beider Meßgeräte 0.995 (n=2460) (Abb. 1 und Abb. 2). Die durchschnittliche Abweichung (Standardabweichung) beträgt 1.8 kPa. Weil dieser Wert auch die Inhomogenität der Testsubstrate beinhaltet, liegt die wirkliche Fehlergrenze des EQ3 unterhalb von 1.8 kPa.

**Hysterese:** Wegen des kapazitiven Meßprinzips reagiert das Equitensiometer auf die Änderungen des Matrixpotentials mit einer gewissen Zeitverzögerung, die wir als Hysterese bezeichnen.

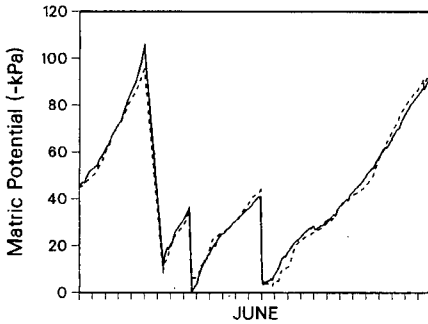


Abb. 3 Vergleich der Reaktionsgeschwindigkeit des Equi- (gestrichene Linie) und Transducer-Tensiometers (durchgezogene Linie)

Wie aus Abb. 3 (Ausschnitt aus der Abb. 1) hervorgeht, spricht das Equitensiometer auf das Matrixpotential zumindest genau so schnell wie das Transducer-Tensiometer an. Dies heißt zwar nicht, daß das Equitensiometer hysteresefrei ist, aber seine Reaktionsgeschwindigkeit reicht jedoch für die Praxis völlig aus, weil abrupte Veränderungen des Matrixpotentials, wie hier getestet wird, in der Natur praktisch nicht vorkommen.

**Einfluß der Bodenchemie:** Wie aus Abb. 1 und 2 ersichtlich ist, haben die unterschiedlichen Eigenschaften der Testsubstrate (saure Braunerde pH=3.5, Quarzmehl und Terra fusca pH=8.2) keinen Einfluß auf die Meßergebnisse. Da die beiden Bodentypen in ihren chemischen Zusammensetzungen extreme Situationen darstellen, kann man davon ausgehen, daß das Equitensiometer von den bodenchemischen Eigenschaften unabhängig arbeitet. Das stellt eine sehr gute Voraussetzung für eine langfristige Funktionsstabilität des Equitensiometers dar.

### Zusammenfassung

Es wurde ein neues Verfahren zur Bestimmung des Matrixpotentials im Boden vorgestellt. Das Equitensiometer (EQ3), eines der nach diesem Verfahren hergestellten Meßgeräte, hat einen Meßbereich von 0 bis -300 kPa (-3 bar) und eine Genauigkeit von ca.  $\pm 2$  kPa. Das Gerät ist wartungsfrei, für Freiland Einsatz geeignet, hat eine sehr geringe Hysterese und arbeitet von Bodeneigenschaften unabhängig stabil.

# Einfluss von Struktur auf den effektiven Stofftransport

Roy Kasteel<sup>1</sup>, Hans-Jörg Vogel, und Kurt Roth.

## EINLEITUNG

Wenn wir den Boden auf verschiedenen Skalen anschauen, erscheinen auf jeder Betrachtungsebene neue und andere Struktureinheiten. Im Bereich von 1 cm ist das die Anordnung von größeren Poren im Raum (messbar z.B. mit hochauflösenden Röntgentomografen). Auf der nächst höheren Skala (10 cm) werden Dichteverteilungen in einer Bodensäule mit medizinischen Röntgentomografen gemessen und auf der Meterskala können wir Bodenhorizonte unterscheiden, und so weiter. Wir betrachten Boden darum als ein hierarchisches poröses Medium, welches auf jeder Skala Formelemente aufweist.

Unsere Arbeitshypothese ist, dass der Wasserfluss und Stofftransport auf jeder beliebigen Skala vorhergesagt werden kann, wenn (i) die transportrelevanten Strukturen, die dem effektiven Prozess zugrunde liegen, explizit gemessen werden, (ii) die lokalen Materialeigenschaften dieser Strukturen gegeben sind, und (iii) die Prozesse für Fluss und Transport bekannt sind. Dabei müssen die relevanten Strukturen, ihre Materialfunktionen und die Prozesse auf jeder Skala neu definiert werden. Da der effektive Prozess gemessen werden kann, zeigt ein Vergleich zwischen Modell und Experiment wie gut dieser Ansatz ist, was in dieser Studie anhand von einem Beispiel an einer Bodensäule gezeigt wird.

## MATERIAL UND METHODEN

Aus dem A-Horizont eines Ackerbodens aus Löss wurde eine ungestörte Bodensäule entnommen (Durchmesser 16 cm, Höhe 10 cm). Im Labor wurde eine Durchbruchkurve mit einem konservativen Tracer gemessen und anschließend wurde die wassergesättigte Säule in einem medizinischen Röntgentomografen gescannt. Die gemessene Grauwertverteilung aus den CT-Bildern repräsentieren Dichteunterschiede<sup>2</sup>. Unter der Annahme, dass Dichte ein Proxy für hydraulische Eigenschaften ist—Bereiche mit der gleichen Dichte haben die gleichen hydraulischen Eigenschaften—, erhalten wir die drei dimensionale Parameterstruktur von lokalen hydraulischen Eigenschaften aus den CT-Bildern. Als weitere Vereinfachung werden die Grauwerte in zwei Dichteklassen unterteilt; dichte Aggregate liegen in einer lockeren Matrix (Abbildung 1). Die hydraulischen Eigenschaften der lockeren Matrix wurden einer Studie am gleichen Boden [Vogel & Roth, 1998] entnommen. Dort wurden die hydraulischen Eigenschaften aus der Geometrie des Porenraumes abgeleitet. Für die dichten Aggregate wurde angenommen, dass die dort sehr kleinen Poren bis zu einem Potential von  $\psi = -15$  cm nicht entwässern. Die so gewählten Materialeigenschaften, Wassercharakteristik und Leitfähigkeitsfunktion, zeigt Abbildung 2. Das Verhältnis der gesättigten Wasserleitfähigkeiten zwischen den lockeren und dichten Bereichen ist *a priori* nicht bekannt. Sein Einfluss auf den effektiven Stofftransport ist Teil dieser Studie.

<sup>1</sup>Institut für Umweltphysik, Universität Heidelberg, Im Neuenheimer Feld 229, 69120 Heidelberg

<sup>2</sup>siehe auch <http://www.uphys.uni-heidelberg.de/ts/projects/dfg5.html>

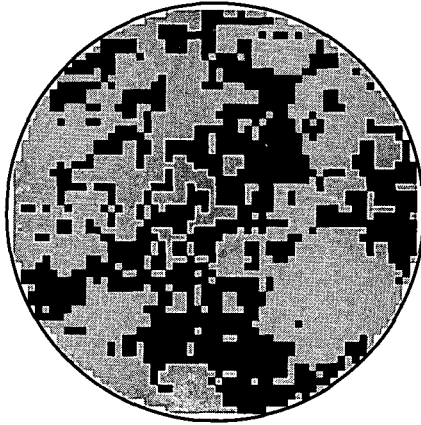


Abbildung 1: Verteilung der lockeren Matrix (dunkel) und der dichten Aggregate (hell) in einer horizontalen Schnittebene (Durchmesser 16 cm, Auflösung 3 mm Pixel<sup>-1</sup>).

Die im CT gemessenen Materialverteilung wird mit einer reduzierten Auflösung (Knotenabstand 3 mm) ins Modell implementiert. Wir nehmen an, dass die Richards Gleichung und die Konvektions-Dispersionsgleichung den Wasserfluss und Stofftransport lokal richtig beschreiben. In der Konvektions-Dispersionsgleichung gibt es noch zwei unbekannte Parameter, die longitudinale und die transversale Dispersivität,  $\alpha_l$  und  $\alpha_t$ . Diese lokalen Dispersivitäten beschreiben den Einfluss von Strukturen, die kleiner sind als der Knotenabstand. Der Einfluss der lokalen

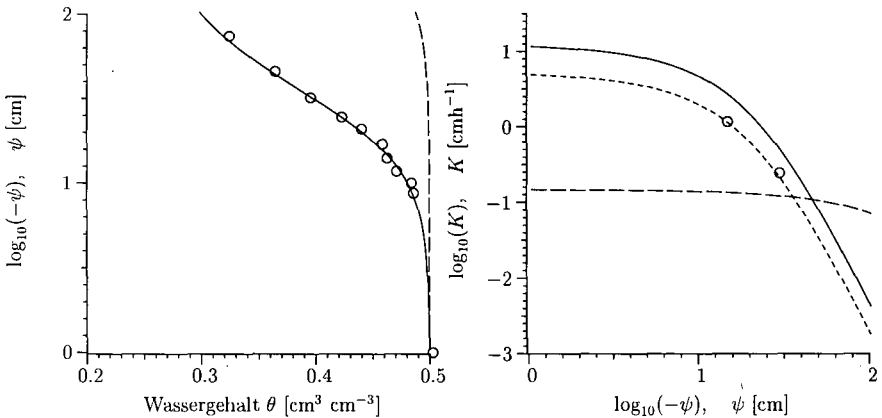


Abbildung 2: Die Wassercharakteristik  $\theta(\psi)$  und die Leitfähigkeitsfunktion  $K(\psi)$  der lockeren Matrix (durchgezogene Linie) und der dichten Aggregate (grob gestrichelte Linie). Die Symbole in der Wassercharakteristik zeigen das Ergebnis eines porenskaligen Netzmodells [Vogel & Roth, 1998], für die Leitfähigkeitsfunktion zeigen sie Messwerte. Die fein gestrichelte Linie repräsentiert die effektive Leitfähigkeitskurve der Bodensäule.

Dispersivitäten auf den effektiven Stofftransport wird in den Simulationen untersucht. Zur Lösung der Fluss- und Transportgleichungen wird das Programm SWMS\_3D [Simunek *et al.*, 1995] verwendet. Das Durchbruchexperiment wird nachsimuliert mit konstantem Fluss  $q = 1.14 \text{ cm h}^{-1}$  als obere und konstantem Potential  $\psi = -15 \text{ cm}$  als untere Randbedingung. Dabei werden auch die Instrumente—ein Tensiometer und eine keramische Platte—mit simuliert.

## ERGEBNISSE UND DISKUSSION

In Abbildung 3 ist der Effekt von unterschiedlichen  $K_s$ -Werten für die dichten und lockeren Bereiche zu sehen. Die gemessenen Punkte zeigen ein ausgeprägtes Tailing und können gut durch einen Fit mit dem mobil-immobil (MIM) Ansatz beschrieben werden. Der homogene Fall

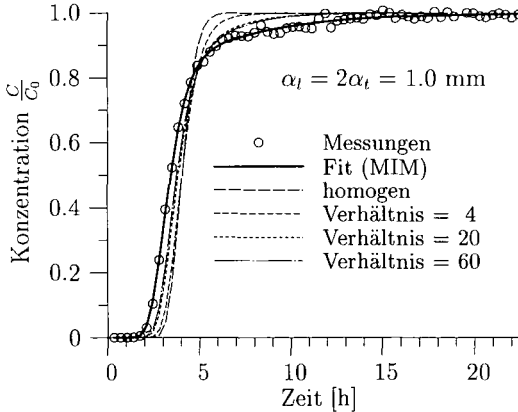


Abbildung 3: Einfluss der Leitfähigkeiten des lockeren ( $K_1$ ) und des dichten ( $K_2$ ) Materials bei einem Potential von  $\psi = -15 \text{ cm}$  auf das Transportverhalten in der Bodensäule. Verhältnis =  $K_1/K_2$ . Die gemessene Kurve wurde mit einem mobil-immobil Ansatz (MIM) gefittet.

zeigt, dass die Messung nicht beschrieben werden kann. Wenn die heterogene Parameterstruktur bei den Simulationen berücksichtigt wird, nimmt die Dispersion mit zunehmendem Verhältniss der Leitfähigkeiten beider Materialien zu, und die simulierten Kurven nähern sich der gemessenen Kurve an. Wir beobachten einen verzögerten Durchbruch in den Simulationen. Dies ist auf den gesättigten Wassergehalt,  $\theta_s$ , zurückzuführen, der auf der Porenskala [Vogel & Roth, 1998] bestimmt und in den Simulationen nicht gefittet wurde.

Um die Form der Kurven besser zu vergleichen sind die Durchbruchkurven in Abbildung 4 als Wahrscheinlichkeitsdichten dargestellt. Die Form der gemessenen und simulierten Kurven stimmen recht gut überein, obwohl die Simulationen das ausgeprägte Tailing nicht wiedergeben können, auch nicht wenn das Verhältnis der Leitfähigkeiten grösser wird.

In Abbildung 4 ist auch der Einfluss der lokalen Dispersivitäten auf den Stofftransport in der Bodensäule dargestellt. Der Effekt der lokalen Dispersivitäten ist gering und liegt in der gleichen Grössenordnung wie die molekulare Diffusion. Das bedeutet, dass die lokalen Dispersivitäten vernachlässigt werden können, wenn die Struktur mit hinreichender Auflösung in den Simulationen berücksichtigt wird.

## SCHLUSSFOLGERUNGEN

Wir erhalten eine recht gute Übereinstimmung zwischen Experiment und Simulation, vor allem



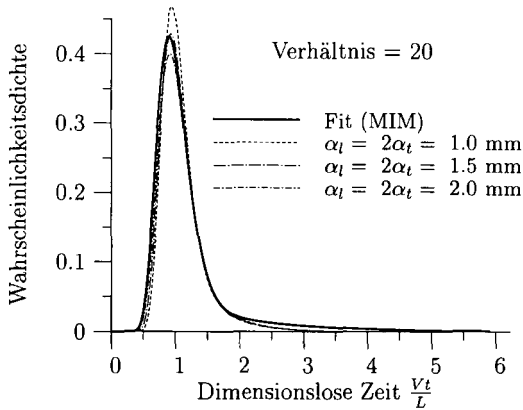


Abbildung 4: Einfluss der lokalen Dispersivitäten auf das Transportverhalten in der Bodensäule. Die Kurven sind als Wahrscheinlichkeitsdichte dargestellt und für die unterschiedlichen Porenwassergeschwindigkeiten,  $V$ , korrigiert.

wenn man bedenkt, dass die lokalen hydraulischen Eigenschaften und die Struktur unabhängig vom Durchbruchexperiment bestimmt worden sind. Das ausgeprägte Tailing konnte jedoch nicht vorhergesagt werden. Die Lagerungsdichte, wie sie mit einem medizinischen Röntgen-tomografen gemessen werden kann, kann im hier untersuchten Bodenmaterial als geeigneter Proxy für lokale hydraulische Eigenschaften angesehen werden. Bei den Simulationen haben wir angenommen, dass die Richards- und die Konvektions-Dispersionsgleichung lokal gültig sind, darüber hinaus waren aber keine Prozessannahmen auf der Kontinuumskala der Bodensäule nötig. Eine weitere wichtige Erkenntnis ist, dass der Einfluss von den lokalen Dispersivitäten auf den Stofftransport in der Bodensäule vernachlässigbar klein wird, wenn die Struktur genügend hoch aufgelöst in den Simulationen berücksichtigt wird. Mit diesem Ansatz können auch Instrumente wie Tensiometer explizite mitsimuliert werden.

In dieser Studie wurde gezeigt, dass der Stofftransport auf der Kontinuumskala vorhergesagt werden kann, wenn die räumliche Parameterstruktur der lokalen hydraulischen Eigenschaften explizite bekannt ist. Unser nächster Schritt ist die Anwendung dieses Ansatzes auf die nächst höhere Skala, nämlich die Vorhersage des Stofftransportes auf der 1 Meter Skala an verschiedenen Feldstandorten.

Filme, die die simulierte Stoffverlagerung in unserer Bodensäule zeigen, findet man unter: <http://www.uphys.uni-heidelberg.de/ts/kel/transport.html>

## LITERATUR

- Simunek, J., Huang, K. & van Genuchten, M. T. 1995. *The SWMS-3D code for simulating water flow and solute transport in three-dimensional variably saturated media*. U.S. Salinity Laboratory, U.S. Department of Agriculture, Riverside, CA.
- Vogel, H. J. & Roth, K. 1998. A new approach for determining the effective soil hydraulic functions. *European Journal of Soil Science*, **49**, 547-556.

## Ableitung von Modellparametern für Dual-Permeabilitätsmodelle mithilfe eines dualen Retentions- und Leitfähigkeitsmodells

J.M. Köhne, S. Meyer-Windel, und H.H. Gerke

### Einleitung

Das Dual-Permeabilitätsmodell von *Gerke und van Genuchten* (1993) beschreibt die präferentielle Wasser- und Stoffverlagerung in der Bodenmatrix und im Grobporensystem von strukturierten Böden unter der Annahme der Gültigkeit des Darcy-Gesetzes. Die Anwendung des Dual-Permeabilitätsmodells erfordert zwei Retentionsfunktionen  $\theta(h)$  und zwei hydraulische Leitfähigkeitsfunktionen  $K(h)$ , und den Volumenanteil des Grobporensystems,  $w_f$ . In diesem Beitrag zeigen wir einen Ansatz zur unabhängigen Abschätzung der Parameter der hydraulischen Funktionen der Bodenmatrix und des Grobporensystems.

### Theoretischer Ansatz

Ein duales Retentions- und Leitfähigkeitsmodell (duales Parametermodell) wurde auf der Basis des *van Genuchten-Mualem-Modells* mit der Parameter-Restriktion  $m=1-1/n$  (*van Genuchten* 1980) entwickelt. Das Modell besteht aus zwei *van Genuchten-Mualem* Gleichungen - eine für das Grobporensystem und eine für die Matrix - gewichtet über deren respektiven Anteil am Gesamtbodenvolumen,  $w_1 = w_f$  bzw.  $w_2 = (1-w_f)$ :

$$\hat{\theta}(h, A) = \sum_{i=1}^2 w_i \theta_i(h, A) = \sum_{i=1}^2 w_i \{ \theta_{r,i} + (\theta_{s,i} - \theta_{r,i}) [1 + (\alpha_i h)^{n_i}]^{\frac{1-n_i}{n_i}} \} \quad (1a)$$

$$\hat{K}(h, B) = \sum_{i=1}^2 w_i K_i(h, B) = \sum_{i=1}^2 w_i K_{s,i} \frac{\{1 - (\alpha_i h)^{n_i} [1 + (\alpha_i h)^{n_i}]^{\frac{1-n_i}{n_i}}\}^2}{[1 + (\alpha_i h)^{n_i}]^{0.5(1-\frac{1}{n_i})}} \quad (1b)$$

Darin ist  $\hat{\theta}(h, A)$  die Retentionsmodellfunktion mit  $h$  als Saugspannung und  $A$  als Parametervektor,  $A = \{w_i, \alpha_i, n_i, \theta_{s,i}, \theta_{r,i}, \alpha_2, n_2, \theta_{s,2}, \theta_{r,2}\}$ , und  $\hat{K}(h, B)$  ist die hydraulische Leitfähigkeits-Modellfunktion, mit  $B$  als Parametervektor,  $B = \{w_i, \alpha_i, n_i, K_{s,i}, \alpha_2, n_2, K_{s,2}\}$ . Der Index  $i$  bezieht sich auf das Porensystem:  $i = 1$  bezeichnet *van Genuchten* -Parameter des Grobporensystems, mit  $i = 2$  werden die entsprechenden Parameter der Matrix indiziert. Gleichung (1b) gilt nur bei lokalem Gleichgewicht der Potentiale  $h$  ( $=h_1=h_2$ ); im Boden näherungsweise bei stationärem Fluß.

Der Algorithmus in Gl. (2) ermöglicht die simultane Anpassung von Gln. (1a) und (1b) an  $\theta(h)$  und  $K(h)$ -Meßdaten von Böden mit Sekundärporensystem.

$$O(h, A, B) = \sum_{j=1}^N [\theta_j(h_j) - \hat{\theta}_j(h_j, A)]^2 + \sum_{k=1}^M \{W[\log K_k(h_k) - \log \hat{K}_k(h_k, B)]\}^2 \quad (2)$$

<sup>1</sup> Institut für Geologische Wissenschaften, Fachgebiet Umweltgeologie, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Domstr. 5, 06108 Halle (e-mail: koehne@geologie.uni-halle.de)

<sup>2</sup> Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e. V., Institut für Bodenlandschaftsforschung, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

In Gl. (2) ist  $O(A,B)$  die zu minimierende Zielfunktion,  $N$  ist die Anzahl der Retentionsdaten  $\theta_j(h_j)$ , und  $M$  ist die Anzahl der Leitfähigkeitsdaten  $K_k(h_k)$ . Die  $K_k$ -Daten und Modellfunktion  $\bar{K}$  in Gleichung (2) sind logarithmiert, um ähnliche Wertebereiche der beiden Summenterme in der optimierten Zielfunktion zu erzielen. Zusätzlich soll der Gewichtungsfaktor  $W$  den Einfluß der unterschiedlichen Anzahl und der Unterschiede in den Größenordnungen der  $\theta_j$  und der  $\log K_k$  - Meßdaten auf die Zielfunktion ausgleichen (Gl. (3)).

$$W = \frac{M \sum_{j=1}^N \theta_j}{N \sum_{k=1}^M \log K_k} \quad (3)$$

Die Optimierung der Parameter erfolgt mit einem Least-Square-Algorithmus nach *Press et al.* (1986). Die große Anzahl von 11 Modellparametern in Gl. (2) bedingt, daß nicht alle gleichzeitig optimiert werden können. Erforderlich ist zudem eine gute Schätzung der Parameterstartwerte.

Die folgende Vorgehensweise erwies sich als geeignet (*Köhne* 1999): 1) Der Parameter  $w_1$  wird anhand von Färbeversuchen und dem Vergleich der Lagerungsdichte von Bodenaggregaten und Gesamtboden festgelegt. 2) Anfangs-Schätzwerte für die Parameter der Matrix werden ermittelt: Anhand einer visuellen Begutachtung der  $K(h)$  Meßdaten wird für den Potentialbereich, in welchem  $\theta(h)$  und  $K(h)$  nicht maßgeblich strukturbeeinflusst sind, das einfache *van Genuchten-Mualem-Modell* mit RETC (*van Genuchten et al.* 1991) angepaßt (sog. *Initialschätzung*). Damit erhält man direkt Schätzwerte für  $\alpha_s$  und  $n_s$ . Ein Anfangswert von  $\theta_{s,2} = \frac{1}{2} (\theta_{s,Initial} + \theta_{s,Initial}/(1-w_1))$  wird gewählt. In analoger Vorgehensweise wird mithilfe von Gl. (1b) der Anfangswert für  $K_{s,1}$  geschätzt. Zwei weitere Parameter werden festgelegt:  $\theta_{r,1}=0$  und  $\theta_{r,2}=\theta_{r,Initial}/(1-w_1)$ . Die Anfangs-Schätzwerte für  $\theta_{s,1}$  und  $K_{s,1}$  werden anhand der  $\theta(h)$ - und  $K(h)$ -Daten des gesamten Meßbereichs, und mithilfe der umgestellten Gleichungen (1a) und (1b) gewonnen (4).

$$\theta_{s,1} = \frac{\theta_s - (1-w_1)\theta_{s,2}}{w_1}, \quad K_{s,1} = \frac{K_s - (1-w_1)K_{s,2}}{w_1} \quad (4a), (4b)$$

$\theta_s$  und  $K_s$  sind die respektiven Meßwerte der  $\theta(h)$ - und  $K(h)$ -Daten bei Sättigung. Für die übrigen Parameter  $\alpha_1$  und  $n_1$  werden plausible Werte für ein poröses Medium grober Textur als Startwerte eingesetzt. Die Gesamtzahl der zu optimierenden Parameter reduziert sich wegen der Festlegung von  $w_1$ ,  $\theta_{r,1}$  und  $\theta_{r,2}$  auf acht.

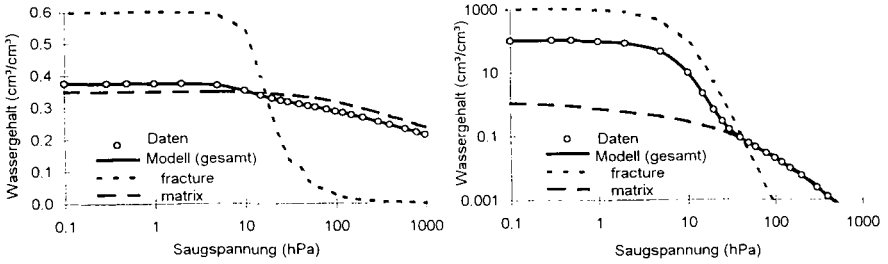
Abb. 1 zeigt für einen hypothetischen strukturierten Boden die Kurvenverläufe des dualen Parametermodells (Gl. (1)) und die Anpassung mit RETC an den texturbestimmten Kurventeil für eine Initialschätzung. In Tab. 1 sind die Ergebnisse der Initialschätzung sowie die optimierten Parameter für Sekundärporensystem und Matrix aufgeführt.

Tab. 1: Optimierte Modellparameter des dualen Parametermodells (Gl. (1)) und Initialschätzung für einen hypothetischen strukturierten Boden. 1 - Sekundärporensystem, 2 - Matrix. \* nicht optimiert

	$\theta_r$	$\theta_s$	$\alpha$	$n$	$l$	$K_s$	$w$
initial	0.05	0.322	0.0113	1.206	0.5*	2.25	-
1	0.00	0.60	0.10	2.5	-	1000	0.1
2	0.05	0.35	0.01	1.2	-	2.0	0.9

Da in porösen Medien größerer Textur  $\theta(h)$  und  $K(h)$  mit Entwässerung des Porensystems schneller absinken, sind auch die Kurvensteigungs-Parameter  $\alpha$  und  $n$  des einfachen *van Genuchten-Mualem-Modell* dort generell größer als in feiner texturierten Medien. Entsprechend sind auch die

optimierten Parameter  $\alpha_1$  und  $n_1$  im Dual-Parametermodell im Sekundärporensystem größer als  $\alpha_2$  und  $n_2$  (Tab. 1).



**Abb. 1: Kurvenverläufe des dualen Parametermodells, sowie der Initialschätzung bei Potentialen < -34 cm, für einen hypothetischen strukturierten Boden, a)  $\theta(h)$  für: Sekundärporensystem ( $\theta_1$ ), Matrix ( $\theta_2$ ) Gesamtboden ( $\theta$ ), b)  $K(h)$  für: Sekundärporensystem ( $K_1$ ), Matrix ( $K_2$ ), Gesamtboden ( $K$ ).**

**Messungen**

Einer lehmigen, strukturierten Pseudogley-Pararendzina unter Ackernutzung (Bokhorst, Schleswig-Holstein) wurden ungestörte 1000 cm<sup>3</sup>- Stechzylinderproben in den Tiefen 10-20 cm (Oberboden, Ap), 25-35 cm (Pflugsohle, PS), 50-60 cm (Unterboden, CSd1) und 70-80 cm (Unterboden, CSd2) entnommen. Im Labor wurden die Retentionsdaten,  $\theta(h)$ , mit der Wolkewitz-Apparatur nach der Standardmethode „hängende Wassersäule“ bestimmt. Die Daten der hydraulischen Leitfähigkeit,  $K(h)$ , wurden im stationären Fließgleichgewicht mit der Standard-Tropfermethode zwischen 0 cm und 15-20 cm hängender Wassersäule ermittelt. Mithilfe einer intermittierenden schnellen Verdunstungsmethode wurden Retentions- und Leitfähigkeitsdaten gemessen (Köhne 1999) und  $K(h)$  mit einer Augenblicksprofilmethode nach Plagge (1991) berechnet. Die mit obenstehenden Methoden erzielten Meßdaten wurden zu zusammenhängenden Meßkurven für  $\theta(h)$  und  $K(h)$  zusammengesetzt. Zur Abschätzung des Skalen- und Methoden-Effekts wurden außerdem im Feld Tensionsinfiltrationen jeweils auf dem Ober- und dem Unterboden ausgeführt. Die Berechnung von  $K(h)$  aus Daten der Tensionsinfiltration erfolgte nach Ankeny et al. (1991).

**Ergebnisse der dualen Parameteroptimierung**

Exemplarisch wird im folgenden für 3 Bodentiefen je ein Labordatensatz und die zugehörige Anpassung des dualen Parametermodells gezeigt, sowie zusätzlich das Beispiel eines aus Labor- und Feld- (Tensionsinfiltrometer-) Messungen kombinierten Datensatzes (Abb. 2). In Tab. 2 sind die optimierten Parameter aufgeführt.

**Tab. 2: Optimierte Parameter des Dualen Parametermodells (Gl. (1)) für die Meßdaten gemäß Abbildung 2. 1 - Sekundärporensystem, 2 - Matrix, PS - Pflugsohle, \* - nicht optimiert**

	10-20 cm (Ap)		25-35 cm (PS)		70-80 cm (CSd)		Tensionsinfiltrometer (CSd)	
	2	1	2	1	2	1	2	1
$\theta_r(\text{cm}^3\text{cm}^{-3})$	0.1111	0*	0.1020	0*	0.1286	0*	0.1222	0*
$\theta_s(\text{cm}^3\text{cm}^{-3})$	0.4459	0.8304	0.3112	0.7500	0.3510	0.4832	0.3355	0.8000
$\alpha(\text{cm}^{-1})$	0.0097	0.3234	0.0077	0.1010	0.0097	0.4840	0.0073	0.1595
$n(-)$	1.3404	1.4075	1.8009	3.9186	1.8987	2.4231	1.7899	2.2767
$K_s(\text{cm d}^{-1})$	2.94	418	0.231	192	0.837	6049	3.18	203
$w(-)$	0.90*	0.10*	0.98*	0.02*	0.95*	0.05*	0.95*	0.05*

Die hydraulischen Daten der Bodenprobe des Ap- und Pflugsohlen-Horizonts (Abb. 2a,b) zeigen einen relativ glatten Verlauf, was die Existenz eines nur hydraulisch nur schwach wirksamen Sekundärporensystems vermuten läßt. Während sich das Grobporensystem in den gemessenen Retentionsdaten z.T. nicht detektieren läßt, zeichnet es sich in den Leitfähigkeitsdaten vor allem des Unterbodens deutlicher ab (Abb. 2a-c).

### Schlußfolgerungen

Das duale Retentions- und Leitfähigkeitsmodell ermöglicht die simultane Parametrisierung der Retentions- und Leitfähigkeitsfunktionen strukturierter Böden und kann damit zur Modellparameterermittlung für Dual-Porositätsmodelle verwendet werden. Das duale Retentions- und Leitfähigkeitsmodell ermöglicht es, die hydraulischen Leitfähigkeitsfunktionen auch für solche Böden zu beschreiben, bei denen sich anhand der Retentionsdaten kein hydraulisch wirksames Sekundärporensystem erkennen läßt.

### Literatur

Ankeny, M.D., M. Ahmed, T.C. Kaspar und R. Horton, 1991. Simple field method for determining the unsaturated hydraulic conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55, 467-470.

Gerke, H.H. und M.Th. van Genuchten, 1993. A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media. *Water Resour. Res.* 29, 305-319.

Köhne, M., 1999. Analyse präferentiellen Wasserflusses und Stofftransports in strukturierten Böden mit Hilfe eines Dual-Porositätsmodells. Dissertation, Univ. Kiel. In: H. Roweck und B. Lennartz (Hrsg.), *Schriftenreihe*, Bd. 30.

Plagge, R., 1991. Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit im Boden. Dissertation, TU Berlin, Inst. f. Ökologie. In: H.-R. Bork und M. Renger (Hrsg.), *Bodenökologie und Boden-geneese*, Band 3.. Selbstverlag, Berlin.

Press, W.H., B.P. Flannery, S.A. Teukolsky und W.T. Vetterling, 1986. *Numerical recipes*. Cambridge Univ. Press, New York.

Van Genuchten, M.Th., F.J. Leij und S.R. Yates, 1991. The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, EPA/600/2-91/065. Washington D.C..

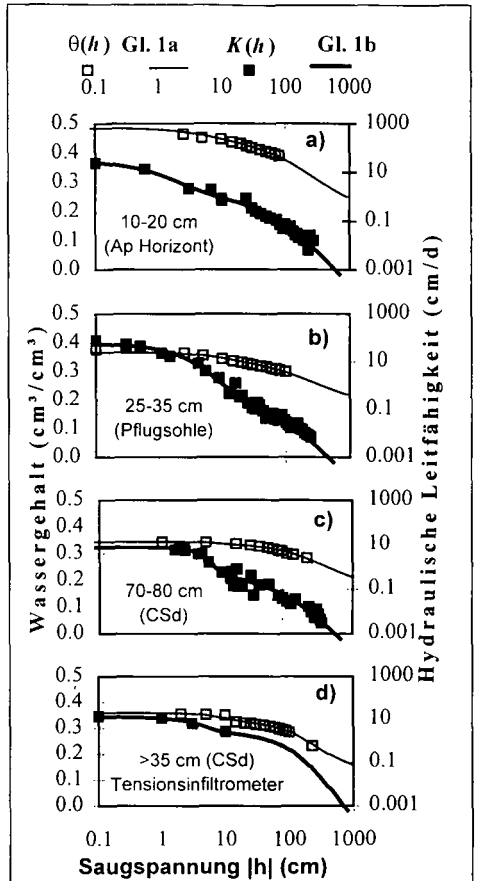


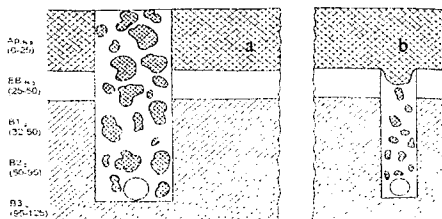
Abb. 2: Retentions- ( $\theta(h)$ ) und Leitfähigkeitsdaten ( $K(h)$ ) für verschiedene Bodentiefen und entsprechende Kurvenverläufe des dualen Parametermodells (Gl. (1)), Symbole - Daten, Linien - Anpassung.

## Auswirkung von Drainagemaßnahmen auf Wasser- und Stofftransport von hellgrauen gleyartigen Waldböden im Stupinsker Bezirk bei Moskau

I.V. Kovalew<sup>1</sup>, B. Huwe<sup>2</sup>

### Einleitung und Problemstellung

In der Laubwaldzone der mittleren Breiten Rußlands sind Graue Gleyartige Waldböden, die sich auf schweren karbonatfreien Decklößlehen mit mittlerer und niedriger Wasserdurchlässigkeit ( $K_f$  0,1 bis 0,3 m/d) gebildet haben, weit verbreitet und spielen eine wichtige Rolle im Ackerbau dieser Klimazone. Die landwirtschaftliche Nutzung dieser Böden ist jedoch durch Vernässung – vor allem im Frühjahr und Herbst – stark eingeschränkt. Der Anbau von Ackerkulturen, zum Beispiel Getreidekulturen, ist in der Regel nur bei Vorhandensein von Drainage möglich. Die Entwässerung erfolgt durch Ton- und in zunehmendem Maße durch Kunststoffdräns, wobei unterschiedliche Technologien zum Einsatz kommen. Die Auswirkungen verschiedener Dränvarianten auf Wasser- und Stoffhaushalt sowie die Pedogenese unter anthropogen veränderten Bedingungen sind allerdings nur unzureichend bekannt. Die Drainageabfluß spiegelt hierbei integral sämtliche biologischen und physiko-chemischen Prozesse im Boden wider, deren detaillierte Untersuchung oft große Schwierigkeiten bereitet.



**Abbildung 1:** Morphologischer Aufbau Hellgrauer Gleyartiger Böden nach Drainagelegung

a: Tondrönage, verlegt mit Drainagelegefahrzeug MD-4

b: Kunststoffdrönage, verlegt mit Drainagelegefahrzeug ETZ-202

<sup>1</sup> Moskauer Staatliche Lomonossow-Universität, Fakultät für Bodenkunde

<sup>2</sup> Universität Bayreuth, Abteilung Bodenphysik, 95440 Bayreuth

## **Problemstellung**

In der hier vorgestellten Pilotstudie werden folgende Fragen angesprochen:

- Bewertung der Zweckmäßigkeit einer Entwässerung grauer Gleyböden.
- Vergleichende Beurteilung der Entwässerungsleistung von Ton- und Kunststoffdränagen.
- Chemische Eigenschaften der Dränagewässer bei Ton- und Kunststoffdränage.

## **Material und Methoden**

### Lage des Untersuchungsgebiet:

Geomorphodynamisch ausgeglichene Moränenlandschaft (Borzov, 1954) in der hohen Moskwarezko-Okskoi Ebene, 150-200 m ü NN zwischen den Flüssen Oka und Moskwa. Die oberste Lage der heutigen Ablagerungen weist Mächtigkeiten bis 10 m auf und wurde auf schweren karbonatfreien Decklößlehmen gebildet, die wiederum von lehmigem und tonigem Moränenmaterial unterlagert sind.

### Klima:

Warme Sommer, mäßig kalte Winter mit beständiger Schneedecke.

Jährliche Niederschlagssumme: ca. 550-650 mm.

Monatmittel der Lufttemperatur liegt im Juli bei -18,5 °C, und im Januar -11 °C.

### Hydrologisches Regime:

Aufliegendes Stauwasser mit ausgeprägter saisonaler Dynamik.

### Böden:

Hellgraue gleyartige Waldböden aus schweren Decklößlehmen mit ausgeprägter Klüftigkeit und Subpolyedergefüge. Der Gehalt an Teilchen <0,01 mm beträgt 50 - 60 %. Sämtliche untersuchte Böden sind heute Ackerflächen.

### Versuchsdesign:

Versuchsgelände "Kotschkarewo" im Stupinsker Bezirk bei Moskau mit relativ homogenen pedologischen Bedingungen. Einrichtung 6 separater Dränagesysteme mit jeweils 2-4 ha Fläche in zwei Varianten (Dräntiefe: 100-120 cm; Dränabstand: 16 m):

1. Dränage mit Kunststoffrohren, Dränagelegerfahrzeug MD-4
2. Dränage mit Tonrohren, Dränagelegerfahrzeug ETZ-202

Für eine vergleichende Bewertung der chemischen Zusammensetzung des Dränageabflusses wurden auf allen Versuchsplots Wasserproben genommen und die Schüttung des Dränageabflusses bestimmt.

### Meßperiode: 1989-1992

## **Ergebnisse**

Die Niederschlagsmengen variierten im Untersuchungszeitraum von feucht (1990) über gemäßigt feucht (1991) bis extrem trocken (1992) Die entsprechenden Jahres-

niederschlagssummen werden in der 100jährigen kumulativen Niederschlagsverteilung von 25, 30 bzw. 92% aller Beobachtungsjahre übertroffen.

Unabhängig vom Feuchteregime der jeweiligen Jahre erfolgte eine vollständige Durchfeuchtung des Bodenprofils nach der Schneeschmelze und im Herbst während des größten Niederschlages. Im Früh- und Hochsommer sinkt die Bodenfeuchtigkeit unter FK oder 0,7 FK. In einigen Jahren wurde in der Tiefe 0-50 cm der permanenter Welkepunkt (PWP) erreicht.

**Tabelle 1:** Chemische Zusammensetzung [ $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ] und Flüsse [ $\text{J}[\text{mg}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{ha}^{-1}]$ ] des Drainageabflusses auf den Versuchsflächen mit Kunststoff- (P-1, P-3) bzw. Tondränage (T-1, T-3); EDR: Eindampfrückstand;

Variante		EDR	pH	Fe <sup>2+</sup>	Fe <sup>3+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
Datum												
T-1	C	514	7.75	0.5	1	84	130	150	50	70	10	310
	J			0.03	0.06	5.04	7.08	9.0	3.0	4.2	0.6	18.6
T-3	C	357	7.12	0.6	1.1	40	70	70	30	30	0	90
	J			0.018	0.033	1.2	2.1	2.1	0.9	0.9	0	2.7
T-1	C	243	7.41	0.6	1	20	60	70	30	30	0	60
	J			0.0024	0.004	0.08	0.24	0.28	0.12	0.12	0	0.24
P-1	C	543	7.75	0.5	1.1	90	110	180	40	90	10	422
	J			0.025	0.055	4.5	5.5	9.0	2.0	4.5	0.5	21.1
P-3	C	471	7.31	0.4	1.2	37	84	55	36	38	0	260
	J			0.016	0.048	1.48	3.36	2.20	1.44	1.52	0	10.4
P-1	C	257	7.7	0.7	0.9	30	80	52	33	36	0	192
	J			0.0014	0.0018	0.06	0.16	0.104	0.066	0.072	0	0.384

Nichtentwässerte Standorte weisen vorübergehend zwei getrennte wassergesättigte Lagen in unterschiedlichen Tiefen auf. Die obere wasserstauende Lage befindet sich im Ap, die untere in einer Tiefe von 70-75 cm. Erklärt wird dies durch das Vorhandensein von Frostrissen, durch die das Wasser aus oberen Lagen in untere Bodenschichten sickert. Durch die Wirkung der Drainage verschwindet dieser Effekt.

Die Kunststoffdränagesysteme zeigten eine ebenso intensive oder stärkere Dränleistung wie Tondränagesysteme mit grabenfüllendem Filtermaterial.

Die Ernteerträge fielen umso höher aus, je schneller das überschüssige Wasser abgeleitet wurde. Bei Anbau von Winterweizen auf den Parzellen T-3 und P-3 hörte der



Dränageabfluß am 16. April auf und die Ernte betrug 51,0 und 65,7 dz/ha. Dagegen wurden auf den Parzellen T-1 und P-1, wo der Dränageabfluß erst am 5. Mai endete, Ernteerträge von nur 29,4 und 34,7 dz/ha beobachtet.

Die Dränagewässer erweisen sich nach den Gehalten an Hauptkationen und -anionen identisch oder vergleichbar. Eine Ausnahme stellt hierbei NO<sub>3</sub> dar, das in den Dränagewässern auf Parzellen mit Kunststoffdränage die Werte der Tondränage z.T. drastisch übertrifft.

### **Schlußfolgerungen**

Als Ergebnis mehrjähriger ökologisch-hydrologischer Untersuchungen konnte die Zweckmäßigkeit von Entwässerungsmaßnahmen auf grauen gleyartigen Waldböden bestätigt werden.

Es konnte gezeigt werden, daß mit Hilfe von Tondränage eine ähnliche Wirkung erzielt werden kann wie mit Kunststoffdränage.

Deutliche Abweichungen der chemischen Zusammensetzung von Dränagewässern auf Parzellen mit Kunststoffdränage gegenüber denen mit Tondränage konnten lediglich bei Nitrat festgestellt werden. Hierzu sind weitere Detailuntersuchungen erforderlich.

### **Literatur**

- Borzow A.A. (1954): Allgemeiner Charakter der Oberfläche des Moskowskij Kraj. Im Handbuch Geografitscheskie raboty. (russisch) Moskau.: Verlag Geografizdat, S.53-62.
- Gasanow A.M. und Rosanow B.G. (1986): Wirkung entwässernd-meliorativer Maßnahmen auf eine Eigenschaften der Böden. (russisch) Z. Potschwowedenje Nr.9 S.83-89.
- Pestriakow W.K. (1981): Zusammensetzung des Dränageabflusses und seine mehrfache Verwendung bei Bewässerung meliorierter Flächen. (russisch) Tezisy dokladow VI. syezda Vsesojuznogo Obschestwa Potschwowedow., 5. Bd., Tbilisi, S.138.
- Wadjunina A.F. und Kortschagina Z.A. (1986): Methode der Untersuchung physikalischer Eigenschaften von Böden. (russisch) Agropromizdat, 415S.
- Werigina K.W. (1961): Einwirkung der Dränage auf die Auswaschung von Nährstoffen aus dem Boden. In: Potschwy der Kaliningradskaja Oblast'. (russisch) Verlag der AN SSSR, S.146-158.
- Woronin A.D. (1986): Grundlagen der Bodenphysik. (russisch) Moskau, MGU, 243 S.

## **Untersuchung und Modellierung von Pyritoxidation und Transportprozessen in der wasserungesättigten Zone von Braunkohleabraumkippen**

Ludwig, R.; Huwe, B.; Obermann, P.

### **Problemstellung**

Die durch Braunkohlegewinnung im Tagebau hervorgerufene Pyritoxidation (Pyrit  $\text{FeS}_2$ ) führt zu Versauerung, Schwermetallfreisetzung und Aufmineralisierung des Boden- und Grundwassers in den Abraumkippen. Die Pyritoxidation kann an prinzipiell zwei Stellen stattfinden: Zum einen an den temporären Oberflächen im Tagebau selbst, zum anderen in tieferen Bereichen der Altkippe durch Gastransport von der Oberfläche her. Der letztere Prozeß dauert nach Beendigung der Bergbauaktivitäten an und stellt eine langfristige Umweltgefährdung dar.

Bisherige Forschungsarbeiten beziehen sich vor allem auf eine Minimierung mit geochemischen Mitteln. Hier soll eine Minimierung der Pyritoxidation durch Einflußnahme auf die physikalischen Randbedingungen untersucht werden. Besondere Bedeutung kommt dabei dem Transport von Sauerstoff von der Bodenoberfläche an die Pyritoxidationszone zu.

Die Teilziele der Untersuchung, auf die dieser Beitrag ausgerichtet ist, betreffen das Prozeßverständnis des Gastransports durch Konvektion und Diffusion in der ungesättigten Zone, die Modellierbarkeit des Großsäulenversuchs hinsichtlich der Reaktionskinetik und des Gastransports, sowie einen Vergleich von Modellszenarien mit und ohne berechneter Temperatur.

### **Experimente**

Zur experimentellen Untersuchung werden Großsäulenversuche (Säulenhöhe 2,90 m, Innendurchmesser 0,70 m) an der Ruhr-Universität Bochum durchgeführt. Die Säulen sind mit Sediment befüllt, das einen für das rheinische Braunkohlerevier durchschnittlichen Pyritgehalt aufweist. Sie werden am oberen Rand beregnet und in sieben Ebenen mit seitlich eingebauten Meßsonden kontinuierlich auf physikalische und chemische Parameter beprobt. Am unteren Rand wird das Sickerwasser aufgefangen. Nach Versuchsende werden an ungestörten Stechzylinderproben bodenphysikalische Parameter und Funktionen an der Universität Bayreuth gemessen.

Die Reaktionskinetik wurde in einem Exsikkatorversuch bestimmt (Lessmöllmann, 1994). Im luftdicht geschlossenen Exsikkator reagiert das Sedimentmaterial. Die kontinuierliche Messung des Luftdrucks (unter Temperaturkontrolle) ergibt eine Zeitreihe der  $\text{O}_2$ -Konzentration, an die die Reaktionskinetik und die Ratenkonstante angepaßt werden. Eine Schale mit Wasser sorgt für ausreichende Luftfeuchtigkeit, eine NaOH-Schale entzieht  $\text{CO}_2$ .

---

<sup>1</sup> Abteilung Bodenphysik, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth. Email: Robert.Ludwig@uni-bayreuth.de

<sup>2</sup> Lehrstuhl Angewandte Geologie, Ruhr-Universität Bochum, 44795 Bochum

## Modellierung

Die Modellierung umfaßt die Teilprozesse Reaktionskinetik, Gastransport sowie Wärmetransport (eindimensional im Bodenprofil).

Es handelt sich um eine Reaktionskinetik erster Ordnung für die Konzentrationen von  $O_2$  und  $FeS_2$ . Die Transportgleichungen für den Gastransport sind lineare partielle Differentialgleichungen mit Termen für den konvektiven sowie den diffusiven Gastransport. Es werden Gleichungen für die Gase  $O_2$ ,  $N_2$  und  $CO_2$  gelöst. Die Transportgleichung des Wärmetransports beschränkt sich auf die Wärmeleitung. Die numerische Berechnung erfolgt mit dem Modell MUSIC (Ippisch, 1997; Ippisch und Huwe, 1997).

Die Teilprozesse sind untereinander gekoppelt. Zum Beispiel verbraucht die Oxidationsreaktion  $O_2$ . Dadurch wird verstärkt  $O_2$  nachgeliefert, d.h. die Oxidationsreaktion wirkt auf den Gastransport durch den  $O_2$ -Verbrauch. Ein weiteres Beispiel ist die Wirkung des Wärmetransports auf die Oxidationsreaktion durch die Temperaturabhängigkeit der Ratenkonstante. Die numerische Umsetzung der Kopplung erfolgt durch explizite Linearisierung, durch iterative oder durch direkte Lösung.

## Ergebnisse

### Temperaturprofil

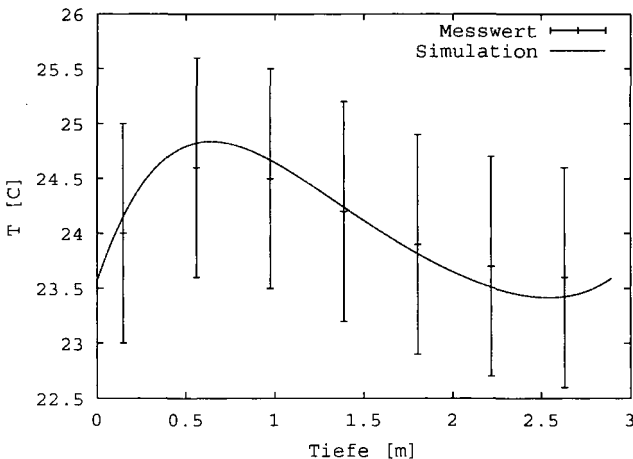


Abb. 1: Gemessenes und simuliertes Temperaturprofil (Säule R) 5 d nach Versuchsbeginn

Sowohl die gemessenen Temperaturen (Meßgenauigkeit 1 K) als auch die Simulation zeigen eine Temperaturerhöhung in der oberen Säulenhälfte von ca. 1 K (Abbildung 1). Die Erhöhung wird durch die im oberen Säulenteil begonnene exotherme Pyritoxidation hervorgerufen. Im Lauf der Zeit verlagert sich die Temperaturerhöhung in tiefere Säulenschichten. Abbildung 1 zeigt die Meßwerte und die Simulation des Temperaturprofils der Großsäule 5 d nach Versuchsbeginn. Am oberen Säulenrand tritt durch Wärmeübergang und Verdunstungswärme eine Abkühlung auf.

### O<sub>2</sub>-Konzentration

Der zeitliche Verlauf der Sauerstoffkonzentration der Bodenluft in 138 cm Tiefe ist in Abbildung 2 dargestellt.

Zu Beginn ist die Sauerstoffkonzentration gering. Erst durch Öffnen des Deckels (= Versuchsbeginn) kann Sauerstoff an die Pyritminerale gelangen. Die starke Nachlieferung erzeugt einen Anstieg der Konzentration. Danach findet durch eine Anpassung von Mikroorganismen ein kurzfristiger Rückgang statt, bevor die Konzentration kontinuierlich bis zur normalen Atmosphärenkonzentration (bei ca. 500 d) ansteigt.

Die Simulation zeigt zu Beginn einen „Sprung“ in einen Gleichgewichtszustand. Dieser ergibt sich aus dem Verbrauch von O<sub>2</sub> und der Nachlieferung. Wie Vergleichsrechnungen zeigen, ist der Gleichgewichtszustand unabhängig von der Anfangsbedingung. Durch kontinuierliche Oxidation der vorhandenen Pyritminerale sinkt der Sauerstoffverbrauch, die Sauerstoffkonzentration in der Bodenluft steigt an, und sie nähert sich dem Atmosphärenniveau.

Die Temperatur ist zum einen auf einen konstanten Mittelwert gesetzt („T = const.“), zum anderen wird die Temperaturentwicklung simuliert („T berechnet“). Die Simulationen wurden mit kalibrierten Parametern durchgeführt (Ratenkonstante verdoppelt, Luftporosität geringfügig erhöht).

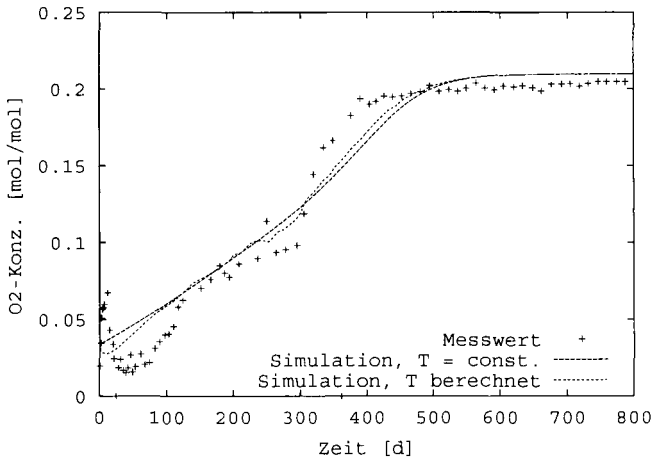


Abb. 2: Gemessene und simulierte O<sub>2</sub>-Konzentrationen in 138 cm Säulentiefe (Säule R)

Die Übereinstimmung der Simulationen mit den Meßwerten (Abbildung 2) ist bislang vor allem bezüglich der Steigungen der Verläufe unbefriedigend. Das Niveau der atmosphärischen Sauerstoffkonzentration wird jedoch in der richtigen zeitlichen Größenordnung erreicht. Die Übereinstimmung ist positiv zu bewerten, wenn man berücksichtigt, daß es sich um ein gekoppeltes System aus mehreren Prozessen handelt, und daß kein Parameterfitting durchgeführt wurde, sondern gemessene Parameter eingesetzt werden.

Durch Kalibrieren der Modellparameter kann die Anpassung an die Meßwerte verbessert werden. Dabei haben sich die Ratenkonstante, die Luftporosität und die Temperatur als sehr sensitive Parameter herausgestellt. Die Simulation mit berechneter Temperatur (d.h. gekoppelt berechneter Wärmetransport) zeigt tendenziell eine verbesserte Anpassung.

Das Prozeßwissen bleibt bisher in zwei Punkten unvollständig: Eine „Lag-Phase“ mit verringerten Konzentrationen am Anfang des Experiments ist auf eine mikrobielle Populationsdynamik zurückzuführen. Bezüglich der Steigungen der  $O_2$ -Konzentrationen kann eventuell eine modifizierte Reaktionskinetik, die eine Produktadsorption und -desorption (Piehler und Wisotzky, 1995) berücksichtigt, zu verbesserten Ergebnissen führen.

Die Simulationen erfolgen bisher ohne Sickerung, d.h. es wird mit einem zeitlich konstanten Wassergehalt gerechnet. Die gekoppelte Berechnung der Sickerung dürfte zusätzliche Auswirkungen auf den Verlauf der  $O_2$ -Konzentration haben.

## Ausblick

Die Simulation des Wassertransports in der Säule soll anhand der gemessenen Matrixpotentiale und der Sickerraten getestet und kalibriert werden. Darauf aufbauend ist die Integration eines Modellteils zum Stofftransport vorgesehen. Damit können die Auswirkungen der Pyritoxidation (Austrag von  $Fe^{2+}$ ,  $SO_4^{2-}$  und Säure ins Grundwasser) simuliert werden. Weitere Schritte betreffen Sensitivitätsanalysen der Modellparameter und die Untersuchung der Prozeßkopplungen. Schließlich ist die Berechnung realitätsnaher Tagebauszenarien geplant.

## Literatur

- Ippisch, O., 1997. Modellentwicklung zum gekoppelten Transport von Wasser, Wärme und Gasen in Abraum aus dem Braunkohletagebau, Bayreuther Bodenkundliche Berichte.
- Ippisch, O. und Huwe, B., 1997. Modellentwicklung und konzeptionelle Modellierung zum gekoppelten Transport von Wasser, Wärme und Gasen, Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 85: 111-114.
- Lessmöllmann, M., 1994. Bestimmung der Oxidationsrate von pyritartigen Sedimenten, unveröffentlichte Diplomarbeit, Ruhr-Universität Bochum.
- Piehler, H.-W. und Wisotzky, F., 1995. Gastransport in der ungesättigten Zone von Braunkohleabraumkippen, 4. Dresdner Grundwasserforschungstage, 24./25.10.1995 in Coswig/Dresden.
- Schulz, J., 1995. Aufbau von Säulenversuchen zur Untersuchung der Pyritoxidation in Braunkohletagebauseimenten. Diplomarbeit. Ruhr-Universität Bochum, Universität/GH Essen.

Geophysikalische Meßverfahren zur Ermittlung von Bodenkennwerten für die teilflächenspezifische Bewirtschaftung

Erika Lück, Manfred Eisenreich

Institut für Geowissenschaften, Universität Potsdam, PF: 601553, 14415 Potsdam

### **Einsatz der Leitfähigkeitskartierung in der Landwirtschaft**

Die teilflächenspezifische Bewirtschaftung beinhaltet eine standortangepaßte Ausbringung von Saatgut, Dünge- und Pflanzenschutzmitteln. Dazu sind u.a. die genauen Kenntnisse über die räumlichen Variabilitäten der Bodeneigenschaften für die zu bearbeitenden Schläge notwendig. Momentan werden Ertragskarten, Luftbilddaufnahmen, digitale Geländemodelle, Karten der Reichsbodenschätzung sowie aktuelle Bodenbeprobungen genutzt. Keine dieser Informationsebenen kann jedoch die räumliche Heterogenität des Bodens hinreichend gut erfassen. Auf der Suche nach schnellen und flächendeckenden Kartierungen können die Vorteile der Geophysik genutzt werden.

Mit ihrer Hilfe ist man in der Lage, zerstörungsfrei sowie zeit- und kostengünstig große Flächen zu erfassen. Die Wahl der Methode hängt von den interessierenden Bodeneigenschaften ab. In der Landwirtschaft sind insbesondere Größen wie Textur, Bodenfeuchte, Gefügestand und Zusammensetzung der Bodenlösung von Interesse. Auf Grund der Korrelation der elektrischen Leitfähigkeit mit diesen interessierenden Variablen beschränken sich die vorliegenden Untersuchungen auf die Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit.

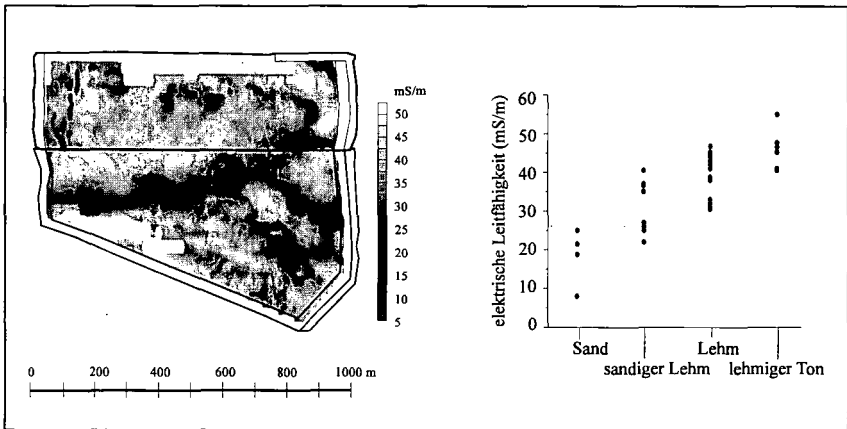
Diese Größe kann sowohl über gleichstromgeoelektrische als auch über elektromagnetische Meßverfahren bestimmt werden. In der Gleichstromgeoelektrik ist ein direkter Kontakt zum Boden erforderlich. Es wird über zwei Elektroden Strom in den Boden eingespeist und über zwei weitere Elektroden die sich ausbildende Potentialdifferenz gemessen. Aus diesen Größen kann man auf die Leitfähigkeit des Untergrundes schließen. Es gibt heute mehrere Geräte, die eine kontinuierliche gleichstromgeoelektrische Kartierung im Gelände erlauben (z.B. VERIS 3100 und soil doctor - USA, MUCEP - Frankreich, PACEG - Dänemark). Gleichstromgeoelektrische Messungen haben den Vorteil, daß über mehrere Elektrodenpaare gleichzeitig verschiedene Tiefenbereiche erfaßt werden können. Nachteilig kann sich bei trockenen Bodenverhältnissen eine teilweise schlechte Ankopplung der Elektroden an den Untergrund bemerkbar machen.

Die Elektromagnetik gestattet ein berührungsfreies Messen. Es wird an einer Sendespule ein elektromagnetisches Feld erzeugt. An einer Empfangsspule werden sowohl das Primärfeld als auch das infolge von Leitfähigkeitsanomalien im Boden beeinflusste Sekundärfeld gemessen. Die hier vorgestellten Untersuchungen wurden mit dem EM-38 von Geonics Limited (Canada) durchgeführt. Der Spulenabstand dieses Gerätes beträgt 1m; die Frequenz 14.6 kHz. Je nach der Lage der Spulenachsen im Raum wird ein Bereich von etwa 0.75 m (horizontaler Dipol) oder ein Bereich bis etwa 1.5 m (vertikaler Dipol) integral erfaßt.

## Zusammenhang zwischen elektrischer Leitfähigkeit und Textur

Abb. 1 zeigt im linken Teil das Ergebnis einer solchen Leitfähigkeitskartierung für Golzow (Oderbruch). Die Fläche kann charakterisiert werden als Auenlehm, der durchzogen ist von räumlich eng begrenzten Sandrinnen. Die stark ausgebildeten Sand-Lehm-Kontraste sind bereits durch Luftbildaufnahmen und Ertragskartierungen bekannt. In der elektrischen Leitfähigkeitsverteilung sind diese Strukturen ebenfalls wiederzufinden. Die sandigen Bereiche zeichnen sich durch geringe Leitfähigkeiten aus. Je höher der Tongehalt ist, desto höher sind die gemessenen Leitfähigkeitswerte. Es wurden an verschiedenen Stellen Bodenproben (Mischproben aus 7 Einzelproben) genommen und über die Fingerprobe bzgl. der Textur untersucht. Die halb-quantitative Zusammenhänge zwischen Leitfähigkeitswerten und Textur sind rechts in der Abb. 1 gezeigt. Die Messungen wurden unter sehr feuchten Bedingungen nahe der Feldkapazität durchgeführt. Die texturbedingten Feuchteunterschiede wirken sich ebenfalls auf die elektrische Leitfähigkeit aus und überlagern sich positiv dem Textureinfluß.

Abb. 1 Elektromagnetisch kartierte Leitfähigkeit für zwei Schläge in Golzow (Oderbruch)



Testmessungen auf unterschiedlichen Böden haben gezeigt, daß derartige Kartierungen nicht nur auf Flächen funktionieren, wo die Texturunterschiede so deutlich sind wie in diesem Beispiel, sondern auch in Gebieten mit geringeren Differenzierungen.

Da die elektrische Leitfähigkeit von mehreren Faktoren beeinflusst wird, ist für eine stoffliche Ansprache der Leitfähigkeitsdifferenzierungen eine gezielte Beprobung notwendig. Die geophysikalische Kartierung wird diese nicht ersetzen, kann aber genutzt werden, um eine Minimierung der Probenanzahl bei gleichzeitiger Optimierung der Bohrlokationen herbeizuführen und eine räumliche sichere Interpolation zwischen diesen Bohrpunkten zu ermöglichen.

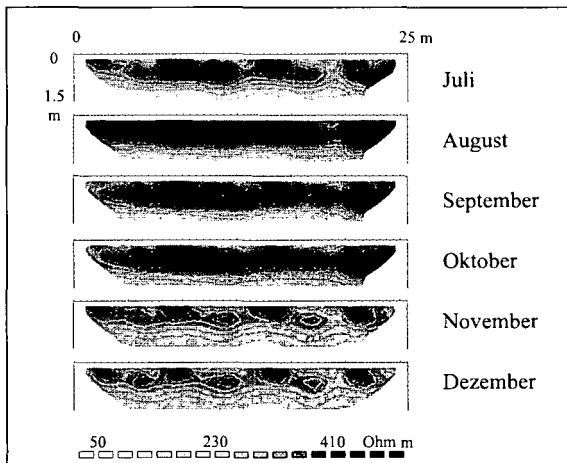
Neben der Frage nach der flächenhaften Differenzierung steht ebenso die Frage nach einer vertikalen Gliederung. Über Variation des Abstandes und der Lage der Spulen zur Erdoberfläche sind auch elektromagnetische Sondierungen möglich, die über entsprechende

Inversionsrechnungen Aussagen zur tiefenabhängigen Änderung der elektrischen Leitfähigkeit erlauben. Die Lösung bleibt allerdings mehrdeutig. In Abhängigkeit davon, welche Parameter bei den Inversionrechnungen konstant gehalten werden, findet man mehrere Modelle für einen Datensatz. Auch hier sind gezielt angebrachte Bohrpunkte zur Validierung der Modelle erforderlich. Für tiefenabhängige Parameteruntersuchungen ist die Gleichstromgeoelektrik besser geeignet.

### Korrelation zwischen elektrischen Kenngrößen und Bodenfeuchte

Um den Zusammenhang zwischen dem elektrischen Widerstand (Kehrwert der elektrischen Leitfähigkeit) und der Bodenfeuchte genauer zu untersuchen, wurde ein Testprofil angelegt, für welches sowohl gleichstromgeoelektrische Messungen als auch Untersuchungen zum Wasserhaushalt durchgeführt wurden. Die maximale Untersuchungstiefe lag bei 1.5 m. Im Wochenrhythmus wurden die Messungen über knapp 2 Jahre wiederholt. Abb. 2 zeigt einige ausgewählte bereits invertierte Pseudosektion dieser Meßreihe.

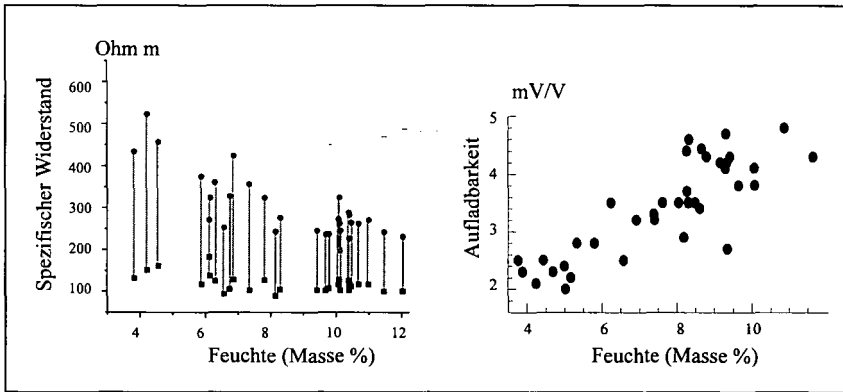
Abb. 2 *Ausgewählte Beispiele der jahreszeitlichen Variation der elektrischen Widerstandsverteilung*



Während die Widerstände infolge der geringen Bodenfeuchte sehr hoch waren, hat die zunehmende Durchfeuchtung zu einer Abnahme der Widerstandswerte geführt. Neben dem Gleichstromwiderstand wurde von uns der IP-Effekt (Induzierte Polarisation) im Zeitbereich bestimmt. Die IP-Werte sind für den durchfeuchteten Boden deutlich höher als für den trockenen Boden. Abb. 3 zeigt die Daten für den Beobachtungszeitraum an einem Punkt. Gegenübergestellt wurden die gravimetrisch bestimmte Feuchtwerte dem spezifischen Widerstand (links) und dem IP-Effekt (rechts).



Abb. 3 Korrelation zwischen elektrischen Kenngrößen und Bodenfeuchte



Während für die Aufladbarkeit (IP) eine nahezu lineare Korrelation beobachtet wird, zeigt sich für die Widerstandswerte eine exponentielle Abnahme. Auffallend ist, daß der Dynamikumumfang der Widerstandswerte sich mit zunehmender Bodenfeuchte verringert. Dies hat z.B. Einfluß auf die Erkennbarkeit von inneren Strukturen. Nicht alle Kontraste sind unter trockenen und feuchten Bodenbedingungen gleichermaßen abzubilden. So konnten Unterschiede im Bodengefüge von uns z.B. nur unter trockenen Bedingungen sicher erkannt werden. Entlang einer Trasse, die einen normal bearbeiteten und einen tiefengelockerten Bodenbereich überdeckt, wurden geoelektrische Messungen einmal unter trockenen Verhältnissen und einmal unter Bedingungen der Feldkapazität durchgeführt. Während die trockenen, luftgefüllten Grobporen zu einer Erhöhung des Widerstandes führen, sind unter feuchten Bedingungen die Widerstandsunterschiede kaum noch sichtbar.

### Zusammenfassung

Sowohl gleichstromgeoelektrische als auch elektromagnetische Verfahren sind für die Kartierung großer landwirtschaftlicher Flächen geeignet. Mit ihrer Hilfe können Inhomogenitäten, die innerhalb eines Schrages auftreten, lokalisiert werden. Da verschiedene Ursachen für die Differenzierungen in den elektrischen Eigenschaften verantwortlich sein können, sind gezielte Probenahmen nicht ganz unerlässlich. Über eine geophysikalische Kartierung kann die Zahl der Beprobungspunkte erheblich reduziert und die Position der Bohrpunkte optimiert werden. Zum jetzigen Zeitpunkt kann die Einbeziehung der Kartierung der elektrischen Leitfähigkeit in die teilflächenspezifische Landwirtschaft befürwortet werden.

Dieses Projekt wird gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt und das Hochschulsonderprogramm HSP III.

## Die Verwendung von Fuzzy-Zahlen für die Modellierung von N-Bilanzen

Mertens, M.; Huwe, B.

### Einleitung

Eingangsparameter für Simulationsmodelle sind mit unterschiedlichen Arten von Fehlern behaftet: Nur ungenau bekannte Konstanten, räumlich-zeitlich variable Größen, sowie Expertenaussagen gehen in mehr oder weniger komplexe Modelle ein. Die Verwendung von unscharfen Zahlen (Fuzzy-Zahlen) stellt eines der besten mathematischen Werkzeuge dar, um insbesondere Unsicherheiten in Expertenaussagen mathematisch zu fassen.

### Was sind Fuzzy-Zahlen?

Die Fuzzy-Set Theorie wurde erstmals 1965 von Zadeh publiziert und hat seitdem mannigfaltige Anwendungen erfahren, vorrangig in der Mess- und Regelungstechnik. Seit einigen Jahren wird sie verstärkt in den Geowissenschaften verwendet, um Unsicherheiten in Modell-Eingangsparametern zu quantifizieren, so z.B. in Grundwasser-Modellen (Dou, 1995, 1997) oder in der ungesättigten Bodenzone (Freissinet, 1998).

Grundlagen der Fuzzy-Set Theorie werden behandelt in Kaufmann & Gupta (1985), sowie in Bardossy und Duckstein (1995). Bei den hier verwendeten dreieckigen Fuzzy-Zahlen muss für jede Fuzzy-Zahl eine untere Schranke (niedrigster möglicher Wert), eine obere Schranke (höchster möglicher Wert) und ein alpha-Wert (größte Zugehörigkeit des Parameters zu diesem Wert) gegeben sein (s. Abbildung 1).

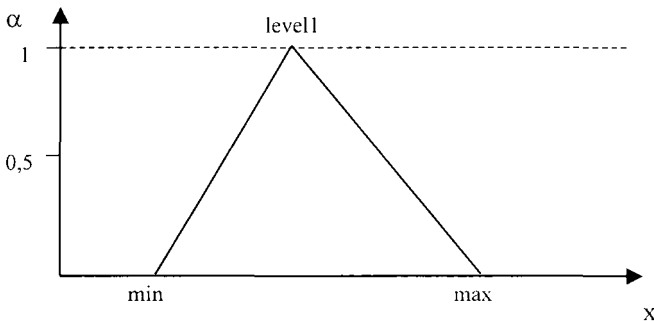


Abbildung 1: Schema einer dreieckigen Fuzzy-Zahl

### Wie werden Fuzzy-Zahlen berechnet?

Bei der Berechnung von Gleichungen mit Fuzzy-Eingabeparametern lassen sich prinzipiell zwei Methoden unterscheiden. Zum einen die nicht-lineare Optimierung unter Nebenbedingungen (Dong, 1987; IMSL-Algorithmus von Schittkowski, 1986; Schulz, 1997), zum anderen Zufallszahlen-basierte Methoden (Chanas & Nowakowski, 1988; Dou, 1997). Zu letzteren gehört auch der hier verwendete fuzzy-numerical-algorithm.

Ein Vorteil dieses Verfahrens ist, dass bei genügend hoher Anzahl von Zufallszahlen-Realisationen ein stabiles Ergebnis gewährleistet ist. Bei einer stetigen Erhöhung der ZZ-Realisationen konvergiert das berechnete Intervall von innen gegen die analytische Lösung. Bei den Optimierungsverfahren hingegen besteht immer die latente Gefahr, dass das Verfahren das gesuchte globale Minimum nicht findet und anstattdessen gegen ein lokales Minimum konvergiert. Bei komplexeren Modellen kann ein falsches Ergebnis oft nur schwer identifiziert werden.

Das Ablaufschema des erstellten Fortran-Programms zeigt zwei ineinandergeschachtelte Schleifen: Die äußere Schleife für die Berechnung der verschiedenen alpha-cuts, die innere für die Abarbeitung der einzelnen Zufallszahlen-Realisationen. Für  $\alpha = 1$  wird das deterministische Modell nur einmal durchgerechnet (s. Abbildung 2).

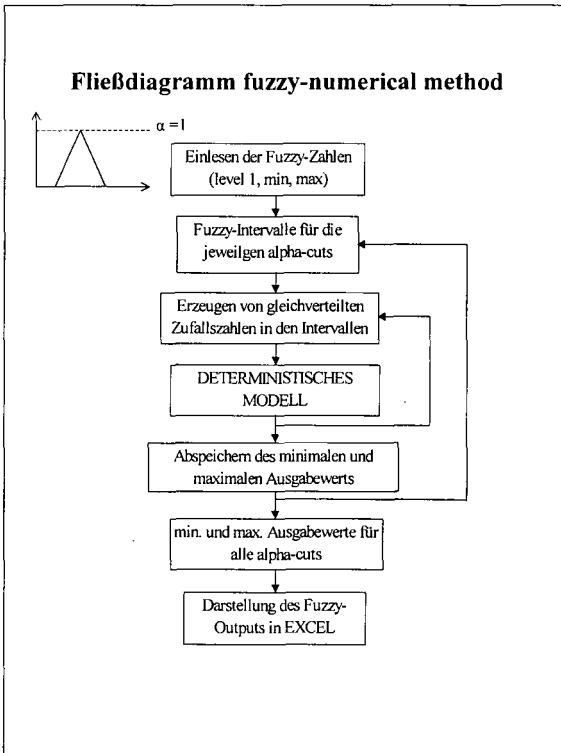


Abbildung 2: Fließdiagramm fuzzy-numerical method

### N-Bilanzmodell von Attenberger

Das im Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft entwickelte „standortspezifische Nitrat-Schutzkonzept“ ist ein empirisches Modell für die Anwendung in der landwirtschaftlichen Praxis. Der Datenbedarf ist äußerst gering, es genügt die Angabe der Bodenzahl und des effektiven Niederschlags (infiltrierender Niederschlag), letzterer kann aus einer Bayern-Übersichtskarte (Abb. 3) abgeschätzt werden. Von der Bodenzahl wird – als grobe Näherung – auf die nutzbare Feldkapazität geschlossen und aus dieser über Tabellenwerte (Abb. 4) die Speicherfähigkeit des Bodens für Nitrat errechnet. Der simple Ansatz ermöglicht eine Empfehlung für die maximal tolerierbaren  $N_{min}$ -Gehalte in Böden im Herbst für alle Gebiete und ohne aufwendige Datenerhebung. Er wird daher von Planungsbüros bei der Beratung von Wasserwerken und für die Berechnung von Ausgleichszahlungen für Landwirte nach dem Wasserwirtschaftsgesetz verwendet. Um die Auswirkungen von Unsicherheiten in den beiden Eingabeparametern effektiver Niederschlag und Bodenzahl abschätzen zu können, wurden diese beiden Parameter fuzzyfiziert und das Modell damit durchgerechnet.

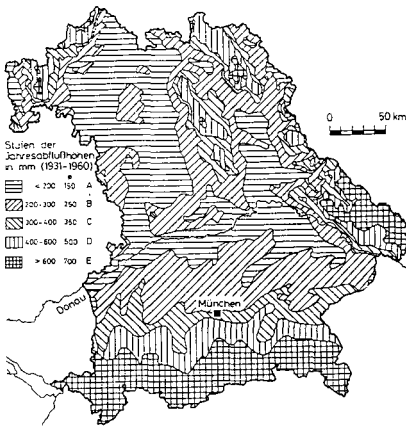


Bild 1: Stufen der Jahresabflusshöhen

Bodenzahl	Abflußstufen nFKWe					
	A	B	C	D	E	
≤ 25	≤ 50	230	340	455	610	820
26-45	> 50-100	190	300	400	555	760
46-65	> 100-150	150	250	350	500	700
66-85	> 150-200	115	200	300	450	650
> 85	> 200-250	75	160	255	400	600

Abb. 4: Abhängigkeit des effektiven Niederschlags von der Bodenzahl (Attenberger, 1996)

Abb. 3: Bayernkarte des effektiven Niederschlags (Attenberger, 1996)

### Ergebnis

Der vom Modell errechnete maximal zulässige Herbst- $N_{min}$ -Wert wird als Fuzzy-Zahl ausgegeben. Die Breite der jeweiligen Intervalle gibt Auskunft über den Vertrauensbereich des errechneten Ergebnisses – bei großer Unsicherheit der Eingabeparameter ergeben sich weitere Vertrauensintervalle für das Ergebnis (Rauten), als bei genauer bekannten Eingabewerten (Dreiecke). Mit zunehmendem  $\alpha$ -level sinkt der Vertrauensgrad des errechneten Intervalls, bis schließlich bei  $\alpha=1$  die „exakte“ Lösung erreicht wird, die man bei Berechnung des Modells ohne den Fuzzy-Algorithmus erhalten würde. Durch die Verwendung von Fuzzy-Zahlen ist es demnach möglich, den Effekt von unpräzisen Eingangsparametern auf die Zuverlässigkeit von Modellierungsergebnissen systematisch zu untersuchen.

**Fuzzyfizierte Eingabeparameter:**

	Level1	min (enges Intervall)	max (enges Intervall)	min (weites Intervall)	max (weites Intervall)
Effekt. NS	280	270	290	250	350
BOZ	30	28	32	26	40

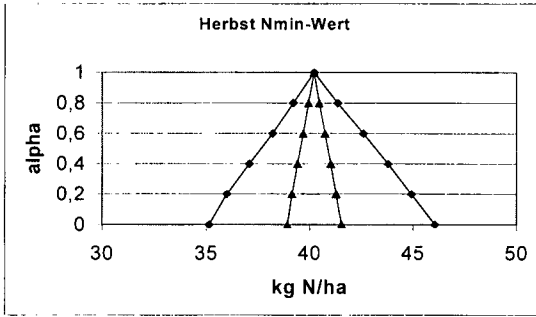


Abb. 5: maximal zulässiger Herbst-  $N_{min}$ -Wert

**Literatur**

Attenberger, E., 1996. Ein standortspezifisches Nitrat-Schutzkonzept auf der Basis von vorhandenen Bodenkenndaten. Institut für Grundwasserwirtschaft, TU Dresden: Mitteilungen, Heft 1: GW-Kolloquium am 14./15. Februar 1996.

Bárdossy, A., Duckstein, L., 1995. Fuzzy Rule-Based Modeling with Applications to Geophysical, Biological and Engineering Systems. CRC Press, Boca Raton.

Chanas, S., Nowakowski, M., 1988. Single Value Simulation of Fuzzy Variable. Fuzzy Sets and Systems 25, 43-57.

Dong, W., Shah, H.C., 1987. Vertex method for computing functions of fuzzy variables. Fuzzy Sets and Systems 24, 65-78.

Dou, C., Woldt, W., 1995. Steady state groundwater flow simulation with imprecise parameters. Water Resour. Res., 31 (11), 2709-2719.

Dou, C., Woldt, W., Bogardi, I., Dahab, M., 1997. Numerical solute transport simulation using fuzzy sets approach. J. Contaminant Hydrol. 27, 107-126.

Freissinet, C., Erlich, M., Vauclin, M., 1998. A fuzzy logic-based approach to assess imprecisions of soil water contamination modelling. Soil and Tillage Research, 47, 11-17.

Kaufmann, A., Gupta, M., 1985. Introduction to Fuzzy Arithmetic. Van Nostrand Reinhold Company, New York.

Schittkowski, K., 1986. NLPQL: A Fortran subroutine solving constrained nonlinear programming problems (edited by Clyde L. Monma). Annals of Operations Research, 5, 485-500.

Schulz, K., 1997. Modellierung von Unsicherheiten bodenphysikalischer und hydrochemischer Prozesse mit Hilfe der Fuzzy-Set-Theorie. Diss. Uni Bayreuth.

Zadeh, L., 1965. Fuzzy sets. Inf. Control, 8, 338-353.

## GIS-gestützte Regionalisierung von Bodenprofilen unter Verwendung von CART

Nestler, I.; Mertens, M.; Huwe, B.

### **Motivation und Zielsetzung**

Aussagekräftige flächenhafte Informationen über die Bodenartenverhältnisse eines Naturraumes gehören zu den wichtigsten Voraussetzungen für den effektiven und nachhaltigen Bodenschutz (FELDHAUS et al. 1997; UTERMANN et al. 1997). Im Rahmen dieser Arbeit sollte eine Bodenartenkarte auf der Grundlage weniger Profilkartierungen sowie flächenhaft vorhandener Geländedaten abgeleitet werden. Ziel dieses Regionalisierungsverfahrens war die Charakterisierung der Böden im Hinblick auf deren Wasserleitfähigkeitseigenschaften.

### **Material und Methoden**

Als Untersuchungsgebiet diente die 10 km<sup>2</sup> umfassende landwirtschaftliche Nutzfläche des im Fichtelgebirge gelegenen Weißenstädter Beckens. Informationen über Bodenschätzung, Gesteinsuntergrund und Landnutzung sowie Unterlagen der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Bodenkartierung standen in analoger Form zur Verfügung.

Alle Karten wurden digitalisiert, die zugehörigen Attributdaten mit dem Geographischen Informationssystem ArcView verknüpft und für die Weiterverarbeitung in CART (classification and regression trees, entwickelt von BREIMAN et al. 1984) in eine Datenbank überführt. Aus Höhenlinienkarten wurde ein digitales Geländemodell erzeugt, um mit Hilfe des Programms SARA (System zur automatischen Reliefanalyse, KÖTHE & LEHMEIER, 1996) flächenhafte Reliefeinheiten abzuleiten. Im Unterschied zu vorangegangenen Arbeiten (z.B. WEIBLEN 1997) wurde auf eine horizontbezogene Bodenartenmittelung der erhobenen Profildaten verzichtet. Die kartierten 110 Bodenprofile wurden über ihren individuellen vertikalen Aufbau hinsichtlich hydraulischer Eigenschaften in acht Gruppen zusammengefasst (s. Abb. 1). Dadurch wurde die Regionalisierung gebietstypischer Sonderformen, wie stark wechselgelagerter Profile mit teilweise anmoorigen oder tonigen Horizonten, möglich.

Die Daten der Bodenschätzung, Geologie, Landnutzung sowie die Reliefeinheiten bildeten als Eingangsvariablen die Grundlage für die auf Entscheidungsbäumen basierende Klassifikation mit dem CART-Verfahren. In den Endknoten wurden die gebildeten Profilgruppen als Zielvariable klassifiziert.

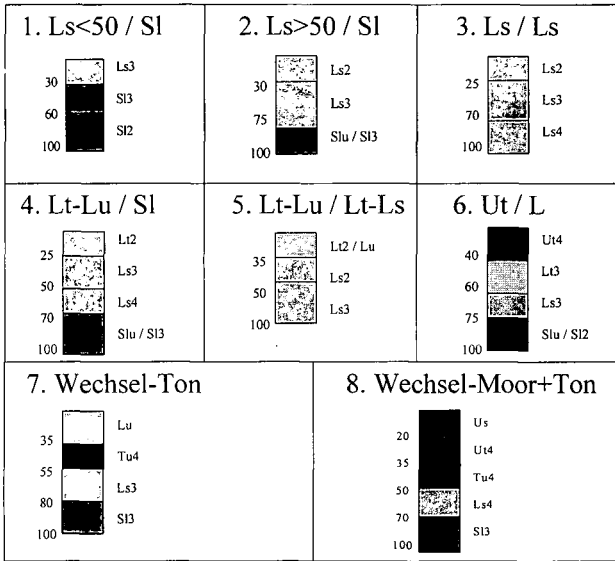


Abbildung 1: ausgewiesene Profilgruppen

## Ergebnisse und Diskussion

Zunächst konnte durch Variablenauswahl deren günstigste Kombination für die Prognose der Bodenartenverhältnisse gefunden werden. Durch die Änderung spezifischer Fehlklassifikationskosten wurde das endgültige Modell, ein Baum mit 16 Endknoten, erzeugt. Es zeichnet sich durch geringe Fehlklassifikationsraten, die Ausweisung aller acht Profilgruppen sowie eine unter fachlichen Gesichtspunkten plausibel erscheinende Ergebniskarte aus.

Trotz des verhältnismäßig geringen Stichprobenumfangs von 110 Datensätzen auf 10 km<sup>2</sup> konnten Prognosewahrscheinlichkeiten von 60 bis 70 % für die meisten Profilgruppen erreicht werden. Für die Charakterisierung der Bodenartenverhältnisse im Untersuchungsgebiet liefert die abgeleitete Karte somit ausreichende Informationen. Auch für weitere

großräumig bodenschutzrelevante Risikoabschätzungen ist sie als Datengrundlage geeignet. Expertensachverstand ist für die Durchführung und Ergebnisbewertung des CART-Verfahrens unentbehrlich, wobei besonders auf eine nachvollziehbare und möglichst objektive Handhabung geachtet werden muss. Die Stabilität des erzeugten Entscheidungsbaumes hinsichtlich Veränderungen der Datenbasis bleibt weiterhin unklar. Hier besteht dringender Forschungsbedarf, denn das parameterfreie, flexibel gestaltete CART-Verfahren ist zur Bearbeitung ökologischer Fragestellungen grundsätzlich geeignet und wird immer häufiger angewendet.

#### LITERATUR

- BREIMAN, L.; FRIEDMAN, J.H.; OLSHEN, R.A. & STONE, C.J. (1984): Classification and Regression Trees. -Pacific Grove, Wadsworth
- FELDHAUS, D.; GUTTECK, U. & SCHRÖDER, M. (1997): Die interministerielle Arbeitsgruppe Bodeninformationssysteme (IMAG BIS) im Land Sachsen-Anhalt – Zusammenarbeit von Institutionen der Bodenkunde, Bodennutzung und des Bodenschutzes. - Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft **85**, 1691-1694, Göttingen
- KÖTHE, R. & LEHMEIER, F. (1996): SARA – System zur automatischen Relief-Analyse. Benutzerhandbuch. UNIX-Version, Geographisches Institut der Universität Göttingen, Göttingen
- UTERMANN, J.; GLANTE, F. & JOHANNSEN, U. (1997): Fachliche Aspekte des Bedarfs an bodenschutzrelevanten Daten auf Bundesebene im Hinblick auf § 19 Bundes-Bodenschutzgesetz.- Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft **85**, 1677-1680, Göttingen
- WEIBLEN, B. (1997): Die Erstellung eines Übersetzungsschlüssels zur Ableitung einer Bodenartenkarte aus den Daten der Bodenschätzung im Einzugsgebiet des Weiherbaches / Kraichgau. – Diplomarbeit Lehrstuhl Bodenkunde und Bodengeographie, Abteilung Bodenphysik, Universität Bayreuth, 1-77, Bayreuth

#### ADRESSEN DER AUTOREN:

Inga Nestler; Lehrstuhl Bodenkunde / Abteilung Bodenphysik; Universität Bayreuth  
Universitätstraße 30; 95440 Bayreuth; inga.nestler@uni-bayreuth.de

Marion Mertens; Lehrstuhl Bodenkunde / Abteilung Bodenphysik; Universität Bayreuth  
Universitätstraße 30; 95440 Bayreuth; marion.mertens@uni-bayreuth.de

Bernd Huwe, Prof. Dr.; Lehrstuhl Bodenkunde / Abteilung Bodenphysik;  
Universität Bayreuth; Universitätstraße 30; 95440 Bayreuth;  
bernd.huwe@uni-bayreuth.de



# Untersuchung zum preferential flow in steinreichen Böden des Buntsandstein-Odenwaldes

von

Peters, C. & Thiemeyer, H.

## 1. Einleitung

Der Einfluß des Bodenskeletts auf die schnelle Sickerwasserbewegung (preferential flow) wurde bislang nicht hinreichend untersucht. Mit der genauen Beschreibung von Bodenprofil, Fließmuster und Bodenskelett wird versucht, deren Zusammenhänge aufzudecken. Als Standort für die Untersuchung wurden skelettreiche Braunerdegesellschaften im Buntsandstein-Odenwaldes unter Wald ausgewählt.

Das untersuchte Bodenskelett differenziert sich in seiner Struktur durch das inhomogene Ausgangsgestein, das sich aus mehreren, genetisch unterschiedlichen periglazialen Lagen zusammensetzt.

## 2. Material und Methoden

Auf 3 Flächen von je 2,25 m<sup>2</sup> wurde mit Hilfe eines Feldberegners (Eigenbau nach GHODRATI et al. 1990) ein Starkregenereignis simuliert und innerhalb von 2,5 h eine Farbracerlösung (Brilliant Blue FCF) von 40 mm/m<sup>2</sup> aufgebracht. Einen Tag später wurde eine Profilgrube angelegt und das eingemessene Bodenvolumen von 1 m<sup>3</sup> in 5 vertikalen Schnitten horizontweise freigelegt. Die farbigen Fließmuster an den einzelnen Schnitten wurden in 25 Segmenten zu je 20 x 20 cm (insgesamt 100 x 100 cm) mit Hilfe eines Rasters fotografisch aufgenommen. Beim Aufgraben der vertikalen Schnitte wurden horizontweise die Merkmale der eingebetteten Steine und das Volumen erfaßt und tabellarisch festgehalten. Wichtige Merkmale sind in Tab. 1 aufgeführt, das Volumen wurde in einem Meßbecken durch die Wasserverdrängung bestimmt. Die Fotoaufnahmen wurden mit Hilfe eines Computers digitalisiert und mit Gelände- und Laborbefunden ergänzt in einem Bodenprofil-Informationssystem zusammengesetzt.

## 3. Ergebnisse und Diskussion

### 3.1 Direkte Wirkung der Steine auf den preferential flow



Abb. 1: Bodenskelettstruktur am Profil  
Streitbach, Grube 1, Schnitt I -5.

Eine direkte Wirkung von Steinen auf die Ausbildung des Fließmusters war nur selten zu beobachten. Der „Dacheffekt“ des Steines läßt das Sickerwasser um den Stein herumfließen. Ein kantiger Großblock in Abb. 2 zeigt deutlich diesen Effekt. An der Oberfläche umfließt das schnelle Sickerwasser in mäanderartigen Bahnen den Stein, teilweise gebunden an den Verlauf von Haftwurzeln, bevor es nach der Umgehung des Steines anderen bevorzugten Fließwegen folgt.

Der darunterliegende Feinboden wird im Schatten des Steines von tracerführendem Sickerwasser umgangen. Dieser „Dach-“ oder „Schatteneffekt“ läßt sich auch an sehr viel kleineren Steinen beobachten. Allerdings wird dies weit weniger sichtbar, da das Wurzelwerk als primärer Wasserleiter kleinere Steine umgeht und dadurch schnelles Sickerwasser in alle Bereiche um den Stein leitet.

Ein Einfluß auf das Fließmuster durch die Struktur des Bodenskelettes (Größe, Ausrichtung und Anordnung der Steine) ist nicht eindeutig sichtbar. Wenn auch in Abb. 1 zwei zusammenhängende Steinlagen im oberen und unteren Teil der Hauptlage liegen, so hat sich das Fließmuster in allen Bereichen ausgebreitet und zeigt insgesamt keine Abhängigkeit.

- Professur für Bodenkunde, J. W. Goethe Universität, Senckenberganlage 36, 60054 Frankfurt
- E - Mail: chpeters@stud.uni-frankfurt.de

Tab. 1: Gezählte Merkmale an Steinen in Lage und gemessene Bodenparameter.

	Profil Streitbach Grube 1						Grube 2					
	Kolluvium (Ahe-M) bis 18 cm		Hauptlage (II Bv) bis 46 cm		Basislage 1 (III Sw Cv) bis 65 cm		Basislage 2 (IV Sd Cv) bis 90 cm		Basislage 3 (V Cv) bis 100 cm +		Basislage 2 (II Cv) von 81cm bis 100 cm +	
<b>Gesamtanzahl Steine in 1 m<sup>3</sup></b>	9	100%	74	100%	22	100%	5	100%	24	100%	20	100%
Haftwurzeln auf Steinen	4	44%	22	30%	0	0%	0	0%	2	8%	9	45%
Tracerführende Haftwurzeln	3	33%	17	23%	0	0%	0	0%	1	4%	8	40%
Feinerdebelag auf Steinoberseite	4	44%	59	80%	16	73%	2	40%	21	88%	18	90%
<u>Feinerdebelag oben,</u> mit tracerführenden Haftwurzeln	3	33%	17	23%	0	0%	0	0%	1	4%	7	35%
Ohne Feinerdebelag auf Steinoberseite	5	56%	15	20%	6	27%	3	60%	3	13%	2	10%
<u>Ohne Feinerdebelag oben,</u> mit tracerführenden Haftwurzeln	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%
Eingeregelte Steine	7	78%	51	69%	18	82%	5	100%	23	96%	18	90%
<u>Eingeregelt,</u> Feinerdebelag oben mit tracerführenden Haftwurzeln	2	22%	15	20%	0	0%	0	0%	1	4%	7	35%
Nicht-Eingeregelte Steine	2	22%	23	31%	4	18%	0	0%	1	4%	2	10%
<u>Nicht-Eingeregelt,</u> Feinerdebelag oben mit tracerführenden Haftwurzeln	1	11%	2	3%	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%
Bodenart	Su3		SI3		St3		St3 - Ls4		St2 - Ss		SI4	
Wassergehalt (Vol. %)	34,5		20,68		17,56		20,64		15,74		17,24	
eff. Lagerungsdichte	1,03		1,61		1,83		1,9		1,72		1,63	

Dies ist auf die hohe Wegsamkeit des preferential flows innerhalb der zahlreichen Biomakroporen – insbesondere abgestorbene, größere Wurzeln – zurückzuführen. Letztendlich steuert im gesamten Bodenprofil primär das Wurzelsystem den preferential flow, hinter dem die Bodenskelettstruktur deutlich zurücktritt.

### 3.2 Indirekte Wirkung der Steine auf den preferential flow

Der indirekte Einfluß von Steinen auf den preferential flow führt über die Beziehung von Bodenskelett und Wurzelsystem, das in den untersuchten Böden wiederum bestimmend für die Ausbildung von Makroporen ist.

In Lagen mit zusammenhängendem und volumenreichem, eingeregelter Sandsteinschutt kann das Bodenskelett als Barriere für Pfahlwurzeln und andere große Wurzelarme wirken. Die Wurzeln weichen dann in Lücken des Bodenskelettes, in feinbodenreiche Zwischenräume aus. Diese „Engpässe“ werden von den Wurzeln dichter frequentiert und bilden in skelettfreien Bereichen verstärkte bevorzugte Fließwege aus.

Viele Steine sind auf ihrer Unterseite frei von Feinboden und zeigen saubere Steinoberflächen. Die Oberseite der Steine können dagegen mit einem fest verkrümelten Belag aus Feinboden überzogen sein. Mit zunehmender Tiefe und Entstehungsalter der Lage tritt dieser Umstand häufiger auf. Die Feinerdebeläge sind seltener im Oberboden, sowie in Horizonten mit hoher Lagerungsdichte und toniger Feinbodenmatrix. Die Durchwurzelung nimmt unterhalb der Hauptlage stark ab. In den sehr schwach durchwurzelten, tieferen Horizonten findet sich in den Feinerdebelägen auf Steinoberseiten dennoch Feinwurzelwerk. Diese führen selbst in 1 m Bodentiefe noch Farbracer, wo sonst nur vereinzelt Färbungen im Feinboden auftreten.

Im Kolluvium und in der Hauptlage sind die Haftwurzeln auf den Oberseiten der Steine immer tracerführend.

Auf Steinen ohne Feinerdebelag finden sich dagegen keine Haftwurzeln und somit auch keine bevorzugten Fließwege. In der Hauptlage, einem mittel durchwurzelten Bereich, wachsen auf 33 % der Steine mit Feinerdebelag Haftwurzeln (vgl. Tab. 1). Der Zusammenhang zwischen Feinerdebelag und Haftwurzel verstärkt sich durch die Beobachtung, das unterhalb oder seitlich der Steine keine Haftwurzeln auftreten.

Der größte Teile der Steine hat durch die solifluidale Einregelung eine flache Ausrichtung in Längsachse des Steines der Hangneigung folgend. Diese Ausrichtung setzt dem horizontalen Stofftransport die größte Fläche entgegen. Eingeregelter Steine haben durch ihre große oberseitige Fläche ausgeprägtere Feinerdebeläge als nicht eingeregelter Steine. Dies mag erklären, warum nicht-eingeregelter Steine im Verhältnis zu eingeregelter Steinen seltener von Haftwurzeln bewachsen sind und dadurch mit schnellem Sickerwasser nicht in Kontakt kommen.

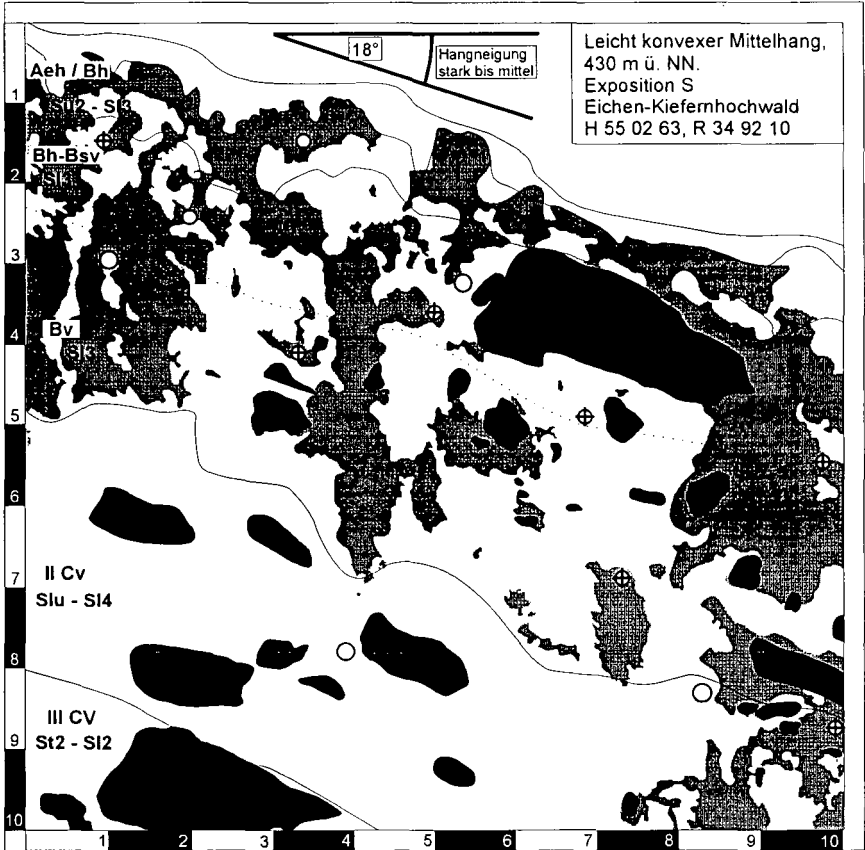
### 4. Schlußfolgerung

Eine klare Beziehung zwischen der Struktur des Bodenskelettes und der Ausprägung des preferential flows konnte nicht festgestellt werden. Es ist aber von einem „Dacheffekt“ des Skelettbodens auszugehen, der bevorzugte Fließwege umlenkt und den Feinboden unterhalb der Steine nicht direkt der vertikalen Sickerwasserebewegung aussetzt. Vorgefundene Biomakroporen – vorwiegend abgestorbene Wurzelbahnen – stellen den größten Teil an Leitbahnen für den preferential flow. Die laterale Diffusion in dem durchflossenen, weit verzweigten Netz von Biomakroporen erreicht dadurch auch die Porenräume im Feinboden unterhalb der Steine.

Eingeregelter Steine mit Feinerdebelägen, die ein günstiges Milieu für Feinwurzeln in tieferen Bodenschichten bieten, bilden über weitreichende Wurzelarme bevorzugte Fließwege aus. Dieses Phänomen läßt sich nur über die Zusammenhänge von Rhizosphäre und Bodenskelett erklären, die in dieser Arbeit nicht ausreichend untersucht werden konnten. Fließmuster und Bodenskelettstruktur zeigen, verstärkt durch die Schichtung periglazialer Lagen mit ihren unterschiedlichen Bodeneigenschaften sehr inhomogene Verhältnisse im Bodenprofil, die bodenphysikalisch schwierig zu fassen sind.

### 5. Schriftenverzeichnis

- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung: 392 S., 33 Abb., 91 Tab.; Hannover.
- BEVEN, K. & GERMAN, P. (1982): Macropores and Water Flow in Soils. - Water Resour. Res., 5: 1311-1325, 7 Abb., 3 Tab.
- BUCHTER, B. (1986): Wasserhaushalt und Skelettstruktur eines Rendzina-Bodens. - Mitt. Eidg. Anst. Forstl. Versuchswesen, 4: 468-603, 39 Abb., 15 Tab.
- FLURY, M.; FLÜHLER, H.; JURY, W. A. & LEUENBERGER, J. (1994): Susceptibility of soils to preferential flow of water: A field study. - Water Resour. Res., 30: 1945-1954, 9 Abb., 2 Tab.
- FRIED, G. (1984): Gestein, Relief und Boden des Buntsandstein-Odenwaldes. - Frankfurter geowiss. Arb., 4, Serie D: 201 S., 57 Abb., 11 Tab.; Frankfurt a. M.
- GHOBRATI, M.; ERNST, F. F. & JURY, A. (1990): Automated spray system for application of solutes to small field plots. - Soil Sci. Soc. Am. J., 54: 287-290, 3 Abb., 1 Tab.



**Podsolige Braunerde**

aus Hauptlage (verwittertes Anstehendes, Lößlehm, LST) über Basisfolgen (verwittertes Anstehendes: ECK'scher Geröllsandstein der Gelnhausenfolge, oberer Teil [suGE,]).



Feinboden mit adsorbiertem  
Farbtracer Brilliant Blue FCF



Gr. Biomakropore, tracerführend



Sandsteinschutt



Gr. Biomakropore, trocken

Maßeinheiten in dm

Stand der Aufnahme: September 1998

Abb. 2: Fließmuster und Steine am Profil Streitbach Grube 3, Schnitt 1.

# Anwendung des Modellsystems Expert-N für die inverse Modellierung des Stickstofftransports in Böden

Priesack, E.; Achatz, S.; Gayler, S.

## Einleitung

Eine Voraussetzung für die zuverlässige Simulation des Nitrataustrags aus landwirtschaftlich genutzten Flächen ist die angemessene Beschreibung des Wasser- und Stofftransports in Böden auf regionaler Ebene. Hierfür benötigte Parameterwerte zur Charakterisierung von Wasserspannungskurven (WRCs), hydraulischen Leitfähigkeiten,  $K(h)$ , und N-Umsatzraten unterliegen starker räumlicher Variabilität. Da die direkte Messung dieser Größen zeitaufwendig und teuer ist, wurden Pedotransferfunktionen (PTFs) entwickelt, die es erlauben, bestimmte schwer zu bestimmende Größen aus Bodendaten vorherzusagen, die einfacher zu erheben sind (wie z.B. Textur, Dichte, Gehalt an organischer Substanz) (Tietje & Tapkenhinsch 1993, Campbell 1985). Diese Methoden haben allerdings Grenzen. So hat z.B. die Anwendung verschiedener PTFs zur Bestimmung der WRCs auf einem 1.5 km<sup>2</sup> großen Versuchsgut gezeigt, dass PTFs nicht ausreichen um die benötigten Parameterwerte für die Simulation des Wasserflusses an mehr als 400 Gitterpunkten zu beschaffen (Priesack et al. 1999). Eine alternative Methode zur Bestimmung von Parameterwerten ist das indirekte Verfahren der inversen Modellierung. Um die Möglichkeiten der inversen Modellierung mit anderen Methoden vergleichen zu können wurden zwei verschiedene nichtlineare Optimierungsverfahren in das Modellsystem Expert-N zur Simulation des Wasserhaushalts, N-Transports und N-Umsatzes in Agrarökosystemen (Expert-N 1999) integriert und auf die Anpassung von Simulationsergebnissen an Daten aus Freiland- und Laborversuchen angewendet. Die Ergebnisse wurden teilweise mit Werten verglichen, die aus direkten Messungen oder mit Hilfe von PTFs gewonnen wurden.

## Nichtlineare Optimierungsmethoden

Die inverse Abschätzung von ungesättigten hydraulischen Bodeneigenschaften ist im allgemeinen ein hochgradig nichtlineares Optimierungsproblem, da die Graphen der betreffenden Zielfunktionen meist eine komplexe Geometrie mit vielen lokalen Minima besitzen. Aus diesem Grund wurde neben dem häufig verwendeten Levenberg-Marquardt-Algorithmus (Press et al. 1992, van Genuchten et al. 1992) ein weiterer, auf einer Annealing-Simplex-Methode (Press et al. 1992) basierender Ansatz vorgeschlagen (Pan&Wu 1998). Beide Methoden wurden im Programm-Paket Expert-N implementiert.

Um die Schätzprozedur zu beschleunigen und zu stabilisieren, wurden beide Verfahren mit einem Multi-Level Ansatz (Chavenet et al. 1994, Iglér & Knabner 1997) kombiniert. Diese Methode besteht aus drei Schritten: i) Start der Prozedur mit möglichst wenig Freiheitsgraden (z.B.  $n=1$ ). ii) Interpolation des Optimierungsergebnisses für eine Parametrisierung mit einem oder mehreren zusätzlichen Freiheitsgraden. Verwendung dieser Parametrisierung als nächsten Startwert. iii) Wiederholung des zweiten Schritts solange das Optimierungsergebnis nicht durch Oszillationen gestört wird.

Die Multi-Level Methode kann direkt Informationen über die Bodenhorizonte nutzen. Ausgehend von mittleren Parameterwerten, die über das ganze Bodenprofil konstant sind (homogener Boden), kann man sich durch sukzessive Unterteilungen der gegebenen Bodenhorizontierung annähern und so zu einer angemessenen Parameterabschätzung kommen (Abb. 1).

In den folgenden Anwendungsbeispielen zeigten die Ergebnisse, die mit Hilfe des Levenberg-Marquardt-Algorithmus und der Simulated-Annealing-Methode erzielt wurden lediglich Differenzen, die unterhalb des numerischen Fehlers lagen.

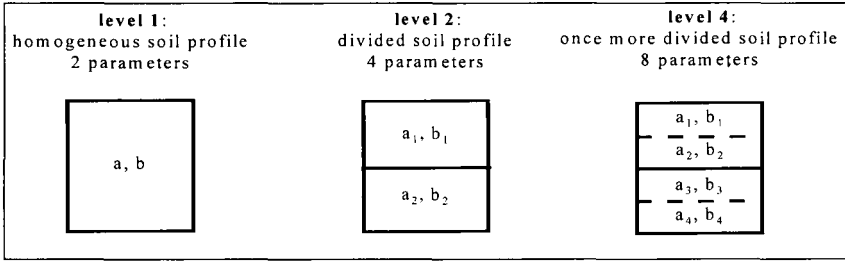


Abbildung 1: Multi-Level Optimierungsansatz für Bodenprofilparameter

### Parameterabschätzung für hydraulische Funktionen

Zunächst wurde die Technik der inversen Modellierung an hypothetischen Daten getestet. Hierzu wurden aus Simulationsergebnissen für den Wasserhaushalt eines Lysimeters wöchentliche Ausflussraten berechnet und durch Addieren bzw. Subtrahieren von bis zu 20% ihrer Größe zufällig verschoben (weißes Rauschen). Aus den so erhaltenen hypothetischen Ausflussdaten konnten die originalen *van-Genuchten*-Parameter wieder erhalten werden. Hiermit ist die prinzipielle Anwendbarkeit des Optimierungsverfahrens für die inverse Bestimmung von Bodenparametern gezeigt.

Für einen Freilandstandort wurden die *van-Genuchten*-Parameter  $\alpha$  und  $n$  aus TDR Messungen des zeitlichen Verlaufs von Wassergehalt und Matrixpotential in vier verschiedenen Tiefen für die Jahre 1995 und 1997 abgeschätzt. Hierbei wurden die Winterperioden ausgeklammert, um die Einbeziehung zusätzlicher Parameter für die Beschreibung des Einfrierprozesses zu vermeiden (Abbildung 2). Die Ergebnisse zeigen einerseits beträchtliche Unterschiede zu den Ergebnissen aus PTFs und andererseits zwischen den beiden untersuchten Jahren untereinander. Die Anwendung der für das eine Jahr erhaltenen Parameterwerte für die Wasserfluss-Simulation des anderen Jahres führte zu unterschiedlichen Wasserbilanzen. Dies deutet entweder auf Ungenauigkeiten in der Methode der inversen Modellierung hin oder kann als Hinweis auf die Ungültigkeit der für die Anwendung der Richardsgleichung notwendigen Annahmen (z.B. keine Änderung der WRC mit der Zeit) verstanden werden.

Tabelle 1: *van-Genuchten-Parameter für den Freilandstandort*

Horizont	PTF von Scheinost et al. (1997)		Methode 2 von Priesack et al. (1999)		indirekte Bestimmung durch inverse Modellierung			
	$\alpha$	$n$	$\alpha$	$n$	1995		1997	
					$\alpha$	$n$	$\alpha$	$n$
1	0.00127	0.49	0.0148	1.19	0.234	1.033	0.036	1.15
2	0.00111	0.50	0.0139	1.18	0.018	1.059	0.010	1.19
3	0.00045	0.46	0.0108	1.12	0.033	1.054	0.047	1.50
4	0.00220	0.43	0.0308	1.16	0.038	1.064	0.015	1.24

### Abschätzung von N-Umsatz-Raten

Für die inverse Bestimmung von wichtigen Parametern für die Modellierung von N-Transport, Nitrifizierung und Denitrifizierung wurden Daten aus einem Laborexperiment verwendet. In diesem Experiment wurde auf Bodensäulen, die unter konstantem, ungesättigtem Wasserfluss gehalten wurden, <sup>15</sup>N-Ammoniumchlorid appliziert und die Durchbruchkurven (BTCs) für Chlorid, Ammonium und Nitrat so wie die N<sub>2</sub>O-Emissionen gemessen (Rackwitz et al. 1999). Aus der BTC für Chlorid wurde zunächst der Dispersionskoeffizient der wässrigen Lösung bestimmt und mit Hilfe des gewonnenen Wertes die Nitrifizierungsrate aus den BTCs für Ammonium und Nitrat angepasst. Die N<sub>2</sub>O-Bildungsrate wurde durch Anpassung der Simulationsergebnisse an die gemessenen N<sub>2</sub>O-Emissionen abgeschätzt, wobei entweder N<sub>2</sub>O-Bildung während der Nitrifikation oder während der Denitrifikation angenommen wurde. Die Ergebnisse (Tabelle 2) zeigen, dass N<sub>2</sub>O-Produktion vornehmlich in den obersten Bodenschichten stattfindet. Beide Modelle für

$N_2O$ -Produktion konnten angewendet werden, um den beobachteten Zeitverlauf der  $N_2O$ -Emissionen anzupassen.

In analoger Weise wurde die inverse Modellierung auf Daten aus Freilandexperimenten angewendet. Hierbei war die Modellierung dann am erfolgreichsten, wenn hauptsächlich mineralische Dünger verwendet wurden und keine Zwischenfrüchte oder Untersaaten angebaut wurden.

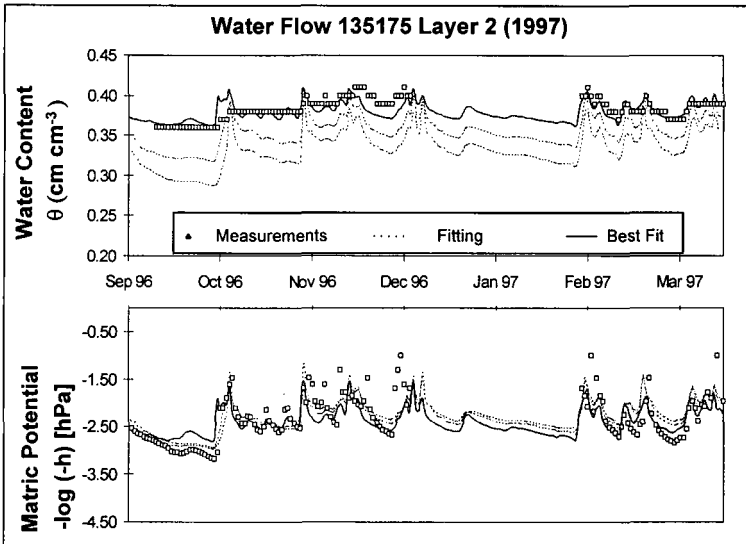


Abbildung 2: Anpassung von Simulationsergebnissen an gemessener Daten des Wassergehalts und der Wasserspannung aus einem Freilandversuch

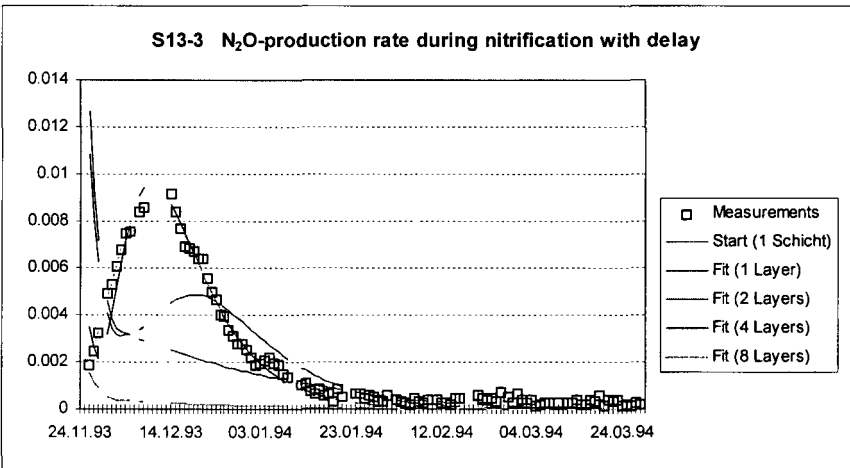


Abbildung 3: Anpassung von Simulationsergebnissen ( $N_2O$ -Produktion ausschließlich während der Nitrifikation) an beobachtete  $N_2O$ -Emissionen aus einem Laborversuch.

Tabelle 2: Invers bestimmte  $N_2O$ -Produktionsraten unter Verwendung verschiedener Modelle

levels	Fitting of $N_2O$ -production rate during denitrification $k_{den, N_2O, max}$				Fitting of $N_2O$ -production rate during nitrification $\alpha k_{nit(N)} / 3$			
	1 layer	2 layers	4 layers	8 layers	1 layer	2 layers	4 layers	8 layers
	0.0251	0.0441	0.0233	0.0000	0.0264	0.0178	0.0045	0.0025
		0.0048	0.0687	0.0483		3.486	0.2560	0.0403
			0.0003	0.0758			0.0003	0.0991
			0.0000	0.0544			0.0016	0.2360
				0.0000				0.0002
				0.0000				0.0002
				0.0000				0.0000
				0.0000				0.0000
residuum	0.3105	0.2738	0.0799	0.0790	0.5272	0.3784	0.0364	0.0250

## Ergebnisse

Verschiedene Verfahren zur Abschätzung der für die Simulation des N-Transports in landwirtschaftlich genutzten Böden benötigten Parameter, können zu unterschiedlichen Ergebnissen führen. Dies gilt besonders für Freilandbedingungen während und nach dem Einfrieren des Bodens und unter Pflanzenbestand. Beide Effekte führen möglicherweise zu erheblichen Veränderungen in den Transporteigenschaften der Böden. Unsere N-Transport-Modelle müssen deshalb vor allem im Hinblick auf Pflanzenwachstum und Frostereignisse verbessert werden, damit sie auch für Zeiträume, die das gesamte Jahr umfassen, zur Parameterabschätzung herangezogen werden können.

## Literaturverweise

- Chavent, G., Jianfeng Zhang & C. Chardaire-Riviere, 1994. Estimation of mobilities and capillary pressure from centrifuge experiments. In: H.D. Bui, M. Tanaka, M. Bonnet, H. Maigre, E. Luzzato & M. Reynier (eds.) Inverse Problems in Engineering Mechanics, Balkema, The Netherlands, 265-272.
- Expert-N, 1999. Version 2.0. <http://www.gsf.de/IBOE/expertn/>
- Iglar B. & P. Knabner, 1997. Structural Identification of Nonlinear Coefficient Functions in Transport Processes through Porous Media. Preprint, Universität Erlangen-Nürnberg Angewandte Mathematik I, Germany. 20pp.
- Pan, L. & L.Wu, 1998. A hybrid method for inverse estimation of hydraulic parameters: Annealing-simplex method. Water Resour. Res. 34, 2261-2269.
- Press, W.H., S.A. Teukolski, W.T. Vetterling & B.P. Flannery, 1992. Numerical recioies in FORTRAN., 2<sup>nd</sup> ed., Cambridge Univ. Press, USA.
- Priesack, E., W. Sinowski & R. Stenger, 1999. Estimation of Soil Property Functions and their Application in Transport Modelling. In: M. Th. van Genuchten, F. Leij and L. Wu (eds.) Proceedings of the International Workshop on the Characterization and Measurement of the Hydraulic Properties of Unsaturated Porous Media. Oct 22-24, 1997 Riverside, USA. In press.
- Rackwitz, R., 1999. Transfer and transformation of  $^{15}NH_4$  in soils from a long-term experiment. In preparation.
- Scheinost, A.C., W. Sinowski & K. Auerswald, 1997. Regionalisation of soil water retention curves in a highly variable soilscape, I. Developing a new pedotransfer function. Geoderma 78, 129-143.
- Tietje, O. & M. Tapkenhinrichs, 1993. Evaluation of pedo-transfer functions. Soil Sci. Soc. Am. J. 57, 1088-1095.



## Räumliche und zeitliche Variabilität des Bodenwassergehalts abgeleitet aus passiven Radarfernerkundungsdaten am Beispiel der Southern Great Plains

C.C. Prietzsch<sup>o</sup>, J.S. Famiglietti\* & J.A. Devereaux\*

### Zusammenfassung

Die zunehmende Variabilität des Bodenwassergehalts aus Feldmessungen während einer Abtrocknungsphase und aus Fernerkundungsdaten kann mit konventioneller Baye's Statistik z.B. mit dem Variationskoeffizienten charakterisiert werden. Das räumliche Verteilungsmuster des Bodenwassergehalts kann mit geostatistischen Verfahren beschrieben werden: Das Semivariogramm der Felddaten zeigt eine Abnahme des *sill* und eine Zunahme des *range* während einer Abtrocknung. Die Fernerkundungsdaten des passiven ESTAR-Systems zeigen ein ähnliches Verhalten des *sill* und *range* während der Abtrocknung. Geschachtelte räumliche Abhängigkeitsstrukturen lassen sich in einer *range* Distanz von 3-4 und 60 km feststellen. Die Quantifizierung der auf *landscape*, *class* und *patch* Level mit Hilfe unterschiedlicher räumlicher Metriken auf der Basis der Flächen-, Kanten- und Lagecharakteristika (Turner & Gardner 1991) zeigt im Gegensatz zu den geostatistischen Methoden eine Möglichkeit zur genaueren räumlichen Charakterisierung der Muster. Diese erstmalige Quantifizierung der Abtrocknungsmuster des Bodenwassergehalts in Daten eines passiven Radarsystems erlaubt eine bessere Einschätzung der Verlässlichkeit von Fernerkundungsdaten z.B. für den Einsatz in Bodenwasserhaushaltsmodellen.

### 1 Einleitung

Das Verbreitungsmuster des Wassergehalts im Oberboden kann mit Feldmessungen z.B. mit Bodenproben oder TDR-Messungen, nur unter hohem Zeit- und Personalaufwand erfasst werden. Selbst danach ist die Flächeninterpolation zwischen den Messpunkten z.B. mittels Kriging oder IDW-Interpolation noch fehlerbehaftet. Fernerkundungssysteme dagegen, insbesondere von aktiven und passiven Mikrowellensystemen liefern Flächendaten. Die Ableitung des Bodenwassergehalts aus Daten aktiver Radarsystemen im L-Band mit HH und VV Polarisation ist unter bestimmten Bedingungen möglich ist (z.B. Wang et al. 1996, Dubois et al. 1995, Prietzsch 1999). Passives Radar (Radiometer) werden verstärkt eingesetzt, wenn nur eine geringe räumliche Auflösung und die Erfassung großer Gebiete benötigt wird (Jackson 1993, Schmugge et al. 1993 und Jackson et al. (1998). Räumliche und zeitliche Veränderungen des Bodenwassergehaltsmuster, sowie deren Quantifizierung liefert einen wichtigen Beitrag zur Wasserhaushalts-, meteorologischen und SVAT-Modellierung. Im Gegensatz zu fest definierten Start- und Kontrollwerten oder Variationskoeffizienten (CV) können Metriken der räumlichen Statistik verwendet werden. Mit der Untersuchung von Feld- und Fernerkundungsdaten von der SGP97-Kampagne in Oklahoma soll eine räumliche und zeitliche Verifikation von ESTAR-Daten und ein besseres Verständnis der raum-zeitlichen Skalenabhängigkeit des Bodenwassergehalts erzielt werden.

### 2 Experiment und Untersuchungsgebiet

Das Southern Great Plains Experiment (SGP97) wurde vom 18. Juni bis 17. Juli 1997 in Zentral-Oklahoma als interdisziplinäres Forschungsprojekt mit Teilnehmer des USDA/BARC, der NASA/ GSFC und der NASA/JPL durchgeführt (Abb. 1). Das Ziel war u.a. die Ermittlung des Bodenwassergehalts aus passiven Radardaten des *Electronically Steered Thinned Array* (ESTAR) Systems. Die Bodenfeuchtemuster (0.05 cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup> Intervalle) sind konzentrisch angeordnet. Das landwirtschaftlich genutzte Gebiet wies überwiegend 800 x 800 m große Flächen mit spärlicher Vegetation (Stoppeln oder Schwarzbrache) oder Weiden bzw. Grasland auf. Parallel zum Überflug wurde der volumetrische Bodenwassergehalt auf sechs Feldern mit Hilfe von Impedanzsonden (Theta Probe, Delta Inc., UK) in 0-6 cm u. Fl. entlang eines 100 x 100 m Rasters und an je zwei Transekten im 10 m Abstand gemessen (Abb. 2). Pro Feld wurden täglich zwischen 49 und 100 Messungen vorgenommen (Famiglietti et al. 1998). Der gravimetrische Bodenwassergehalt wurde auf 50 über das gesamte Untersuchungsgebiet verteilten Feldern an jeweils 14 Messorten bestimmt. Zusätzlich

wurde die Lagerungsdichte an repräsentativen Standorten ermittelt. Das ESTAR-System lieferte 16 Bildstreifen von 240 km Länge und ca. 50 km Breite mit einer Pixelgröße von 800 m x 800 m. ESTAR mißt die Heligkeitstemperatur der natürlichen Mikrowellenemission der Oberfläche im Frequenzbereich von 1.2 GHz. Der Bodenwassergehalt wurde von Jackson et al. (1998) unter Einbeziehung von Zusatzinformationen aus LANDSAT-TM, meteorologischen Daten und unter Verwendung eines Emissionsmodells abgeleitet (Abb.3).

### 3 Baye's Statistik und Geostatistik der Feldmessungen

Die mittleren gravimetrischen Bodenwassergehalte jeder Testfläche mit der Kennung CF04 (Bodenart: uL), ER05 (uL), ER13 (uL), LW03 (IS), LW13 (L), LW21 (uL) werden zunächst mit Baye's Statistik untersucht (Famiglietti et al. 1998). Dabei zeigt sich, dass die Standardabweichung bei zunehmendem Bodenwassergehalt geringer wird (Abb. 4). Der Variationskoeffizient ist also ein Maß für die Variabilität des Bodenwassergehalts. Für jede der 6 Testflächen wurden die experimentellen Semivariogramme an jedem Meßtag der 5-wöchigen Kampagne berechnet und mit einem sphärischen Modell gefittet. Die Variogrammodelle wurden omni-direktional mit einer Diagonale von 360 m und einer Pixelgröße von 30 m berechnet. Schlechte Modellanpassungen wurden für die ER05-Fläche auf stärker tonigen Substraten erzielt. Die *sills* und die *ranges* aller Beobachtungen wurden gegen den mittleren Bodenwassergehalt der Fläche aufgetragen (Abb. 5). Eine ähnliche Charakteristik des *sill* wird auch von Western et al. (1998) für das Untersuchungsgebiet Tarrawarra, Australien berichtet. Western's Beobachtungen des *range* in Relation zum mittleren Bodenwassergehalt konnten für das Untersuchungsgebiet Oklahoma nicht nachgewiesen werden. Messungen auf lehmigem Sand (LW03) sind über den Beobachtungszeitraum durchweg trockener und weisen höhere *sills* auf als auf bindigeren Substraten (LW13, LW21, CF04 und ER13). Gleichzeitig ist die Variabilität ihres *range* höher als auf bindigen Substraten.

### 4 Geostatistische Analyse und räumliche Statistik von ESTAR Bilddaten

Semivariogramme der Bilddaten wurden ebenfalls omni-direktional mit einer Diagonale von 110 km und einer Pixelgröße von 800 m und einem regelmässigen Input-Raster berechnet (Abarca 1998). Der erste *sill* wird bei 3-4 km *range* erreicht, ein zweiter *sill* wird bei etwa 60 km angetroffen. Dies ist die Entfernung zwischen dem trockensten und dem nassesten Bereich des Bildes. Während der Abtrocknung verschiebt sich das Semivariogramm (Abb. 6): Während der Abtrocknung nimmt der *sill* ab und der *range* wird größer, d.h. das Bodenwassergehaltsbild wird homogener und die Entfernung zwischen korrelierten Pixelpositionen wird größer. Das Semivariogramm beschreibt eine Homogenisierung des Bodenwassergehaltsbildes. Da dies jedoch visuell nicht nachvollziehbar ist, wird im Folgenden mit räumlicher Statistik gearbeitet, um Muster des Bodenwassergehalts zu quantifizieren. Während einer Wiedervernässungsphase nach einem Niederschlagsereignis mit 6.5 mm ist das umgekehrte Verhalten der experimentellen Semivariogramme besonders im Nahbereich von 20 km festzustellen.

In der Ökologischen Forschung wurde von Turner & Gardner (1991) und McGarigal & Marks (1991) ein umfangreiches Instrumentarium zur quantitativen Beschreibung räumlicher Muster von Vektor- aber auch von Rasterdaten beschrieben. Die hierarchische Betrachtung der Landschaftselemente kann in drei Stufen vorgenommen werden: 1. *Landscape*-Level: gesamtes ESTAR-Bild (Bodenwassergehalt), 2. *Class*-Level: alle Pixelgruppen mit dem gleichen Bodenwassergehalt in 5% Vol-Intervallen, 3. *Patch*-Level: eine zusammenhängende Gruppe von Pixeln mit der gleichen Bodenwassergehaltsklasse. Während der Abtrocknungsphase wird das Muster der Bodenfeuchte zunächst komplexer und entwickelt sich dann hin zu einem homogenen Bild mit großen zusammenhängenden trockenen Gebieten. Nach dem Niederschlagsereignis und in Anlehnung an die örtlichen Niederschlagsmuster (NEXRAD-Daten mit 4 km Pixelauflösung) ist das Bild sehr heterogen und komplexe *Patch*muster entstehen (Prietzsch & Famiglietti 1999).

### 5 Ergebnisse

Die Variabilität der Feldmessungen kann mit Baye's Statistik charakterisiert werden: Der Variationskoeffizient nimmt während der Abtrocknung zu. Die geostatistische Analyse der Feldmessungen liefert einen mittleren *range* des Variogramms von 300-400 m, zeigt jedoch keine eindeutige Abhängigkeit von der Abtrocknung. Der *sill* des Variogramms liegt bei 0.04 cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup> und erhöht während der Abtrocknung eine Zunahme. Der Vergleich der klassisch statistischen Parameter und der geostatistischen Kenngrößen zeigt Konsistenz. Die Standardabweichung und der *sill* werden bei zunehmendem Wassergehalt geringer. Die geostatistische Analyse von ESTAR Bilddaten ergab einen *range* von 3-4 km und einer zweiten Struktur mit einem *range* nach 60 km. Dies ist etwa die Entfernung zwischen den extrem trockenen und den extrem nassen Bereichen des Bildes. Der *range* zeigt ausserdem eine leichte Abhängigkeit von der Abtrocknung. Der *sill* er-

reicht  $0.10 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$  und nimmt während der Abtrocknungsphase zu. Auch dies ist konsistent mit des bisherigen Untersuchungen, wenn auch der *sill* doppelt so hoch ist.

Die räumliche Statistik von Bilddaten kann auf drei Hierarchieebenen interpretiert werden. Auf dem *landscape*-Level erweist sie sich als Indikator für die Pixelauflösung, da die meisten Turner-Metriken flächenabhängig definiert sind. Auf dem *class*-Level ist eine zunehmende Heterogenität des Bodenwassergehaltsmusters während der Abtrocknung und in Klassen mit niedrigem Bodenwassergehalt festzustellen. Das *patch*-Level kann zur regionalen Spezifikation der bevorzugten Lagen der Abtrocknungsmuster und zum Vergleich mit anderen GIS-Daten herangezogen werden. *Patch*flächen dehnen sich aus und wachsen zusammen. Während und nach einem Niederschlagsereignis dagegen, sind derartig klare Entwicklungen des Musters in einem 3 Tageszyklus nicht eindeutig nachvollziehbar.

**Literatur**

Abarca, F.H. (1998): Geostatistics software for image analysis. Universität Granada. Freundliche Kommunikation. URL: <http://carpanta.ugr.es>

Dubois, P.C. & J.J. van Zyl & E.T. Engman (1995): Measuring soil moisture with active microwave systems: effect of vegetation. IGARSS'95, IGARSS, Florence, Italy, July 10-14, 1995, Vol. 1, 495-497.

Famiglietti, J.S., J.A. Devereaux, C.A. Laymon, T. Tsegaye, S.T. Graham, M. Rodell & P.J. van Oevelen (1998): Ground-based investigation of soil moisture variability within remote sensing footprints during the Southern Great Plains 1997 (SGP97) hydrology experiment. Water Resources Research, p. Vol. 35, No. 6, 1839-1851.

Jackson, T.J.(1993): Measuring surface soil moisture using passive microwave remote sensing. Hydrol.Proc.,7,139-152.

Jackson, T.J., D.M. LeVine, A.Y: Hsu, A. Oldak, C.T. Swift, J. Isham & M. Haken (1998): Soil moisture mapping at regional scales using microwave radiometry: the Southern Great Plains hydrology experiment. IEEE Geosc. Rem. Sen., to be published.

McGarigal, K. & B. Marks (1991): Fragstats: Spatial pattern analysis program for identifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, Oregon, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 122 p.

Prietzsch, C.C. & J.S. Famiglietti (1999): Spatio-temporal analysis of ESTAR derived soil moisture. Submitted.

Prietzsch, C.C. (1999): Vergleichende Analyse von SAR-Daten zur Ableitung des Wassergehalts im Oberboden. Dissertation, Universität Potsdam.

Schmugge, T.J. & T.J. Jackson & W.P. Kustas & J.R. Wang (1992): Passive microwave remote sensing of soil moisture - Results from Hapex, Fife and Monsoon-90. ISPRS J. Photogr. Rem. Sen., 1992, V47, N2-3 (APR), P127-143.

Turner, M.G. & R.H. Gardner (eds., 1991): Quantitative methods in landscape ecology. Ecological Studies. Springer Verlag, Heidelberg.

Wang, J.R. & A. Hsu & J.C. Shi & P. O'Neill & E.T. Engman (1997): A comparison for soil moisture retrieval models using SIR-C measurements over the Little Washita River Watershed. Rem. Sen. Env., Vol. 59, No. 2, 308-320.

**Danksagung**

Diese Arbeit wurden im Rahmen der NASA-Förderungen NAGW5240 und NAG56395 an der University of Texas durchgeführt. Vielen Dank an die Mitarbeiter der Universität für die Durchführung der Feldkampagne: Matthew Rodell, Karen Mohr, Marcia Branstetter, Steve Graham und Johanna Devereaux. Dem USDA/ BARC, Beltsville, MD, danken wir für die Bereitstellung der ESTAR-Daten.

**Adressen**

°Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung, ZALF, Institut für Landschaftssystemanalyse, Eberswalderstrasse 84, D-15374 Müncheberg, [cprietzsch@zalf.de](mailto:cprietzsch@zalf.de), Tel: 033432/82239, Fax: 033432/ 82334

\*Department of Geological Sciences, University of Texas at Austin, TX, 78712-1100, USA, [jfamgli@maestro.geo.utexas.edu](mailto:jfamgli@maestro.geo.utexas.edu)

**Abbildungen**

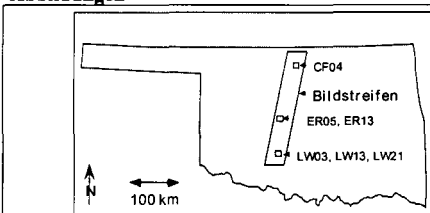


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes SGP97 in Zentral-Oklahoma

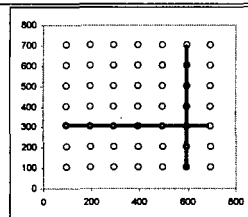


Abb. 2: 100m-Raster- und 10m-Transekt-Beprobung am Beispiel der Fläche LW13

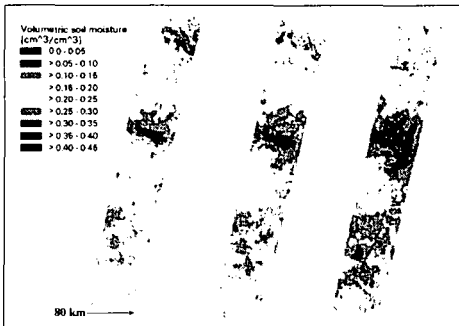


Abb. 3: Dreitägige Abtrocknungsphase des volumetrischen Bodenwassergehalts. ESTAR Daten.

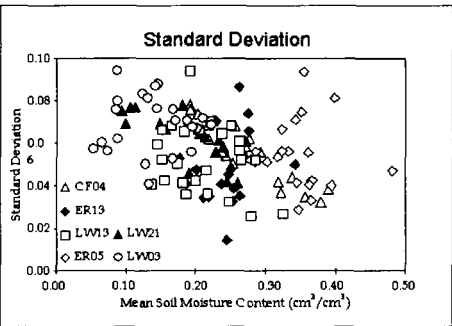


Abb. 4: Variabilität des Bodenwassergehalts aller intensiv beprobten Flächen. 18. Juni – 16. Juli 1997.

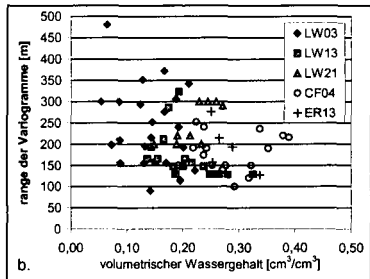
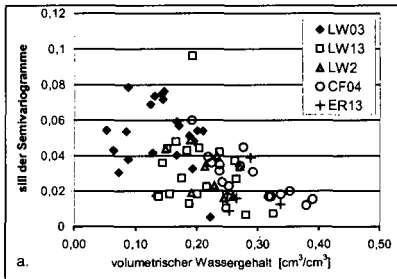


Abb. 5: Zusammenfassung der experimentellen Semivariogramme der Feldmessungen. a. sill, b. range.

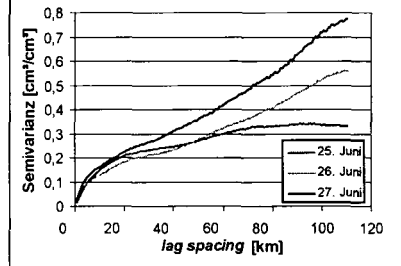
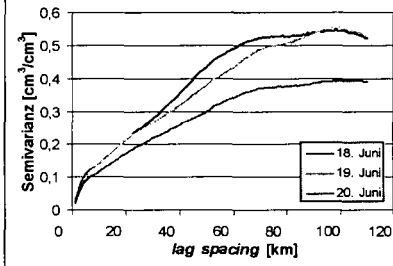


Abb. 6: Semivariogramme der Bilddaten einer Abtrocknungsphase und einer b. Wiedervernässungsphase.

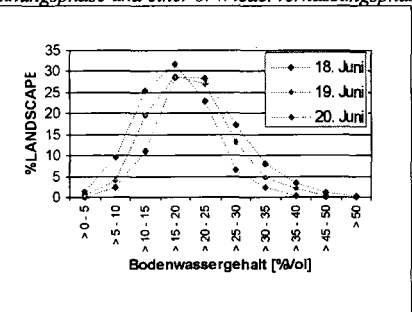
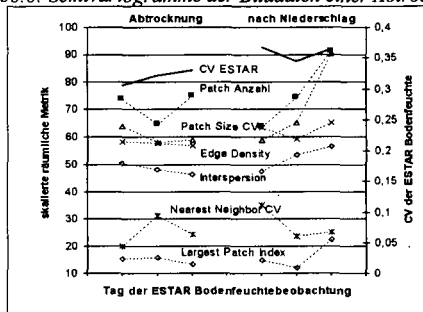


Abb. 7: Landscape- und Class-Level-Statistik.

## Die niedrigauflösende kernmagnetische Protonenresonanz (<sup>1</sup>H-LR-NMR), eine Meßtechnik zur Bestimmung des Wasserstatus und der Bodenentwicklung von Niedermoor torfböden

von

SAUERBREY,R., SOBOTTKA,J., KALÄHNE,R., AMIN,M.

### Einleitung

Zu den Prozessen der Bodenentwicklung von Niedermoor torfen gehören sowohl die Humifizierung des ursprünglichen pflanzlichen Materials, als auch die zunehmende Zersetzung der organischen Substanz. Damit sind eine Anreicherung von Mineralstoffen und eine Verringerung des Porenvolumens verbunden. Gleichzeitig verändert sich die Porenstruktur. Es tritt eine relative Zunahme des Anteils von Fein- und Feinstporen auf. Diese chemischen und physikalischen Eigenschaften von Torfen lassen sich mehr oder weniger aufwendig meßtechnisch erfassen. Eine schnelle und objektive Methode zur Ansprache der Substratentwicklung von Torfböden fehlt aber bisher [1].

Die niedrigauflösende kernmagnetische Protonenresonanz (<sup>1</sup>H-LR-NMR) stellt eine Methode dar, die eine berührungslose *in situ* Messung von Wasserprotonen in verschiedensten Matrices gestattet. Torfböden können große Mengen an Wasser aufnehmen und, wie die Wassergehalts-Wasserspannungsbeziehungen (s. Tab. 1) zeigen, in Abhängigkeit vom Zersetzungsgrad, unterschiedlich stark binden. Folglich sollten die Wasserprotonen Torfbodeneigenschaften widerspiegeln können. Im folgenden wird der Einsatz der <sup>1</sup>H-LR-NMR [2] zur Untersuchung der Wasserbeweglichkeit und damit zur Gewinnung von Aussagen über die Porenstruktur bzw. den Bodenentwicklungszustand vorgestellt.

Tab. 1 Wassergehalts-Wasserspannungsbeziehungen unterschiedlich zersetzter Torfsubstrate des Untersuchungsgebietes „Wall“ (Mittelwerte, n = 5)

Wasserspannung	pF 1,0	pF 2,0	pF 2,98	pF 4,2	pF 4,7
Substrat / Zersetzungsgrad	Wassergehalt in Vol%				
h-am	67,24	55,16	49,69	35,34	23,56
h-az 8-9	63,85	54,82	51,8	27,16	18,11
h-he 5-6	71,86	68,02	63,36	28,53	19,02
h-rp 4	79,14	76,30	67,96	19,3	12,87
h-ml 2-3	80,28	74,12	60,57	15,57	10,38

### Methode

Das Meßprinzip der <sup>1</sup>H-LR-NMR beruht auf der Eigenschaft von Protonen (<sup>1</sup>H), ein magnetisches Moment zu besitzen, das mit einem Magnetfeld in Wechselwirkung treten kann. Im Fall der niedrig auflösenden NMR werden Permanentmagneten und Hochfrequenzspulen eingesetzt, die nach Einstrahlen eines Hochfrequenzpulses die Messung eines Resonanzsignals für *alle* in der untersuchten Probe enthaltenen Protonen gestatten. Die LR-NMR-Geräte arbeiten kostenkünstig, erlauben schnelle und berührungslose Messungen und lassen auch einen mobilen Einsatz zu.

Eine Unterscheidung der chemischen Bindung der H-Atomkerne, wie sie in der hochauflösenden NMR vorgenommen wird, ist nicht möglich. Dennoch lassen sich anhand der unterschiedlichen Breite der Resonanzlinie z.B. für H-Kerne in Kohlenwasserstoffverbindungen und in Wasser durch eine entsprechende Wahl der Meßbedingungen getrennte Beobachtungen durchführen. Die Breite der Resonanzlinie ist umgekehrt proportional zu der hier stets untersuchten Relaxationszeit (Abklingzeit) des Signals.

Auch Protonen von Wasser, das unterschiedlich stark gebunden bzw. in seiner Beweglichkeit eingeschränkt ist, weisen verschiedene, mit abnehmender Beweglichkeit kürzere Relaxationszeiten ( $T_2$ ) auf. In Pflanzenzellen werden z.B. die in der Tabelle 2 angegebenen Relaxationszeiten gemessen. Hervorgerufen durch unterschiedliche Beweglichkeit von Wassermolekülen ergibt sich in Abhängigkeit von der Größe wassergefüllter Poren bzw. der Dicke von Wasserfilmen eine Relaxationszeitverteilung im NMR-Signal.

Tab. 2  $^1\text{H}$ -NMR-Relaxationszeiten  $T_2$

Wasservorkommen in biologischem Material	$T_2$ / ms
Vakuolen	$\approx 2000$
Zytoplasma	$\approx 100 \dots 200$
Zellwände	$\approx 5 \dots 20$
Huminsäuren	$< 5$

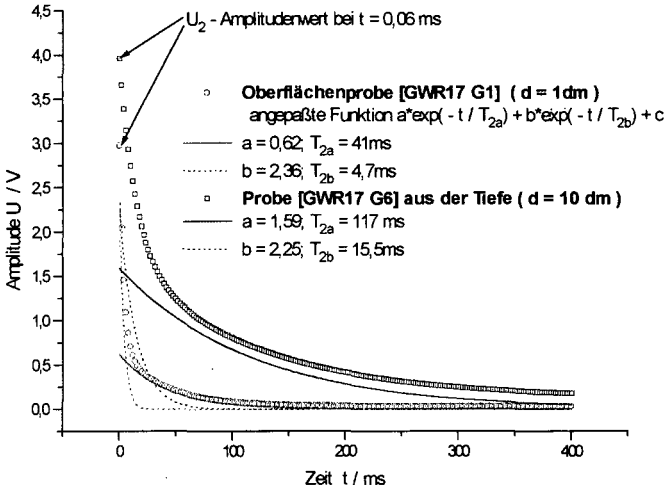
Die vorgestellten Untersuchungen sind mit Seggentorfen aus dem Rhin-Havel-Luch durchgeführt worden. Die Probennahme erfolgte in verschiedenen Tiefen, so daß die Substrate unterschiedliche Bodenentwicklungszustände repräsentieren. Es wurden jeweils mindestens fünf Proben untersucht und von diesen zur chemischen Charakterisierung eine CHN-Analyse und eine Röntgenfluoreszenzanalyse durchgeführt, sowie der Glührückstand und die Einheitswasserzahl bestimmt. Statistische Tests belegten die repräsentative Probennahme.

Die LR-NMR-Untersuchungen wurden mit einem BRUKER-Minispac durchgeführt. Die Messungen der Torfsubstrate erfolgten in Teflonzylindern, die bei der Probennahme in den Stecher eingesetzt wurden und so eine Untersuchung von *in situ* Proben ermöglichten. Außerdem wurden diese Torfzylinder wassergesättigt, in einer pF-Apparatur stufenweise bis pF 2,98 entfeuchtet bzw. gefriergetrocknet und fraktioniert wieder befeuchtet.

## Ergebnisse und Diskussion

In Abb. 1 sind typische  $^1\text{H}$ -LR-NMR-Relaxationssignale von zwei wassergesättigten Niedermoor-torfen dargestellt. Die stärker zersetzte Oberflächenprobe ist durch relativ kurze Relaxationszeiten  $T_{2a} = 41\text{ms}$  und  $T_{2b} = 4,7\text{ms}$  charakterisiert. Die Probe aus 10 dm Tiefe, die einen geringen Zersetzungsgrad aufweist, ist durch die Relaxationszeiten  $T_{2a} = 117\text{ms}$  und  $T_{2b} = 15,5\text{ms}$  gekennzeichnet. Darüberhinaus lassen sich anhand der Intensitäten a und b die Größe der korrespondierenden Wasserfraktionen bestimmen. Aus ihnen haben wir einen normierten Porenwasserindex  $P_w = a/b$  abgeleitet. Hierbei soll a der Anteil des Wassers in weiten Poren (Makroporen) und b der Anteil des Wassers in Mikroporen sein.

In Abb. 2 ist dieser Porenwasserindex  $P_w$  für wassergesättigte Torfproben aus verschiedenen Tiefen dargestellt. Man erkennt, daß sich  $P_w$  mit zunehmender Tiefe vergrößert, d.h. der Anteil an Makroporen größer wird, so wie es der Bodenentwicklungszustand weniger zersetzter Proben erwarten läßt. Gleichzeitig wird mit der  $^1\text{H}$ -LR-NMR der Gesamtwassergehalt in diesen Torfproben gemessen, wozu der Amplitudenwert  $U_2$  zu Beginn des Relaxationssignals (Abb. 1) ausgewertet wird.



LAB/KathrinTiefSignal Log

Abb.1 <sup>1</sup>H-LR-NMR Relaxationssignale von zwei wassergesättigten Torfproben

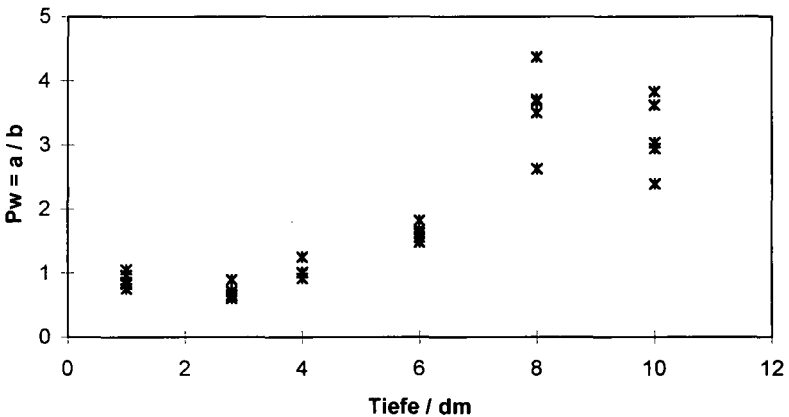


Abb.2 Porenwasserparameter P<sub>w</sub> für wassergesättigte Torfproben aus verschiedenen Tiefen der Entnahmestelle „GWR 17 P3“

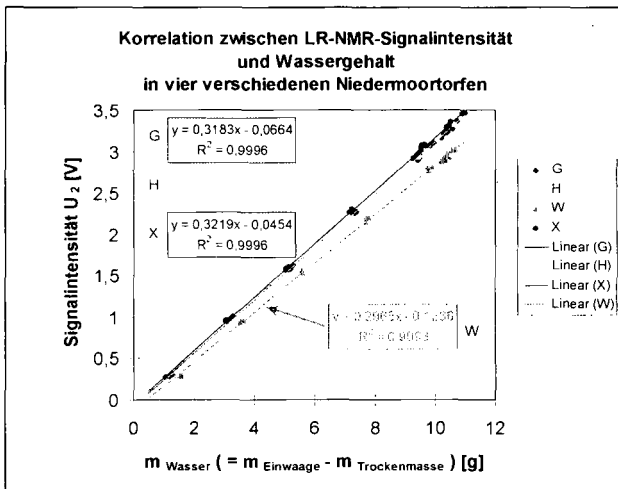


Abb.3 Kalibrierung der <sup>1</sup>H-LR-NMR für die Wasserbestimmung in Niedermoortorfen (G, H, W, X kennzeichnen Proben verschiedener Torftypen und Entwicklungsstadien)

Die Proportionalität zwischen U<sub>2</sub>-Werten und Gesamtwassergehalt wird in Abb. 3 deutlich. Für vier verschiedene Niedermoortorfproben ist die Signalintensität U<sub>2</sub> über dem Wassergehalt m<sub>Wasser</sub> dargestellt. Hierbei wurden gefriergetrocknete Proben bis zur Sättigung wiederbefeuchtet, so daß ein weiter Feuchtebereich untersucht werden konnte. Die Koeffizienten der linearen Regression belegen die strenge Proportionalität. Die auftretenden Unterschiede im Anstieg der Regressionsgeraden sind auf geringe Anteile ferromagnetischer Partikel zurückzuführen, die eine Signalschwächung verursachen.

### Schlußfolgerungen

1. Die LR-NMR kann nach Kalibrierung aufgrund der vorzüglichen Linearität der Regressionsgerade unmittelbar zur Feuchteschnellbestimmung in Niedermoortorfen genutzt werden. Hierbei ist zu beachten, daß Störungen durch ferromagnetische Anteile auftreten können.
2. Die Form des NMR-Signals, charakterisiert durch die Relaxationszeitverteilung, kann zur Charakterisierung des Wasserstatus genutzt werden. Unsere Untersuchungen an Tiefenprofilen zeigen, je rascher das NMR-Signal abklingt, umso weiter ist die Torfentwicklung fortgeschritten.
3. Mit dem von uns eingeführten, aus NMR-Daten ermittelten Porenwasserindex P<sub>w</sub> läßt sich die Torfentwicklung quantitativ beschreiben. Je kleiner P<sub>w</sub> ist, umso fortgeschrittener ist die Bodenentwicklung.

### Literatur

- [1] Sauerbrey, R.; Zeitz, J.: Handbuch der Bodenkunde, 6. Erg. Lfg. 7/99, 3.3.3.7. Moore, 1-24
- [2] Sobottka, J.; Sauerbrey, R. et al.: Arch. Acker- Pfl. Boden. **40(5)** (1996), 295-406

*Die vorgestellten Untersuchungen wurden im Rahmen einer Strukturanpassungsmaßnahme der Senatsverwaltung für Arbeit, Berufliche Bildung und Frauen des Landes Berlin durchgeführt. Frau Dr. K. Jancke, Frau B. Uhlmann und Herrn S. Rohde danken wir für die durchgeführten Messungen, Probennahme und Präparation.*



## **Untersuchungen zur Variabilität des Wasserflusses in einem Sandmodell** **SCHMALZ, B.; LENNARTZ, B.**

### **Einleitung**

Im Rahmen eines Gemeinschaftsvorhabens des Instituts für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie mit dem Institut für Geowissenschaften, Abt. Geophysik, beide Universität Kiel, werden Untersuchungen zum Wasser- und Stofftransport in einem physikalischen Großmodell durchgeführt. Das Ziel der Untersuchungen ist eine nicht-destruktive dreidimensionale Beobachtung des heterogenen Fließfeldes mit geophysikalischen Methoden durch eine integrative Auswertung hydraulischer und geophysikalischer Verfahren. Ein Schwerpunkt bei der Auswertung der Daten liegt auf der Modellierung des Bodenwasserhaushaltes. Numerische Experimente, basierend auf den in-situ-Messungen, sollen zur Prozeßanalyse beitragen.

### **Versuchsaufbau**

Zur Durchführung von Infiltrationsexperimenten wurde ein großes physikalisches Sandmodell (Beckenbasis 5m\*3,2m; Beckenoberfläche 6m\*5,6m) mit 2m homogenem Feinsand gefüllt (Abb. 1). Aus statischen Gründen sind drei Seitenwände abgeschrägt. Die dreidimensional verteilten TDR-Sonden und Tensiometer sowie geoelektrischen Meßinstrumente und Georadar-Antennen ermöglichen eine hochaufgelöste Registrierung des Infiltrationsprofils. Der Abfluß kann mit Hilfe von zwölf Sammlern (Sammleroberfläche jeweils 0,1 m<sup>2</sup>) an der Beckenbasis räumlich differenziert gemessen werden, so daß auch Teilabflüsse erfaßt werden. Eine Beregnungsanlage erlaubt die Einstellung unterschiedlicher Infiltrationsintensitäten auf den zentralen Teil der Sandoberfläche.

### **Infiltrationsexperimente**

In allen elf bisher durchgeführten Infiltrationsexperimenten konnte eine erhebliche Heterogenität des Abflußverhaltens in dem homogenen Material beobachtet werden (Abb. 2).

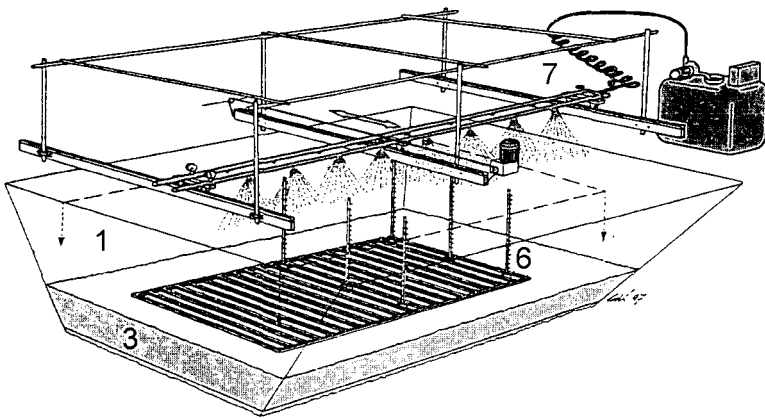
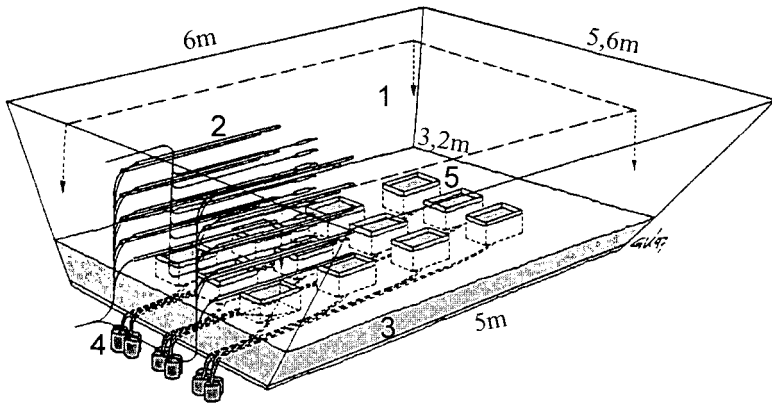


Abb. 1: Versuchsaufbau des physikalischen Sandmodells

- |                          |                                  |                      |
|--------------------------|----------------------------------|----------------------|
| (1) Feinsand             | (2) 18 Tensiometer, 9 TDR-Sonden |                      |
| (3) Filterschicht (Kies) | (4) Abflußmessung                | (5) 12 Abflußsammler |
| (6) Elektrodengitter     | (7) Beregnungsanlage             |                      |

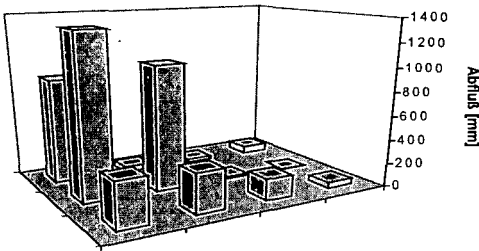


Abb. 2: Verteilung der kumulativen Abflußmengen im Sandmodell, gemessen mit Hilfe der Sammler nach 286 mm Beregnung.

### Numerische Experimente

Numerische Experimente mit Hilfe des Programms ‚Hydrus-2D‘ (Simunek et al. 1996) erlauben eine zweidimensionale Darstellung des Wasserflusses im Bodenkörper unter verschiedenen ungesättigten Fließszenarien. Es soll geprüft werden, inwieweit mögliche Heterogenitäten im Abflußverhalten auch mit klassischen Ansätzen zu erklären sind. Dazu sind die Nachbildung der Geometrie, die Generation eines geeigneten numerischen Gitternetzes sowie die Kalibrierung der hydraulischen Kennfunktionen anhand vorliegender Meßreihen notwendig.

In einem ersten Schritt wurde eine homogene Verteilung der Bodeneigenschaften angenommen. Georadaruntersuchungen deuten auf ein geschichtetes Bodenprofil hin, welches in einem zweiten numerischen Experiment berücksichtigt wurde. Diese Schichtung wurde vermutlich durch die Einfüllprozedur verursacht.

Die Ergebnisse aus verschiedenen Modellsimulationen lassen auf einen Einfluß der Geometrie (schräge Seitenwände) des Großmodells auf das Abflußverhalten schließen. Lateraler Fluß vor allem in die trockensten, nicht beregneten Teilflächen ist mitverantwortlich für die Variabilität des Abflusses.

Die Auswertung der Wassergehalts-Wasserspannungs-Kurven unterschiedlicher Tiefen, die aus den in-situ-Messungen ermittelt wurden, zeigte die deutliche Veränderung der Funktion mit der Tiefe, welches auf eine zunehmende Lagerungsdichte zurückgeführt wurde. Diese heterogene Verteilung der bodenhydraulischen Eigenschaften wurde bei den Simulationen berücksichtigt. Die durchgeführten numerischen Experimente belegten, daß die Variabilität des Abflußverhaltens in dem physikalischen Großmodell auch durch die Horizontierung der Materialfunktion bestimmt wird.

### **Ausblick**

Die Auswertung weiterer Infiltrationsexperimente, in denen auch Bromid und der Farbstoff Brilliant Blue zur genaueren Detektierung des Wasserflusses eingesetzt wurden, sollen die oben genannten Interpretationen bestätigen und ergänzen. Außerdem wurde der Versuchsaufbau durch Einbau anderer Materialien (Ton, organische Substanz) verändert, um weitere Heterogenitäten zu erzeugen.

### **Literatur**

Simunek, J., Sejna, M. & van Genuchten, M. Th. (1996): Hydrus-2D, Simulating water flow and solute transport in two-dimensional variably saturated media. User's Manual. U.S. Salinity Lab., USDA/ARS, Riverside/California.

## Beeinflussung des Wasserhaushaltes in Kipplehmen durch Tieflockerung

V. Schmidt und W. Diepenbrock

### 1. Einleitung

In den Bergbaufolgelandschaften des mitteldeutschen Braunkohlenreviers dominieren kiesführender Kippcarbonatlehm und Kipplehm aus Geschiebemergel bzw. Geschiebelehm. Deren Ausgangsgesteine bilden saale- und elsterkaltzeitliche Grundmoränen. Diese Kippböden können bei der Verkipfung und anschließenden Planierung des Deckssubstrates sowie bei der nachfolgenden landwirtschaftlichen Bewirtschaftung tiefreichend schadverdichtet werden. Die Ursache besteht in ihrer Textur und dem geringen Gehalt an organischer Substanz sowie ihrer kompakten Beschaffenheit, die durch vormaligen Eisdruck bedingt ist. Daraus resultieren ungünstige Gefügebedingungen (Kohärent- und Absonderungsgefüge) mit einer geringen Zahl an Bioporen und niedriger Porenkontinuität. Dies führt aufgrund der geringen Wasserleitfähigkeit zu einer nachhaltigen Beeinträchtigung des Wasserhaushaltes. In flach muldigen Lagen tritt Staunässe auf.

In einem Forschungsprojekt sollte geklärt werden, inwieweit durch Tieflockerung mit aktiv angetriebenen Werkzeugen Dichtlagerungen im Unterboden beseitigt und das entstandene Trümmeraggregatgefüge durch verschiedene Wurzelsysteme und Bewirtschaftungsverfahren stabilisiert und somit die Lockerungswirkung langfristig erhalten werden kann. Dabei war auch die Frage zu klären, welche Auswirkungen die Lockerungsmaßnahmen auf den Wasserhaushalt am Standort haben.

### 2. Material und Methoden

Der Versuchsaufbau wurde bereits in den Mitteilungen der DBG (SCHMIDT et al. 1997) veröffentlicht. Auf der ca. 1,5 ha großen Versuchsfläche im Tagebau Vereinigtes Schleenhain liegt die Bodenart S14 bei Skelettgehalten von durchschnittlich 10 % vor.

Die Tieflockerungen erfolgten im August 1996 mit den Geräten TLG 470, MM 100 und der Tiefspatenfräse sowie im September mit dem TLG 12.

Im Frühjahr 1997, d.h. nachdem bereits natürliche und bewirtschaftungsbedingte Setzungsvorgänge (Bestellung) abgelaufen waren, erfolgte die Probenahme (Stechzylinder, 250 cm<sup>3</sup>). Dafür wurden je Lockerungsvariante 2 Profilgruben angelegt und die Tiefenstufen 20-30, 40-50, 60-70, 80-90 und 100-110 cm beprobt. Die Porengrößenverteilung und die gesättigte Wasserleitfähigkeit wurde an jeweils 6 Wiederholungen entsprechend DIN 19683 bestimmt.

Zur Ermittlung des volumetrischen Bodenwassergehaltes wurden TDR-Messungen durchgeführt. Als Sonden wurden 20 cm lange „buriable waveguides“ Modell 6005CL2 und 6005L2 der Firma „soilmoisture“ verwendet. In 18 Parzellen des Versuches und ergänzend in einer Schwarzbrache wurden die Sonden in folgenden Tiefen horizontal in den ungestörten Boden eingesetzt:

- 23 cm - unterer Bereich des Pflughorizontes
- 46 cm - Hauptwirkungsbereich der Tieflockerungsgeräte
- 69 cm - Grenzbereich zwischen gelockertem und ungelockertem Boden
- 115 cm - Bereich mit nachlassenden rekultivierungsbedingten Verdichtungen.

Die Messungen erfolgten automatisch im Stundentakt. Analog hierzu wurden die Niederschläge registriert.

Zur Differenzierung der Wasserbewegung zwischen zwei ausgewählten gelockerten Varianten und dem Standard wurde bei Wassergehalten entsprechend der Feldkapazität ein Farbracerexperiment durchgeführt. Als Farbstoff wurde „Vitasyn Blau AE 85“ verwendet. Die Flächen von 0,4\*2 m wurden 10 cm tief ausgehoben und mit der Farblösung solange flach überstaut, bis jeweils 90 l infiltriert waren. 2 Monate später wurden parallel zu den Infiltrationsrinnen Profile angelegt und jeweils 6 hintereinanderliegende Profilwände im Abstand von 10 cm aufgenommen.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Mit den Tieflockerungen konnte eine hinreichende Vergrößerung des Gesamtporenvolumens erzielt werden, welche primär auf der Änderung des Grobporenvolumens beruht (Abb. 1). Während im Standard unterhalb der gepflügten Schicht ein Grobporenvolumen von 5 - 6 % vorliegt, wurde es durch die Tieflockerungen um 6 - 8 auf 11 - 14 % erhöht. Dabei entfielen mehr als drei Viertel der Änderung auf die Vergrößerung des Anteils schnell drainierender Grobporen (>50 µm), die für die Wasserleitfähigkeit von besonderer Bedeutung sind.

Der Anteil der Mittelporen wurde durch die Tieflockerung nicht verändert. Er betrug sowohl im Standard als auch in den Lockerungsvarianten durchschnittlich 11 %. Das bedeutet, daß die Größe des Speicherraumes für pflanzenverfügbares Wasser nicht beeinflusst wurde.

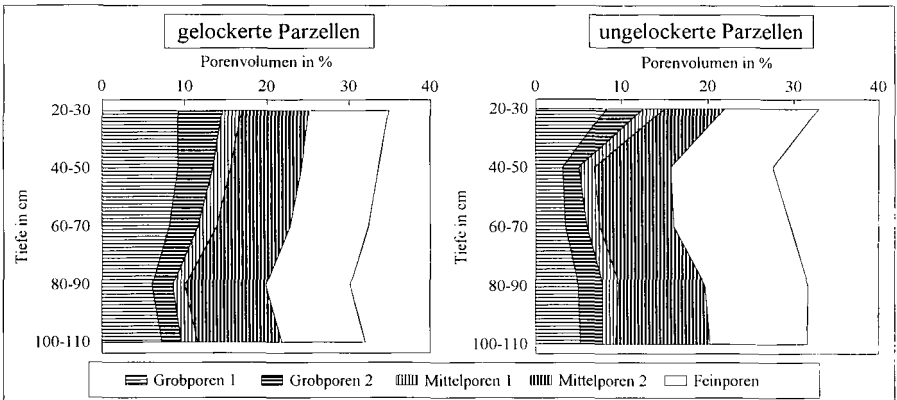


Abb. 1: Mittlere Porengrößenverteilung in den gelockerten und den ungelockerten Parzellen

Die gesättigte Wasserleitfähigkeit war in den gelockerten Parzellen nach ДУЧК (1989) als mittel bis hoch ( $\varnothing$  43 cm/d) einzuschätzen. Dagegen wurden im Standard geringe, teilweise sehr geringe Wasserleitfähigkeiten ( $\varnothing$  11 cm/d) gemessen. Somit begünstigt die Lockerung vor allem eine schnellere Versickerung des Niederschlagswassers.

Die dargestellten Ergebnisse zu den „in situ“-Feuchtemessungen basieren auf den Originalmesswerten. Eine gravimetrische Eichung wird zur Zeit noch durchgeführt.

Nachfolgend soll der Feuchteverlauf im Jahr 1998 in einer Lockerungsvariante (TLG 12) und im Standard unter Waldstaudenroggen verglichen werden (Abb. 2 und 3). Zu Jahresbeginn liegen in allen Tiefen Wassergehalte entsprechend der Feldkapazität und höher vor. Die gelockerte Variante zeigte im 1. Quartal einen gleichmäßigen Feuchteverlauf in allen Tiefen. Im Gegensatz dazu waren im Standard deutliche „peaks“ in 23 cm Tiefe zu erkennen. Niederschläge führten zu Stauwasser auf der Pflugsohle, welches erst nach mehreren Tagen in tiefere Schichten versickerte. Mit Beginn

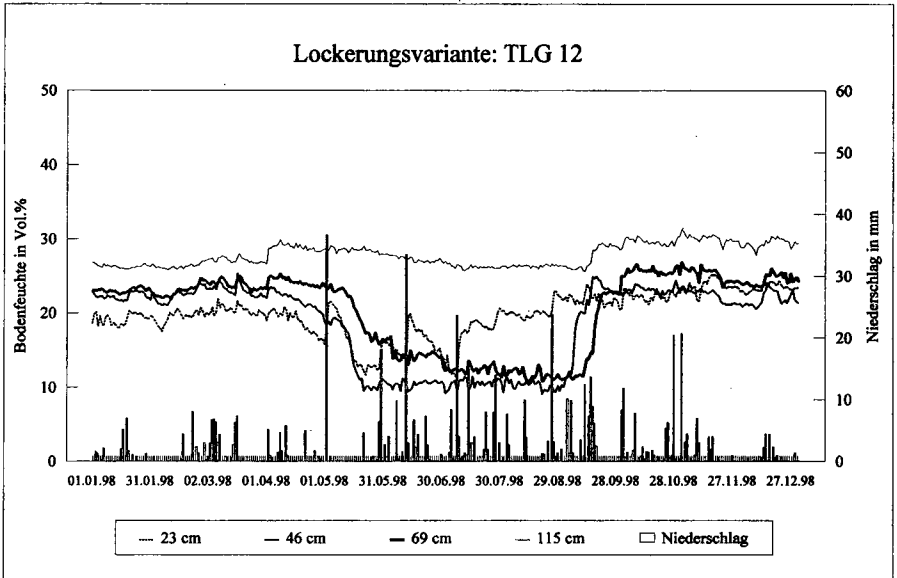


Abb. 2: Zeitlicher Verlauf der Bodenfeuchte unter Waldstaudenroggen, Lockerungsvariante: TLG 12

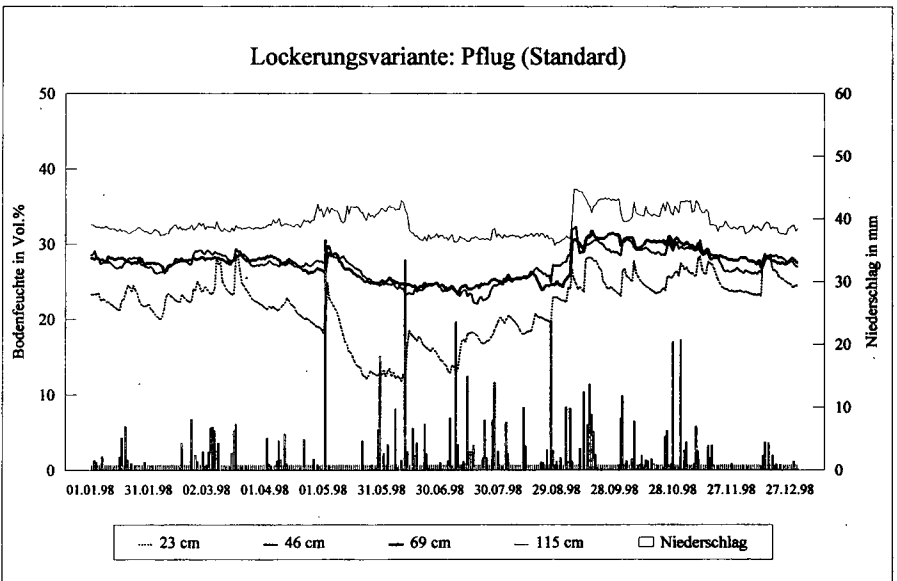


Abb. 3: Zeitlicher Verlauf der Bodenfeuchte unter Waldstaudenroggen, Lockerungsvariante: Pflug

der Vegetationszeit sank der Bodenwassergehalt im Pflughorizont in beiden Varianten annähernd zeitgleich ab. Mitte Mai wurde der permanente Welkepunkt erreicht. In der Lockerungsvariante konnten die Pflanzen aus den darunter liegenden Schichten (Meßbereiche um 46 und 69 cm Tiefe) die Bodenwasservorräte entziehen<sup>1)</sup>. Bis Anfang Juli wurde im gesamten gelockerten Bereich der permanente Welkepunkt erreicht. Im Gegensatz dazu blieben im Standard erhebliche Mengen an pflanzenverfügbarem Wasser erhalten, woraus auf einen geringeren Entzug durch die Pflanzen zu schließen ist. Anhand dieser Ergebnisse lässt sich für den Bereich 30 - 70 cm eine mittlere Feuchtedifferenz zwischen den beiden Varianten von 9 Vol.% errechnen. Somit sind unter Vernachlässigung der Evaporation 36 l/m<sup>2</sup> mehr Niederschlag erforderlich, um im Boden die Feldkapazität zu erreichen. Weiterhin resultiert daraus eine um die gleiche Menge reduzierte Grundwasserspende. Dementsprechend erfolgte nach Tieflockerung die Aufsättigung des Bodens bis zur Feldkapazität erst nach intensiven Niederschlägen Mitte September und somit ca. zwei Wochen später als im Standard.

Im Herbst konnte für die ungelockerte Variante erneut Stauwasser im Pflughorizont diagnostiziert werden. Anhand der Messergebnisse ist auch in den unterlagernden dichten Schichten davon auszugehen, dass in den wenigen Grobporen freies Wasser vorlag. In der Lockerungsvariante trat infolge der geringen Wasserleitfähigkeit der unterlagernden Schicht Stauwasser über der Lockerungssohle (Messtiefe 69 cm) auf.

Die Auswertung der im Rahmen des Farbtracerversuches angelegten Profile zeigte, dass sich im Standard der Farbstoff hauptsächlich im Pflughorizont verteilt und dabei kompakte Aggregate nicht durchdringt. Vereinzelt Klüfte führten zu einer weiteren Abwärtsbewegung. In einer Sandlinse bei ca. 50 cm Tiefe verteilte sich die Lösung gleichmäßig.

In den Lockerungsvarianten konnte eine ähnliche Verteilung im Pflughorizont festgestellt werden. Darüber hinaus setzte sich diese in den Lockerungsbereichen bis ca. 70 cm Tiefe fort. Abgesehen von Klüften drang die Farblösung in die Festkegel, die zwischen den Lockerungsscharen erhalten geblieben waren, nicht ein. Auch das Vordringen unterhalb der tiefgelockerten Bodenzonen erfolgte hier wie im Standard nur vereinzelt in Klüften.

#### **4. Zusammenfassung**

Folgende Auswirkungen der Tieflockerung auf den Wasserhaushalt konnten festgestellt werden:

- Die Versickerung des Niederschlagswassers wird erheblich verbessert. Da jedoch die Verdichtungen tiefer reichen, bildet sich auf der Lockerungssohle weiterhin zeitweilig Stauwasser, welches sich ungünstig auf die Bodenstruktur und -entwicklung auswirken kann.
- Das Wasserspeichervermögen des Bodens wird durch die Tieflockerung nicht beeinflusst. Durch die bessere Durchwurzelbarkeit können jedoch die Pflanzen die Wasservorräte verstärkt zur Biomassebildung nutzen.

Aus letzterem folgt:

- eine langsamere Auffüllung des Wasserspeichers im Boden und dementsprechend eine Verkürzung der Vernässungsdauer und
- eine geringere Grundwasserneubildung.

#### **5. Literatur**

- Dyck, S.; G. Peschke (1989): Grundlagen der Hydrologie. 2. Auflage, Verlag für Bauwesen, Berlin
- Schmidt, V.; R. Lippmann; E. Kreische und W. Diepenbrock (1997): Entwicklung von Verfahren zur Sanierung verdichteter Kippböden im mitteldeutschen Braunkohlenrevier durch Tieflockerung und bodenschonende Folgenutzung. Mitteilungen der DBG, Band 85/1, 155 - 158

---

<sup>1)</sup>In der Schwarzbrache konnte anhand der Messergebnisse kein evaporationsbedingter Wasserentzug festgestellt werden.



## Erkundung periglaziärer Lagen im Lahn-Dill-Bergland mit Georadar

M. Schotte und P. Felix-Henningsen

### 1 Einleitung

Periglaziäre Lagen sind das vorherrschende Ausgangssubstrat der Bodenbildung im Lahn-Dill-Bergland. Ihre Kartierung mittels Bohrstock oder Aufgrabung erweist sich wegen hoher Steingehalte jedoch als schwierig, zeitraubend und unzuverlässig. Als Ergebnis werden in Bodenübersichtskarten oft flachgründige Böden ausgewiesen, obwohl tiefreichende Aufschlüsse eine größere Gründigkeit und bessere Nutzbarkeit anzeigen. Für die Erkundung der periglaziären Lagen wird deshalb das Georadar eingesetzt. Durch die Messung des Reflexionsverhaltens elektromagnetischer Wellen im Untergrund, z.B. an Schichtgrenzen, erhält man mit Hilfe dieses geophysikalischen Verfahrens schnell, hochauflösend und zerstörungsfrei Informationen über die Verbreitung und den Aufbau der periglaziären Lagen. Die Antennenfrequenz des Georadars und die elektrischen Eigenschaften der untersuchten Substrate beeinflussen die Qualität und Aussagekraft der Radargramme. Unschärfe Ergebnisse können durch eine zu starke Dämpfung der elektromagnetischen Wellen oder durch zu geringe potentielle Reflexionsintensitäten an den Schichtgrenzen hervorgerufen werden.

### 2 Periglaziäre Lagen

Das Lahn-Dill-Bergland stand, wie auch andere mitteleuropäische Mittelgebirgslandschaften, im Pleistozän unter dem Einfluß periglazialer Formungsprozesse. Die oberflächennahen Gesteine des Untersuchungsgebiets werden daher von Deckschichten bestimmt (*Schönhals*, 1974), die nach neuen bodenkundlichen Kartierichtlinien als „periglaziäre Lagen“ bezeichnet werden (vgl. *AG Bodenkunde*, 1994). Da eine pedogenetisch wirksame Verwitterung der unterlagernden Festgesteine im Holozän nicht stattgefunden hat (*Poetsch*, 1968), bilden diese Lockergesteine im Lahn-Dill-Bergland ganz überwiegend das Substrat der Bodenbildung (*Semmel*, 1968; *Schönhals*, 1974). Nur die Tallagen werden von holozänen Auensedimenten eingenommen.

Die periglaziären Lagen werden in Basislage, Mittellage und Hauptlage gegliedert (*AG Bodenkunde*, 1994; *Altermann*, 1998). Sie unterscheiden sich z.T. erheblich in ihren Eigenschaften und ihrer räumlichen Verbreitung. Die Basislage ist aus der Frostverwitterung der anstehenden Festgesteine entstanden und weist keine Beimengung äolischer Sedimente auf. In Landschaftsbereichen, in denen die mesozoisch-tertiäre Verwitterungsdecke im Pleistozän nur unvollständig abgetragen wurde, besteht die Basislage aus mehr oder weniger saprolitisierten, mürben und vertonten Schiefen und Sandsteinen (*Felix-Henningsen*, 1990).

Bei schwächerer Vorverwitterung ist die Basislage reich an hartem Gesteinsschutt. Die Mittellage wurde nach der Ablagerung von Löß durch solifluidale Umlagerung über der Basislage ausgebreitet (Semmel, 1968). Sie ist nur noch in erosionsgeschützten Positionen erhalten. Dagegen überzieht die Hauptlage mit einer auffallend konstanten Mächtigkeit von ca. 50 cm die gesamte Landschaft. Nur unter landwirtschaftlicher Nutzung hat in Hanglagen oft eine Profilverkürzung durch Erosion stattgefunden (Altermann, 1998). Die Hauptlage ist meist etwas schluff- und tonärmer als die Mittellage. Durch die Solifluktions- und Kryoturbationsprozesse sind Teile der Basislage in die Mittel- und Hauptlage eingearbeitet worden; Haupt- und Mittellagen unterscheiden sich dennoch aufgrund der hohen Schluffgehalte meist sehr deutlich von der Basislage (Altermann, 1998).

### 3 Georadar

Für die Untersuchung der periglaziären Lagen im Lahn-Dill-Bergland wurde ein Georadar-System der Firma GSSI (Geophysical Survey Systems, Inc.) eingesetzt. Es besteht aus einer SIR-2 Meßkonsole, zwei zero-offset-Antennen mit 400 MHz bzw. 900 MHz und einem Meßrad. Über eine Schnittstelle können die Rohdaten auf einen PC ausgelesen werden. Die Nachbearbeitung und Auswertung der Radargramme erfolgt mit dem Programm REFLEX (Sandmeier Software). In der Nachbearbeitung besteht die Möglichkeit zur Datenmanipulation, z.B. durch Filter- und Migrationsverfahren.

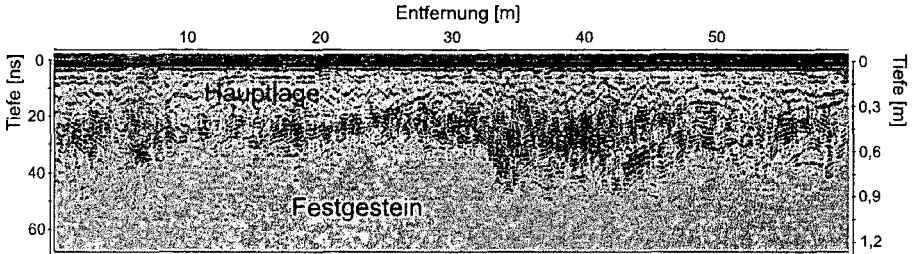
Die Antenne registriert bei Verwendung eines Meßrades äquidistant (z.B. alle 2 cm) die Intensität eines reflektierten Sendeimpulses über eine vorher definierte Wellenlaufzeit (z.B. 100 ns). Die einzelnen Amplituden einer Signalspur werden in Abhängigkeit von der Intensität des Ausschlags klassifiziert und in Farben umgesetzt. Durch die Aneinanderreihung von Signalspuren entsteht ein Radargramm. Je höher die Frequenz gewählt wird, desto besser wird die Auflösung, gleichzeitig verringert sich aber auch die Reichweite der elektromagnetischen Wellen (Grasmück, 1992). Hohe elektrische Leitfähigkeitswerte, z.B. aufgrund hoher Wasser- und Tongehalte, sind mit einer Dämpfung der elektromagnetischen Wellen verbunden, wodurch die Aussagekraft der Radargramme über tiefere Profilmereiche ebenfalls limitiert wird (Sutinen, 1992). Die Stärke der Reflexion an Substratgrenzen ist von Unterschieden in der jeweiligen Dielektrizitätskonstante benachbarter Schichten bzw. Horizonte abhängig und steigt mit dem Betrag ihrer Differenz. Sie wird durch den Reflexionskoeffizienten  $R$  bemessen (vgl. Annan & Davis, 1989)

### 4 Ergebnisse und Interpretation

In den Testgemarkungen des SFB 299 wurden Catenen unterschiedlicher Exposition, Hangneigung und Reliefposition mit dem Georadar hinsichtlich der Mächtigkeit, Verbreitung und Eigenschaften der periglaziären Lagen untersucht.

Abb. 1 zeigt das Radargramm eines 60 m langen, hangabwärts gerichteten Transektes an einem stark geneigten Südhang am Sassenberg in der Gemarkung Steinbrücken. Die Aufnahme erfolgte mit einer 400 MHz-Antenne nach einer längeren Trockenperiode im Hochsommer. Der Wassergehalt im Oberboden betrug im Mittel 9,4 Vol.-%. Im Radargramm lassen sich die periglaziären Lagen durch ihr unterschiedliches Reflexionsverhalten klar voneinander abgrenzen. Die Grenze zwischen Hauptlage (Bodenart: schwach toniger Lehm, Skelettgehalt: 39 Gew.-%) und Basislage (Bodenart: schwach lehmiger Sand, Skelettgehalt: 87 Gew.-%) wurde in einem Aufschluß validiert. Die schluffbetonte Hauptlage kontrastiert stark mit der überwiegend aus unverwitterten Schieferbruchstücken bestehenden

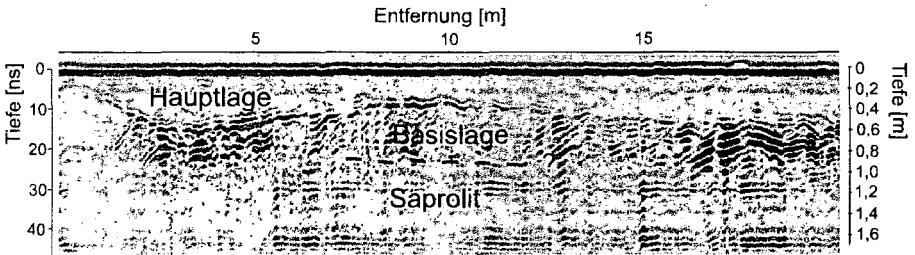
Basislage, obwohl der Reflexionskoeffizient bei trockenen Substraten relativ gering ist. Offensichtlich unterscheiden sich die Dielektrizitätskonstanten beider Substrate auch bei schwacher Durchfeuchtung noch deutlich. Die gegenüber dem dichten Festgestein aufgelockerte Basislage führt aufgrund des



**Abbildung 1:** 400 MHz-Radargramm einer HL-BL-Festgestein-Kombination, Sasenberg (Steinbrücken)

höheren Porenvolumens ebenfalls zu signifikanten Unterschieden in den elektrischen Eigenschaften, so daß auch die Grenze der Basislage zum Festgestein im Radargramm deutlich sichtbar ist. Aufgrund der geringen Wassergehalte ist die Dämpfung der elektromagnetischen Wellen gering, so daß das gesamte Deckschichtenprofil erfaßt werden kann. Die Grenze der Haupt- zur Basislage ist ebenso wie die Grenze der Basislage zum Festgestein unregelmäßig und z.T. von taschen- bzw. zungenförmiger Gestalt. Die Mächtigkeit der Hauptlage variiert zwischen 20 und 45 cm, die der Basislage zwischen 20 und 80 cm. Die Mittellage fehlt in dieser Reliefposition hingegen vollständig.

Abb. 2 zeigt das Radargramm eines 20 m langen, hangabwärts gerichteten Transektabschnitts an einem Nordhang mittlerer Neigungsstufe an der Lokalität Eichenhardt in der Gemarkung Erda. Entlang des 200 m langen Gesamttransekts wurden drei Profilgruben zur Kalibrierung und Validierung der Georadarmessungen angelegt. Die dargestellte Messung erfolgte mit einer 400 MHz-Antenne bei einer



**Abbildung 2:** 400 MHz-Radargramm einer HL-BL-Saprolit-Kombination, Eichenhardt (Erda)

Oberbodenfeuchte von ca. 22,3 Vol.-%. Zwar läßt sich die Grenzfläche der Hauptlage (Bodenart: mittel sandiger Lehm, Skelettanteil: 36 Gew.-%) zur Basislage (Bodenart: schwach toniger Lehm, Skelettgehalt: 84 Gew.-%) sehr gut verfolgen, in der Basislage selbst zeichnen sich jedoch nur größere Steine an der Obergrenze der Lage durch Diffraktionshyperbeln ab. Unterhalb der Grenzfläche zur Basislage ist die Dämpfung der elektromagnetischen Wellen bereits so stark, daß kein vom Grundrauschen differenzierbares Signal registriert werden kann. Die Grenzfläche der Basislage zum Saprolit ist diffus und kann nicht eindeutig identifiziert werden. Auch die Intensität der Reflexion an der Grenzfläche von Haupt- und Basislage ist z.T. etwas schwächer als in Abb. 1. Dieses ist auf die chemische

Vorverwitterung der Gesteinsanteile in der Basislage zurückzuführen, die im Transektbereich aus saprolitisierten und mürben Schiefen bestehen. Offensichtlich wurde hierdurch eine Verringerung der Unterschiede in den elektrischen Eigenschaften beider Substrate herbeigeführt, so daß sich der Reflexionskoeffizient abschwächte. Auffällig ist auch hier die kleinräumige Variabilität der Hauptlagenmächtigkeit von 20 bis 60 cm. Sie ist bodentypologisch mit einem kleinräumigen Übergang von Regosolen zu Braunerden gekoppelt, welcher unter standortkundlichem Aspekt mit erheblichen Schwankungen der Wurzelraummächtigkeit und der nutzbaren Feldkapazität um mehr als 100 % verbunden ist.

## **5 Schlußfolgerungen**

Die Untersuchungen zeigen, daß mit dem Georadar eine geophysikalische Methode zur Verfügung steht, mit deren Hilfe periglaziäre Lagen hochauflösend und zerstörungsfrei erkundet werden können. Die Qualität und Aussagekraft der Radargramme ist neben der Antennenfrequenz von den Eigenschaften der untersuchten Böden bzw. geologischen Schichten abhängig. Hohe Wasser- und Tongehalte bzw. hohe Leitfähigkeitswerte führen zu einer Dämpfung der elektromagnetischen Wellen, was ihre Eindringtiefe und damit die Aussagekraft der Radargramme über tiefere Profildbereiche limitiert. Die Stärke der Reflexion an Substratgrenzen ist von Unterschieden in der jeweiligen Dielektrizitätskonstante abhängig. Basislagen aus unverwittertem Gestein zeichnen sich daher besser gegen das Hangende und Liegende ab als Basislagen aus saprolitisiertem Gestein, das sich als Folge der chemischen Verwitterung in seinen bodenphysikalischen und elektrischen Eigenschaften weniger stark von Feinerdematerial unterscheidet. Die Georadarkerkundung zeigt kleinräumige Schwankungen in der Wurzelraummächtigkeit der Böden auf, die mit einer punktuellen Bohrstockkartierung aufgrund der vergleichsweise geringen Bohrdichte nur schwer erfaßt oder an geomorphologischen Merkmalen nicht erkannt werden können. Gerade in skelettreichen Substraten, die mit dem Bohrstock meist nicht vollständig durchteuft werden können, liefert das zerstörungsfrei arbeitende Georadar wichtige Daten über den Aufbau und die Verbreitung der periglaziärer Lagen. Informationen in vergleichbarer Auflösung können mit herkömmlichen Methoden in steinreichen Lagen nicht oder nur mit großem Aufwand erhoben werden.

## **Dank**

Die Autoren danken der DFG für die finanzielle Unterstützung des TP B1 im Rahmen des SFB 299.

## **Literatur**

- AG Bodenkunde, 1994: Bodenkundliche Kartieranleitung. - 4. Auflage, Hannover.
- Altermann, M., 1998: Gliederung periglaziärer Lagen. - Mitt. Deut. Bodenkundl. Gesellsch., 86, 175-180.
- Davis, J. L. und A. P. Annan, 1989: Ground-penetrating radar for high resolution mapping of soil and rock stratigraphy. - Geophysical Prospecting, 37, 531-551.
- Felix-Henningsen, P., 1990: Die mesozoisch-tertiäre Verwitterungsdecke (MTV) im Rheinischen Schiefergebirge - Aufbau, Genese und quartäre Überprägung. - Relief, Boden, Paläoklima 6; Berlin, Stuttgart.
- Grasmück, M. P., 1992: Beispiele zur Anwendung von Georadar in der Quartärgeologie. - Eclogae geol. Helv., 85/2, 471-490.
- Poetsch, T. J., 1968: Untersuchungen von bodenbildenden Deckschichten unter besonderer Berücksichtigung ihrer vulkanischen Komponente. - Giessener Geologische Schriften 4, Gießen
- Semmel, A., 1968: Studien über den Verlauf jungpleistozäner Formung in Hessen. - Frankfurter Geogr. Hefte, 45.
- Schönhals, E., 1974: Die Bedeutung geologischer, insbesondere quartärgeologischer Vorgänge für die Bodenbildung in Hessen. - Mitt. Deut. Bodenkundl. Gesellsch., 18, 11-17.
- Sutinen, R., 1992: Glacial deposits, their electrical properties and surveying by image interpretation and ground penetrating radar. - Geological Survey of Finland, 359.

## Auswirkung von Eindeichung und Melioration auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Auenböden an der unteren Mittelelbe

SCHWARTZ, R.; GRÖNGRÖFT, A.; MIEHLICH, G.

**Einleitung:** Entlang der Elbkilometer 472 - 484 nahe der Ortschaft Lenzen wird seit Mitte des Jahres 1996 vom BMBF das Verbundforschungsvorhaben '*Auenregeneration durch Deichrückverlegung*' (Kennzeichen: 00339571) gefördert. Das Untersuchungsgebiet umfaßt ein Areal von 1411 ha, wovon knapp 1/5 (276 ha) auf die Vordeichsflächen entfallen. Auf insgesamt fünf, für das Gesamtgebiet charakteristischen und die Fragestellung relevanten Testflächen (zusammen 92 ha) finden die Untersuchungen der acht Teilprojekte statt. Das Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg beschäftigt sich mit dem Wasser- und Stoffhaushalt der Böden. Konzept und Methoden, sowie apparative Ausstattung und Ergebnisse zu den Zeitreihenuntersuchungen sind MIEHLICH et al. (1999) zu entnehmen.

Die **Geologie** der Elbaue zeigt oberflächlich im wesentlichen drei unterschiedlich alte Substrate anstehend. Flankiert wird das Urstromtal durch die saale-kaltzeitlichen glazigenen und glazifluviatilen Sedimente (Sand, Kies, (Geschiebe-) Lehm und Mergel). Zwischen ihren Rändern (Höhe bis zu 80 m über NN) findet sich auf einem Niveau von ca. 20 m NN die weichsel-kaltzeitliche Niederterrasse mit ihren fluvialen Sedimenten (Fein- bis Grobsand), die gebietsweise auch äolisch umgelagert und zu teilweise mächtigen Binnendünen (*Stixter und Klein Schmölener Düne*) aufgehöhht sein können. Nochmals rund einen bis zwei Meter tiefer liegen die holozänen, fluvialen Sedimente (Ton, Schluff, Feinsand, z.T. Torf). Sie bilden die eigentliche Talau. Stellenweise ragen aus dem Urstromtal saalezeitliche Geestinseln wie beispielsweise der '*Höhbeck*' oder die '*Langendorfer Insel*' heraus. Die Entstehung des Elbtales bei Lenzen aus geologischer und pedologischer Sicht beschreibt SCHWARTZ (1999a). Den Einfluß periodischer Hochwässer auf Genese, Verbreitung sowie den daraus resultierenden Standorteigenschaften der **Böden** in der dem Untersuchungsgebiet gegenüberliegenden '*Pevestorfer Elbaue*' zeigen MEYER und MIEHLICH (1983). Verbreitung und Eigenschaften der Auenböden in dem geplanten Rückdeichungsareal kennzeichnet GRÖNGRÖFT et al. (1997). Charakteristisch ist eine überwiegend 1,2 - 1,6 m mächtige Auenlehmdecke aus zumeist schluffigem Ton, welche das wesentlich bewegtere Relief der unterliegenden jungpleistozänen Sande (überwiegend grob- bis feinsandige Mittelsande) nahezu ausgleicht. Aufgrund der dichtenden Wirkung des bindigen Materials kommt es im Hochwasserfall zu artesisch gespanntem Grundwasser. Dieses führt an Bereichen mit geringmächtigen Auenlehmagen oder gar an Fehlstellen zu starken Qualmwasseraustritten. Anhand eines flächenhaft angesprochenen fossilen Oberbodenhorizontes innerhalb des Auenlehmpaketes lassen sich zumindest zwei Hauptablagerungsphasen nachweisen (SCHWARTZ 1999a). Deichnah ist es in einzelnen Abschnitten infolge von Deichbrüchen zu einer bis zu 300 m weitreichenden Übersandung der Auenlehmdecke gekommen. Vergleicht man die Böden aus dem seit dem 12. Jahrhundert eingedeichten Bereich mit denen aus dem rezenten Vordeichsareal, so sind im jetzigen Außendeichsbereich die oftmals stromparallelen Abfolgen der einzelnen Bodentypen und die enge Beziehung ihres Hydromorphierungsgrades von der relativen Höhenlage der Standorte zum **langjährigen Mittelwasserstand** (MW) der Elbe hervorzuheben (SCHWARTZ 1999c). Diesen hat GRÖNGRÖFT (1999) aus den Tageswerten der vergangenen 34 Jahre der Stationen *Wittenberge* und *Lenzen* ermittelt. Für den Pegel Lenzen (Elbkilometer 484,7) ergibt sich ein Mittelwasserstand von 15,5 m NN.

Anhand des Vergleiches der Werte der beiden Stationen läßt sich unter der Annahme eines konstanten Gefälles (Eisfreiheit vorausgesetzt) die mittlere Neigung der Elbe für diesen Stromabschnitt (0,139 m/km) ausweisen. Unter Zuhilfenahme dieser Kenngrößen besteht nun die Möglichkeit, aus der Entfernung des Meßpunktes zum Referenzpegel und seiner Höhe die jeweiligen **Überflutungswahrscheinlichkeit** (im langjährigen Mittel oder während der Vegetationsperiode) zu berechnen.

Die zur Zeit gültige bodenkundliche Kartieranleitung (KA4) ist in der Ansprache von Grund- sowie Stauwasser geprägten Horizonten im Hinblick auf eine Bodenfeuchteregime-gerechte Typisierung der Böden zu ungenau. Anhydromorphe und hydromorphe Übergangshorizonte sind hinsichtlich ihres Hydromorphierungsgrades nicht logisch gereiht. Außerdem ergeben sich bei der Geländeansprache Merkmalskombinationen, die in der KA4 nicht vorgesehen sind (z.B. gräuliche Grundfarbe des Bodens aufgrund von langanhaltender Wassersättigung bei gleichzeitig hohen Ausfällungsraten von Eisen und Mangan). Eine Lösung dieser Klassifikationsprobleme zeigen GRÖNGRÖFT und SCHWARTZ (1999). Sie geben basierend auf ihren Erfahrungen von mehreren Kartierungen entlang der Mittlere Elbe Vorschläge für eine **veränderte Klassifikation** hinsichtlich Horizontierung und Typisierung von Böden in Auengebieten.

Im Zentrum des bodenkundlichen Interesses steht der **Wasserhaushalt** der Böden in den beiden Landschaftseinheiten. Als autotypische Besonderheit ist die Wassergehaltszunahme der Standorte durch elbwasserstandsgesteuerten Grundwasseranstieg und Überflutung zu nennen. Dies betrifft nicht nur das rezente Vordeichsland, sondern es werden infolge von Qualmwasseraustritt im Hochwasserfall stellenweise auch niedrig gelegene Binnendeichsstandorte überstaut. Aufgrund der großen Wasserleitfähigkeit der unterliegenden Sande prägt sich eine Hochwasserwelle auch noch rund einen Kilometer hinter dem Deich aus und führt zu einer Aufsättigung des Profiles von unten (SCHWARTZ et al. 1999a). Dies kann anhand der vertikalen Differenzierung der Eisen- und Manganausfällungen (die Hauptausfällungszone der Mangankonkretionen befindet sich oberhalb der des Eisens) belegt werden. Aus der Kombination von relativer Geländeöhe, Substratabfolge, Elbwasserstandsverlauf und Niederschlagsmenge bzw. -verteilung sowie der Vegetation ergeben sich standortstypische Bodenfeuchte-Tiefen-Verteilungsmuster. Diese werden mittels Bestimmung der Bodenwasser-spannung über die Vegetationsperiode (April bis Oktober) in zumindest zwei Tiefen (30 und 90 cm) kontinuierlich aufgezeichnet und in Anlehnung an ein von ZEPP (1995) erarbeitetes Klassifizierungssystem in drei Wasserspannungsklassen ( $< 60$  hPa = naß bis sehr feucht,  $60 - 500$  hPa = feucht bis frisch,  $> 500$  hPa = mäßig frisch bis trockener) nach ihren prozentualen Anteilen an diesen Spannungs-klassen eingruppiert. Aus der Kombination der beiden Bodenfeuchteverteilungsklassen ergibt sich der Bodenfeuchteregimetypp an einem Standort für das bestimmte Jahr. Interessant ist, daß nicht immer der höchstgelegene, sandige Uferwall auch der trockenste ist. Je nach Witterungsverlauf nehmen die einzelnen Standortfaktoren einen unterschiedlich starken Einfluß auf die Bodenwasserspannung. SCHWARTZ et al. (1999c) befaßt sich mit der Ausweisung von Bodenfeuchteregimetyppen an drei charakteristischen Standorten (Uferwall, Hochfläche, Rinne) in der rezenten Aue. Für das Jahr 1998, das mit einer für das Gebiet relativ hohen Niederschlagsmenge von 650 - 690 mm (bodengleich gemessen) bei gleichzeitig homogener Verteilung dieser Regenereignisse als feuchtes Jahr anzusprechen ist, trennen sich die einzelnen Meßtiefen lediglich in bezug auf die Anteile der nassen bis sehr feuchten bzw. der feuchten bis frischen Phase. Zu Wasserspannungen im Totwasserbereich kam es zu keiner Zeit, auch nicht an den im Verhältnis trockeneren Binnendeichsstandorten. Der Anteil der mäßig frischen bis trockenen Phase mit einer Wasserspannung  $> 500$  hPa betrug dort maximal 70 %. Ein Vergleich der Zeitreihenuntersuchungen von außen- und binnendeichs gelegenen Meßplätzen belegt, daß aufgrund der Meliorationsmaßnahmen (Drainage über ein ausgedehntes Grabensystem) die eingedeichten Bereiche ein wesentlich trockeneres Bodenfeuchteregime aufweisen als vergleichbar hoch gelegene Außendeichsstandorte (SCHWARTZ et al. 1999b). Die bei der Profilaufnahme festgestellten redoximorphen Merkmale beim Binnendeichsstandort, die zur Ausweisung eines 'Auengleys' geführt haben, müssen somit als reliktsch angesprochen werden. Sie spiegeln einen Wasserhaushalt wider, der vor der Eindeichung und Entwässerung vorlag. Heutzutage zeigt dieser Standort hinsichtlich seiner Wasserspannungs-Tiefenverteilung große Parallelen zu einer außendeichs gelegenen 'vergleyten Norm-Vega', welche sich aber bezüglich des langjährigen Mittelwasserstandes der Elbe

rund einen Meter höher, bei + 1,7 m über MW, befindet.

Im Grundsatz steuert der Sättigungsgrad der Böden das **Redoxpotential**, wobei es aber keinen linearen Zusammenhang gibt. Beispielsweise schwankt in einem Unterbodenhorizont (Meßtiefe 55 cm, Bodenart: Slu, Org.Sub.: 1,0 %) das Redoxpotential bei nahezu gleichbleibendem Wassergehalt um bis zu  $\pm 800$  mV. Andererseits werden in diesem Horizont aber auch Wassergehaltsänderungen von 12 Vol.-% festgestellt, ohne daß es zu einer nennenswerten Potentialverschiebung kommt. Offensichtlich sind neben dem Sättigungsgrad und dem Dargebot an reaktiver organischer Substanz auch noch Faktoren wie Bodentemperatur und Sauerstoffgehalt des Grundwassers maßgeblich. Potentialeinstellungen können demnach von Tagen bis hin zu mehreren Wochen dauern. Den Einfluß einer Hochwasserwelle auf den Wassergehalt und das Redoxpotential mit den dazugehörigen Einflußgrößen zeigt SCHWARTZ et al. (1998) am Beispiel zweier ausgewählter Horizonte. Um eine Aussage über die Variabilität der Redoxspannung tätigen zu können wurde in einem Profil (Auen-Anmoorgley, Tu3, Org.Sub.: 2,0 %) in 1,0 m Tiefe ein Meßfeld von 1 m<sup>2</sup> Größe mit insgesamt 25 Meßsonden gleichmäßig bestückt. An einer Stichtagsmessung im Herbst 1997 konnten Minimalwerte um - 180 mV und Maximalwerte von + 135 mV festgehalten werden, mithin eine Differenz von über 300 mV. Zu anderen Zeitpunkten, insbesondere am Ende von langandauernden konstanten Grundwasserständen, war diese Differenz nicht mehr ganz so groß. Minimal betrug sie im März 1999 im direkten Anschluß an eine fast ein halbes Jahr anhaltende Überstaunungsphase auf niedrigem Gesamtniveau nur noch 50 mV.

Neben den Auswirkungen auf den Wasserhaushalt kommt es im Überflutungsfall auch zum **Stoffeintrag** in die Auen. Dieser kann sowohl qualitativ als mit Einschränkungen auch quantitativ mittels Kunstrasenmatten, die die Grasnarbe simulieren, bestimmt werden (SCHWARTZ et al. 1997). Stromnah auf dem Uferwall lagern sich erwartungsgemäß die mengenmäßig größten und von der Körnung betrachtet größten Sedimente ab. Sind es auf den stromparallelen Rehen dominierend Mittelsande, finden sich auf den oftmals lediglich feinstrukturierten Hochflächen schluffige Lehme. Diese überwiegen auch in den abflußlosen Senken, wengleich sie dort tendenziell noch etwas feiner sind. Der Vergleich mit den historischen Ablagerungen im Binnenland (Tu2-3) zeigt, daß zu Zeiten der Hauptsedimentationsphasen des Auenlehms im Mittelalter die Elbe eine wesentlich geringere Schleppkraft gehabt haben muß, da sich ansonsten nicht so feine Partikel hätten absetzen können.

Auch wenn sich seit der Wiedervereinigung die Wasser- und mit einer Zeitverzögerung von fast drei Jahren die Sedimentqualität der Elbe elementspezifisch z.T. erheblich verbessert hat (SCHWARTZ et al. 1999), ist der aktuelle **Schadstoffeintrag**, insbesondere in abflußlosen Senkenpositionen, als sehr groß zu beziffern. Auf den Zusammenhang von Geländehöhe und Schadstoffmenge im Sediment- / Bodenkörper sowie den Transfer in die Pflanzen und damit in die Nahrungskette mit den daraus entstehenden Gefahren wies bereits MIEHLICH (1983) hin. Betrachtet man diese Stoffeinträge allerdings unter dem Gesichtspunkt des Bundes-Bodenschutz-Gesetz, so muß man einräumen, daß die Konzentrationen bis auf wenige Ausnahmen die angegebenen Prüf- bzw. Vorsorgewerte nicht überschreiten (SCHWARTZ 1999b). Neben den Schad- werden aber auch **Nährstoffe** während eines Hochwassers auf den Vordeichsflächen abgelagert. Das langfristig wirksame Resultat läßt sich aus einem Vergleich von Außen- und Binnendeichsproben abschätzen. Die im folgenden vorgestellten Ergebnisse basieren auf einer Datengrundlage von fast 500 Oberbodenproben, wovon 395 aus dem Binnendeichsareal und 101 von Außendeichsstandorten stammen. Einzelne Analysen sind allerdings nicht an allen Proben vollzogen worden. Betrachtet man sich den aktuellen (gemessen in H<sub>2</sub>O) pH-Wert und den potentiellen (gemessen in CaCl<sub>2</sub>), so zeigt sich, daß die Minimalwerte außendeichs (4,3 / 3,8) als Folge der nahezu pH neutralen frischen Sedimente regelhaft höher sind als die aus dem Vergleichsareal (3,5 / 3,3). Die Medianwerte (6,0 / 5,5) unterscheiden sich dagegen nicht signifikant. Maximalwerte (binnendeichs) von 7,8 bzw. 7,4 sind ein Beleg für Aufkalkungen. Außendeichs liegen sie bei 7,5 bzw. 7,1. Aufgrund von Kohlenstoffeinträgen über unzersetzte Streustoffe und vor allem den rezenten Schlämmen, deren C-Gehalt sich zumeist zwischen 4 und 10 % bewegt (GRÖNGRÖFT und SCHWARTZ 1999), sind die durchschnittlichen C-Werte vor dem Deich deutlich höher als dahinter (6,2 % zu 4,4 %). Da aber die Gesamtstickstoffkonzentrationen sich nicht signifikant unterscheiden

(außendeichs 0,47 %; binnendeichs 0,41 %) und es zumindest in der mittleren Elbe keine kalkhaltigen Sedimente gibt, ist somit auch das C/N-Verhältnis, wenngleich auf engen Niveau (10-12), außendeichs regelhaft weiter als binnendeichs. Betrachtet man allerdings den mineralisierten Anteil des Stickstoffs in Form von Nitrat oder Ammonium, so ist dieser außendeichs wesentlich höher (0,33 mg/100g Boden i.d.Tr. N-Min-NO<sub>3</sub>, 0,22 mg/100g Boden i.d.Tr. N-Min-NH<sub>4</sub>) als binnendeichs, (0,19 mg/100g Boden i.d.Tr. N-Min-NO<sub>3</sub>, 0,16 mg/100g Boden i.d.Tr. N-Min-NH<sub>4</sub>) was für eine hohe Umsetzungsrate spricht. Die Konzentration des doppelactatlöslichen Kaliums ist aufgrund von Düngereinträgen hinter dem Deich etwas größer als davor (Medianwert: 0,092 g/kg zu 0,077 g/kg), wobei beide Werte aber im Bereich der Gehaltsklassen 'A-B' liegen. Beim doppelactatlöslichen Phosphor sieht dies ganz anders aus. Hier sind die außendeichs festgestellten Werte fast fünf mal so hoch (0,142 g/kg (Versorgungs-kategorie 'D') zu 0,028 g/kg (Versorgungskategorie 'A-B') wie die aus dem eingedeichten Bereich.

**Zusammenfassend** läßt sich feststellen, daß Maßnahmen wie Eindeichung und Melioration auf den Wasser- und Stoffhaushalt gravierende Auswirkungen haben. Bei geplanten Rückdeichungsprojekten gilt es zu bedenken, wie sich die Bodeneigenschaften und daran angebotenen deren Funktionen aufgrund der geänderten Rahmenbedingungen (Aufgabe des Entwässerungssystems, Überflutung, Nähr- und Schadstoffeintrag) z.T. erheblich und nachhaltig verändern werden.

## Literatur:

- GRÖNGRÖFT, A. (1999): Die Überflutungswahrscheinlichkeit der Auen im Bereich der unteren Mittel-Elbe. *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten*, 44, S. 171-180.
- GRÖNGRÖFT, A., SCHWARTZ, R. (1999): Vorschläge für die Klassifikation von Böden in Auengebieten – abgeleitet aus Erfahrungen an der Mittel-Elbe. *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten*, 44, S. 155-170.
- GRÖNGRÖFT A., SCHWARTZ R., MIEHLICH G. (1997): Verbreitung und Eigenschaften der Auenböden in dem geplanten Rückdeichungsgebiet Lenzen - erste Ergebnisse. *Auenreport*, 3, Rühstätt, S. 58-66.
- MEYER, H., MIEHLICH, G. (1983): Einfluß periodischer Hochwässer auf Genese, Verbreitung und Standorteigenschaften der Böden in der Pevestorfer Elbaue (Kreis Lüchow-Dannenberg). *Abh. Naturwiss. Ver. Hamburg*, NF 25, S. 41-73.
- MIEHLICH, G. (1983): Schwermetallanreicherung in Böden und Pflanzen der Pevestorfer Elbaue (Kreis Lüchow-Dannenberg). *Abh. Naturwiss. Ver. Hamburg*, NF 25, S. 75-89.
- MIEHLICH, G., GRÖNGRÖFT, A., SCHWARTZ, R. (1999): Auenregeneration durch Deichrückverlegung. 3. Sachstandsbericht, Teilprojekt 2: Wasser- und Stoffhaushalt der Böden. Unveröffentl. Bericht des Instituts für Bodenkunde, Universität Hamburg, 44 S.
- SCHWARTZ, R. (1999a): Geologische und pedologische Aspekte der Entwicklung des Elbtals bei Lenzen. *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten*, 44, S. 52-64.
- SCHWARTZ, R. (1999b): Beurteilung der Stoffeinträge über frische Schlämme für die Böden in der rezenten Aue und in zukünftigen Außendeichsflächen der unteren Mittel-Elbe. *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten*, 44, S. 84-92.
- SCHWARTZ, R., DUWE, J., GRÖNGRÖFT A. (1997): Einsatz von Kunstrasenmatten als Sedimentfallen zur Bestimmung des partikulären Stoffeintrages in Auen und Marschen. *Mittlgn. Deutsch. Bodenkundl. Gesell.* 85-1, S. 353-357.
- SCHWARTZ, R., GRÖNGRÖFT, A., MIEHLICH, G. (1999a): Die Bedeutung der Eindeichung für den Wasser- und Stoffhaushalt ausgewählter Böden an der Mittel-Elbe. In: K. Friese et al. (Hrsg.). *Stoffhaushalt von Auenökosystemen der Elbe und ihrer Nebenflüsse*. UFZ-Bericht 1/99, Magdeburg. S. 109-112.
- SCHWARTZ, R., GRÖNGRÖFT, A., MIEHLICH, G. (1999b): Auswirkung von Eindeichung und Melioration auf den Wasserhaushalt von Auenböden - aufgezeigt am Beispiel zweier Grünlandstandorte an der unteren Mittel-Elbe bei Lenzen. *Auenreport Sonderband 1*, Rühstätt, S. 41-54.
- SCHWARTZ, R., GRÖNGRÖFT, A., MIEHLICH G. (1999c): Charakterisierung typischer Böden im Überschwemmungsbereich der unteren Mittel-Elbe und Ergebnisse zu deren Wasserhaushalt, Springer, 15 S. (im Druck)
- SCHWARTZ, R., NEBELSIEK, A., GRÖNGRÖFT, A. (1999): Das Nähr- und Schadstoffdargebot der Elbe im Wasserkörper sowie in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten am Meßort Schnackenburg in den Jahren 1984-1997. *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten*, 44, S. 65-83.
- SCHWARTZ, R., SCHMIDT, B., MIEHLICH, G. (1998): Einfluß einer Hochwasserswelle auf den Wassergehalt und das Redoxpotential von Auenböden an der Mittel-Elbe. In: W. GELLER et al. (Hrsg.). *Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe*. 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar, Teubner, Stuttgart. S. 257-258.
- ZEPP, H. (1995): Klassifikation und Regionalisierung von Bodenfeuchteregime-Typen. In: *Relief, Boden, Paläoklima*, Bd. 9, Berlin, 224 S.



# **Einfluss der Landnutzung auf vertikale Wasserflüsse in brasilianischen Savannenböden**

SCHWANTAG, U.<sup>1</sup>; LILIENFEIN, J.<sup>2</sup>; WILCKE, W.<sup>2</sup>;  
AYARZA, M.A.<sup>3</sup>; LIMA, S.D.C.<sup>4</sup>; VILELA, L.<sup>5</sup>; HUWE, B.<sup>1</sup>

## **Einleitung**

Angesichts des steigenden Bevölkerungsdrucks in Brasilien wurden seit etwa 30 Jahren die bisher ungenutzten Savannen großflächig in Kultur genommen. Ermöglicht wurde dies durch den Einsatz von moderner Technik und hohen Dünger- und Biozidgaben (Goedert, 1983). Bislang lässt sich nicht beurteilen, ob die derzeitigen Landnutzungspraktiken nachhaltig sind. Als Maß für Nachhaltigkeit kann das Ausmaß von Nährstoffverlusten aus dem Boden betrachtet werden. Um vertikale Nährstoffflüsse zu berechnen, muss man die Sickerungsraten kennen. Diese hängen zum einen von der Bodenbearbeitung ab, die die Bodenstruktur und damit die hydraulischen Parameter beeinflusst, zum anderen wirkt sich eine Veränderung der Vegetation auf die Verdunstungsraten aus.

In dieser Arbeit werden die Sickerungsraten im Boden von fünf verschiedenen Landnutzungssystemen und der natürlichen Savanne mit Hilfe des Modells WHNSIM (Huwe, 1992) berechnet und eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt.

## **Material und Methoden**

Das Untersuchungsgebiet liegt etwa 30 km südlich von Uberlândia, Minas Gerais. Alle untersuchten Böden sind Oxisole mit ausgeprägter Pseudosandstruktur, so dass trotz des Tongehalts von 70-80% hohe Wasserleitfähigkeiten im feuchten Bereich auftreten. Für die Nutzungssysteme *Pinus*-Aufforstung, degradierte und produktive Weide, Direktsaat- und konventionell gepflügter Acker sowie für die natürliche Krüppelbaumsavanne wurden Wasserspannungskurven (Tensiometer und TDR im Feld, keramische Platten im Labor) und Wasserleitfähigkeiten (Guelph-Permeameter, Tensionsinfiltrrometer) bestimmt. Die potentielle Evapotranspiration (ET<sub>p</sub>) wurde mit Verdunstungspfannen gemessen und nach Penman (Schrödter, 1985) berechnet, die Niederschlagsmengen in 15 Wiederholungen pro System registriert. Zur Kalibrierung des Modells wurden während der gesamten Regenzeit (Oktober bis April) wöchentlich Tensionen in den Tiefen 15, 30, 80, 120 und 200 cm in je 15 Wiederholungen pro System aufgenommen.

Das verwendete Wassermodul von WHNSIM (Huwe, 1992) modelliert die vertikalen Wasserflüsse basierend auf der Richardsgleichung und einfachen Verdunstungsansätzen. Der vertikale Fluss in 2 m Tiefe wird im Folgenden als Sickerung bezeichnet.

## **Messergebnisse**

Gemäß dem Darcy-Gesetz ergibt sich die Sickerung bzw. der Fluss aus dem Potentialgradienten und der Leitfähigkeit. Für beide Größen beobachteten wir deutliche Unterschiede zwischen den Landnutzungssystemen.

<sup>1</sup>Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Abteilung Bodenphysik, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth.

<sup>2</sup>Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth.

<sup>3</sup>CIAT-LADERAS, Apartado 1410, Tegucigalpa, Honduras.

<sup>4</sup>Bundesuniversität Uberlândia, 38406-210 Uberlândia-MG, Brasilien.

<sup>5</sup>EMBRAPA, Caixa Postal 08223, Planaltina-DF, Brasilien.

Abbildung 1 veranschaulicht die gemessenen Leitfähigkeiten für die einzelnen Nutzungen. Auffallend ist, dass die genutzten Flächen um bis zu Faktor 10 geringere gesättigte Leitfähigkeiten aufweisen als der Cerrado, wobei die degradierte Weide als noch relativ naturnahes System eine Mittelstellung einnimmt. Die ungesättigten Leitfähigkeiten zeigen den selben Trend, allerdings weniger stark ausgeprägt mit einem Verhältnis von 0,7 von konventionellem Acker zu Cerrado. Im konventionellen Acker kam es wahrscheinlich zu Verschlämzung während der Guelph-Permeameter-Messungen, so dass zu geringe Leitfähigkeiten gemessen wurden. Im Labor konnten wir ab einem Gradienten von 2-3 mm Verschlämzung feststellen.

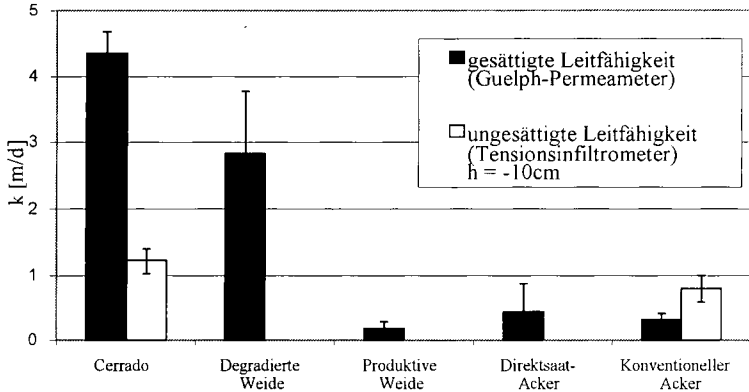


Abb. 1: Gesättigte und ungesättigte Leitfähigkeiten gemessen mit Guelph-Permeameter bzw. Tensionsinfiltrrometer in Abhängigkeit vom Landnutzungssystem (Auswertungen nach Elrick und Reynolds (1992) bzw. White und Sully (1987)).

Abbildung 2 zeigt den Jahresverlauf der Saugspannungen am Beispiel von *Pinus*-Aufforstung und Cerrado. Unter dem Kiefernforst trocknet der Boden insbesondere in der Trockenzeit von Mai bis September deutlich stärker aus als unter der Cerrado-Vegetation (Lilienfein et al., 1999).

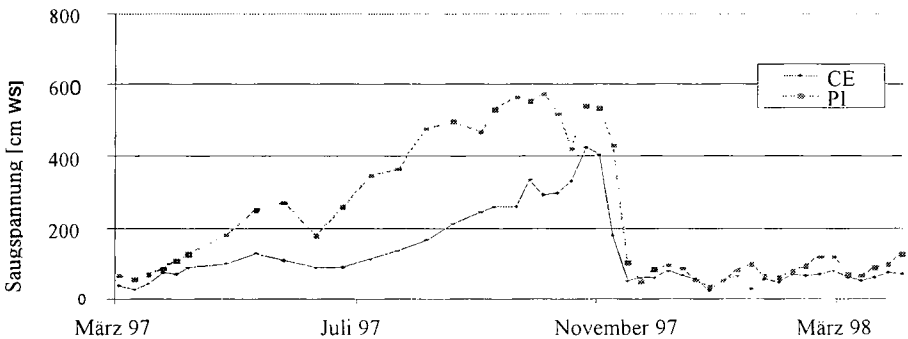


Abb. 2: Jahresgang der Saugspannungen in 2 m Tiefe unter *Pinus*-Aufforstung (PI) und natürlicher Cerrado-Vegetation (CE).

## Modellierung

Trotz messbarer Veränderungen der Leitfähigkeiten und Tensionen durch die Landnutzung ergeben sich keine wesentlichen Unterschiede in der Sickerung, solange die  $ET_p$  konstant gehalten wird (Abb. 3 u. 4). Eine Erklärung für diesen Befund liefert die Sensitivitätsanalyse für die Sickerung in Abhängigkeit von der Leitfähigkeit (Abb. 5):

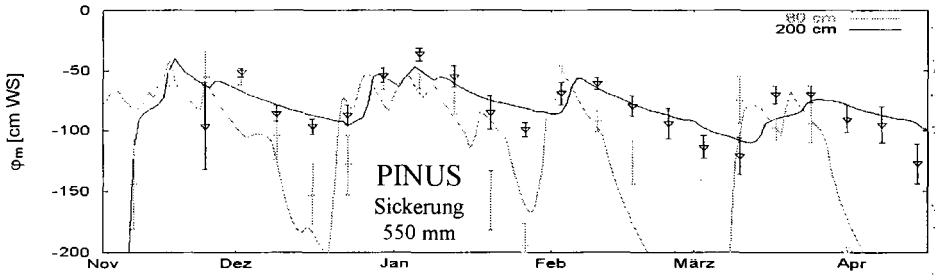


Abb. 3: Modellerte (durchgezogene Linien) und gemessene Matrixpotentiale (Symbole, mit Standardfehler aus 15 Wiederholungen) im Verlauf der Regenzeit unter Pinus.

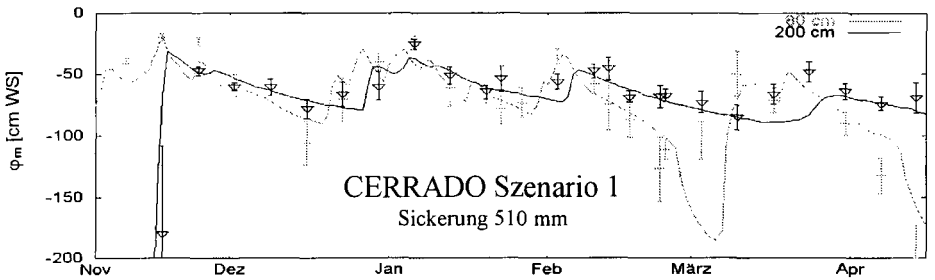


Abb. 4: Modellerte (durchgezogene Linien) und gemessene Matrixpotentiale (Symbole, mit Standardfehler aus 15 Wiederholungen) im Verlauf der Regenzeit unter Cerrado (Szenario 1).

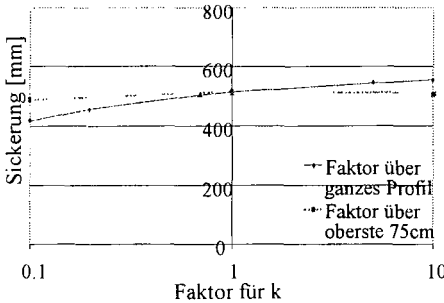


Abb. 5: Sensitivitätsanalyse für die Sickerung in Abhängigkeit von der Leitfähigkeit  $k$ .

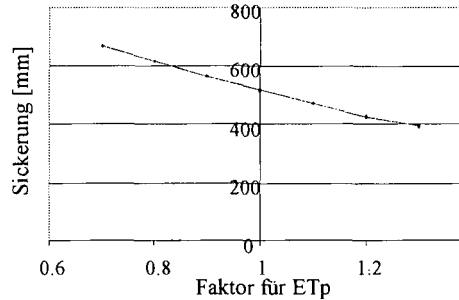


Abb. 6: Sensitivitätsanalyse für die Sickerung in Abhängigkeit von der  $ET_p$ .

Insbesondere unter der Annahme, dass Veränderungen der Leitfähigkeit ( $k$ ) nur im oberen Teil des Profils auftreten, ergibt sich selbst nach einer Verringerung von  $k$  um eine Potenz nur eine geringe Veränderung der berechneten Sickerung. Dementsprechend erscheint es in diesem System nicht nötig, die Leitfähigkeiten in aufwendigen Verfahren zu bestimmen.

Einen entscheidenden Einfluss auf die Sickerung hat dagegen die Verdunstung. Die Sensitivitätsanalyse zeigt große Unterschiede der Sickerungsrate selbst bei kleinen Änderungen bzw. Unschärfen der ETp (Abb. 6). Man könnte vermuten, dass die Kalibrierung des Modells die ETp weitgehend festlegt. Dass dies nicht der Fall ist, zeigt Abb. 7 im Vergleich mit Abb. 4. Die beiden Szenarien entsprechen sich insgesamt hinsichtlich der Qualität der Anpassung, obwohl im Szenario 2 die ETp um 30% gegenüber den Messwerten gesenkt wurde. Für die Sickerung ergibt sich eine entsprechende Steigerung um ebenfalls ca. 30%.

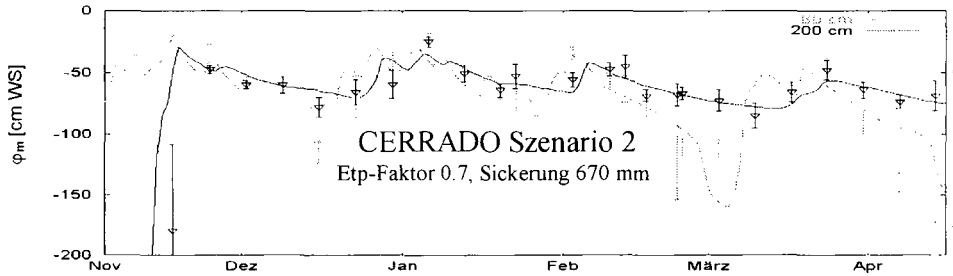


Abb. 7: Modellierte (durchgezogene Linien) und gemessene Matrixpotentiale (Symbole, mit Standardfehler aus 15 Wiederholungen) im Verlauf der Regenzeit unter Cerrado (Szenario 2).

## Schlussfolgerungen

Die Qualität der Vorhersage von Sickerungsraten in den untersuchten Böden der brasilianischen Savanne mit Hilfe des Modells WHNSIM hängt vor allem von der Genauigkeit der ETp-Bestimmung ab. Die Wasserleitfähigkeit beeinflusst die berechneten Sickerungsraten dagegen kaum.

## Dank

Wir bedanken uns bei der DFG, die diese Untersuchung gefördert hat (Ze 154/36-1, -2).

## Literatur

- ELRICK, D. E. and W. D. REYNOLDS (1992): Methods for analyzing constant head well permeameter data. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, 320-323.
- GOEDERT, W. H. (1983): Management of the Cerrado soils in Brazil: a review. *J. Soil Sci.* 34, 405-428.
- HUWE, B. (1992): WHNSIM – Ein Modell zur Simulation des Wasser-, Wärme- und Stickstoffhaushalts von Standorten mit unterschiedlicher Nutzung. [http://www.geo.uni-bayreuth.de/bodenphysik/public\\_.html](http://www.geo.uni-bayreuth.de/bodenphysik/public_.html).
- KRETZSCHMAR, S., J. LILIENFEIN, L. VILELA, S.d.C. LIMA, R. THOMAS und W. WILCKE, Jahrgang der Matrixpotentiale in unterschiedlich genutzten brasilianischen Savannenböden, in diesem Band.
- SCHRÖDTER, H. (1998): Verdunstung, Anwendungsorientierte Meßverfahren und Bestimmungsmethoden. Springer Verlag, Berlin.
- WHITE, I. und M. J. SULLY (1987): Macroscopic and microscopic capillary length and time scales from field infiltration. *Water Resour. Res.* 23, 1514-1522.

## Die ungesättigte Wasserleitfähigkeit von Kapillarsperren

- Messung und Berechnung -

*Bernd Steinert\*, Stefan Melchior\*, Jens Heisterkamp & Günter Miehlich\*\**

### Einleitung

Kapillarsperren werden in Oberflächenabdichtungssystemen von Deponien und Altlasten an Böschungen eingesetzt, um versickerndes Wasser lateral zum Böschungsfuß abzuleiten und zu fassen und somit den Wassereintrag in kontaminierte Bereiche zu unterbinden. *Kapillarsperren* sind geschichtete Systeme aus nicht bindigen Böden. Eine sandige *Kapillarschicht* liegt über einem meist kiesigen *Kapillarblock*. Die *Schichtgrenze* zwischen beiden ist eben ausgebildet und geneigt.

Wasser, das in die Kapillarschicht infiltriert, fließt oberhalb der Schichtgrenze im Porenraum der Kapillarschicht ungesättigt lateral zum Böschungsfuß und nicht der Schwerkraft folgend in den Kapillarblock. Die Wassermenge, die pro Zeit von einer Kapillarsperre lateral abgeleitet werden kann, ohne daß Wasser in den Kapillarblock fließt, wird als *Laterale Dränkapazität* bezeichnet und üblicherweise auf die Hangbreite normiert in  $l/(m \times d)$  angegeben.

Übersteigt die Versickerungsrate aus den Schichten über der Kapillarsperre die Laterale Dränkapazität, sickert also mehr Wasser in die Kapillarschicht als diese lateral abführen kann, fließt ein Teil des Wassers vertikal aus der Kapillarschicht in den Kapillarblock. Die Kapillarsperre ist überlastet, bis die Versickerungsrate wieder die Laterale Dränkapazität unterschreitet.

Kapillarsperren werden seit einigen Jahren intensiv in Kipprinnen im Labor und in Testfeldern untersucht (Melchior 1993, von der Hude et al. 1994, Jelinek 1997, Nyhan et al. 1997, Steinert et al. 1997). Eine Übersicht über bisher durchgeführte Untersuchungen ist in Steinert (1999) zusammengestellt.

Die vorliegenden Ergebnisse stammen aus Untersuchungen am Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg, die im Zuge eines BMBF-Forschungsvorhabens (Steinert et al. 1997) und im Rahmen von daran angeschlossenen wissenschaftlichen Arbeiten (Heisterkamp 1997 und Steinert 1999) durchgeführt wurden.

### Material und Methoden

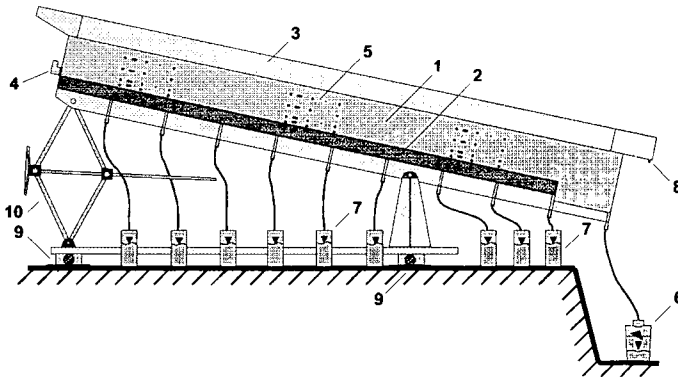
Ein Feinsand, zwei Mittelsande, zwei Grobsande und drei Kiese wurden zu acht Materialkombinationen für die Kapillarschicht und den Kapillarblock zusammengestellt. Die technisch aufbereiteten, handelsüblichen Materialien wurden jeweils auf ihre Korngrößenzusammensetzung, Kornform, Korndichte, Trockendichte, Porenvolumen, Wassergehalts-Wasserspannungs-

\* IGB - Ingenieurbüro für Grundbau, Bodenmechanik und Umwelttechnik, Heinrich-Hertz-Str. 116, 22083 Hamburg, Tel. 040/227000-0

\*\* IfB - Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg, Allende-Platz 2, 20146 Hamburg, Tel. 040/42838-4041

Charakteristik, kapillare Steighöhe, gesättigte und ungesättigte Wasserleitfähigkeit sowie auf die Filterstabilität zueinander untersucht.

Die Untersuchungen wurden in zwei Kipprinnen durchgeführt. In einer 1 m langen, 1 m hohen und 0,2 m breiten, sogenannten 1-m-Kipprinne, wurden die acht Materialkombinationen bei verschiedenen Neigungen der Schichtgrenze getestet, um ihre Laterale Dränkapazität einschätzen zu können<sup>1</sup>. Die Materialkombinationen Mittelsand über Kies 1 mm – 3 mm und Grobsand über Kies 2 mm – 8 mm wurden in einer 10 m langen, 1 m hohen und 0,5 m breiten Kipprinne (vgl. Abbildung 1) intensiv viele Monate lang untersucht, um das Fließverhalten in einer Kapillarsperre beschreiben und die Laterale Dränkapazität bei unterschiedlichen Neigungen bestimmen zu können.



**Abbildung 1:** Die 10-m-Kipprinne bei einer Neigung von 1:5 (schematisch); (1) Kapillarschicht, (2) Kapillarblock, (3) Abdeckung der Oberflächenbewässerung, (4) Stirnwandbewässerung, (5) Bodenphysikalisches Meßfeld, (6) Schichtabflußbehälter, (7) Blockabflußbehälter, (8) Ablauf der Oberflächenabdeckung, (9) Wägezellen, (10) Scherenhubvorrichtung

### Ergebnisse

Die Messungen der Zu- und Abflußraten an den Kipprinnen zeigen, daß bei steigenden Zuflußraten das Wasser bis zum Erreichen der Lateralen Dränkapazität fast vollständig in der Kapillarschicht lateral abfließt. Eine als *Filmfluß* bezeichnete sehr geringe Blockabflußrate, die um zwei bis drei Zehnerpotenzen kleiner ist als die Schichtabflußrate, tritt jedoch bereits bei Zuflußraten unterhalb der Lateralen Dränkapazität auf. Mit dem Überschreiten der Lateralen Dränkapazität treten dann hohe Blockabflüsse auf, die als *Porenfluß* bezeichnet werden.

Die kontinuierliche Messung der Wasserspannung in den Kipprinnen hat ergeben, daß das Wasser in einer Kapillarsperre, auch bei hohen Blockabflußraten ungesättigt fließt.

Die ungesättigte Wasserleitfähigkeit der in den Rinnen verwendeten Sande und Kiese wurde nach folgenden drei verschiedenen Methoden ermittelt und die Ergebnisse miteinander verglichen:

1. Bestimmung der Wassergehalts-Wasserspannungs-Charakteristik im Labor und Berechnung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit nach van Genuchten (1980) mit dem Programm IRET.C.

<sup>1</sup> Eine Bestimmung der Lateralen Dränkapazität in der 1-m-Kipprinne ist aufgrund der Rinnengeometrie und der sehr kurzen Schichtgrenze nicht möglich.

2. Direkte Messung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit mit einem Tension-Infiltrometer.
3. Berechnung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit aus den in der 10-m-Rinne gemessenen Wasserspannungen und Abflüssen.

Den Vergleich der ungesättigten Wasserleitfähigkeit der Materialkombination Grobsand über Kies 2 mm – 8 mm zeigt die Abbildung 2. In der oberen Grafik sind die Mittelwerte der im Labor ermittelten Wassergehalts-Wasserspannungs-Charakteristiken und die daran angepaßten Kurven den in der 10-m-Rinne gemessenen Wassergehalts-Wasserspannungs-Werten gegenübergestellt. Sowohl für den Sand als auch für den Kies zeigt sich eine gute Übereinstimmung der Werte.

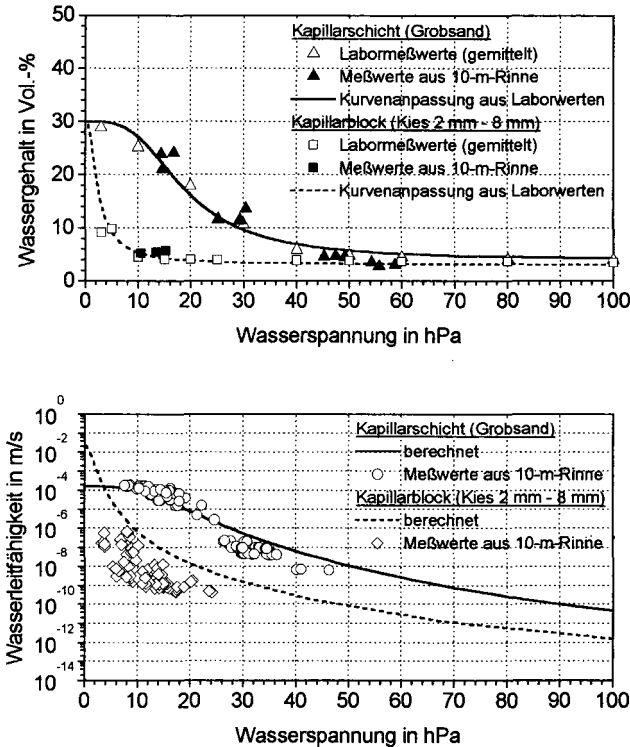


Abbildung 2: Vergleich nach verschiedenen Methoden bestimmte bodenphysikalische Eigenschaften der Materialkombination Grobsand über Kies 2 mm – 8 mm

In der unteren Grafik sind die ungesättigten Wasserleitfähigkeiten, die aus den nach van Genuchten angepaßten Kurven der oberen Grafik berechnet wurden, den in der 10-m-Rinne bestimmten ungesättigten Wasserleitfähigkeiten gegenübergestellt. Die Meßwerte des Tension-Infiltrometers im Grobsand sind nicht dargestellt. Sie entsprechen der berechneten Kurve. Unter

Berücksichtigung einer starken Hysterese des Grobsandes, die im Labor nachgewiesen werden konnte, stimmen die aus Laborwerten berechneten und in der Rinne bestimmten ungesättigten Wasserleitfähigkeiten des Grobsandes gut überein. Bei dem Kies gibt es dagegen keine gute Übereinstimmung. In der Rinne werden sowohl in der Film- als auch in der Porenflußphase wesentlich kleinere ungesättigte Wasserleitfähigkeiten gemessen, als aus den Laborwerten errechnet werden konnten. Die Berechnungsmethode der ungesättigten Wasserleitfähigkeit aus der Wassergehalts-Wasserspannungs-Charakteristik scheint für gut sortierte, technisch aufbereitete Kiese nicht geeignet zu sein. Die Abweichungen können nicht allein auf Hysterese zurückgeführt werden.

### Fazit

Kapillarsperren können so dimensioniert werden, daß sie in der Lage sind, versickerndes Wasser an einer Böschung lateral zum Hangfuß abzuleiten. Wasser fließt dabei ausschließlich ungesättigt. Das Maß für die Leistungsfähigkeit der Kapillarsperre ist die Laterale Dränkapazität. Unterhalb der Lateralen Dränkapazität tritt ein sehr geringer Filmfluß in den Kapillarblock auf, der um zwei bis drei Zehnerpotenzen kleiner ist als der laterale Kapillarschichtabfluß.

Die Laterale Dränkapazität läßt sich in der 10-m-Kippinne sehr gut bestimmen. Kapillarsperren können auf der Grundlage dieser Daten für die Böschung einer Deponie oder Altlast dimensioniert werden. Die aus im Labor bestimmten Wassergehalts-Wasserspannungs-Charakteristiken berechneten ungesättigten Wasserleitfähigkeiten des Kapillarblockmaterials stimmen dagegen so schlecht mit den tatsächlich in der Rinne ermittelten Werten überein, daß die Modellierung der Leistungsfähigkeit einer Kapillarsperre auf der Grundlage solcher Daten derzeit nicht möglich ist.

### Literatur

- HEISTERKAMP, J. (1996): Die Bedeutung von Stoffausfällungen für die Wirksamkeit von Kapillarsperren. Diplomarbeit im Fachbereich Geowissenschaften der Universität Hamburg, 95 S. + Anhang.
- JELINEK, D. (1997): Die Kapillarsperre als Oberflächenbarriere für Deponien und Altlasten – Langzeitstudien und praktische Erfahrungen in Feldversuchen. Dissertation am Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der Technischen Hochschule Darmstadt. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft der THD, 97, 141 S. + Anhang.
- MELCHIOR, S. (1993): Wasserhaushalt und Wirksamkeit mehrschichtiger Abdecksysteme für Deponien und Altlasten. Dissertation am Fachbereich Geowissenschaften der Universität Hamburg. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, 22, Hamburg, 330 S.
- NYHAN, J.W., T.G. SCHOEFIELD & R.H. STRAMER (1997): A Water Study of Four Landfill Cover Designs Varying in Slope for Semiarid Regions. *Journal of Environmental Quality*, 26, 1385-1392.
- STEINERT, B., S. MELCHIOR, K. BURGER, K. BERGER, M. TÜRK & G. MIEHLICH (1997): Dimensionierung von Kapillarsperren zur Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten. *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten*, 32, 362 S. + Anhang.
- STEINERT, B. (1999): Kapillarsperren für die Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten – Bodenphysikalische Grundlagen und Kippinnenuntersuchungen. Dissertation am Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg. *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten*, 45, 250 S. + Anhang.
- VAN GENUCHTEN, T. (1980): A Closed-Form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44, 892-898.
- VON DER HUDE, N., D. JELINEK & M. KÄMPF (1994): Kapillarsperrensysteme für die Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten. In: EGLOFFSTEIN, T. & G. BURKHARDT (HRSG.): *Oberflächenabdichtungssysteme für Deponien und Altlasten*. Seminar des VDI-Bildungswerkes am 12.-13.09.1994 in Karlsruhe. *Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe*, 34, 125-157.



# NMR-Messungen an Bodenmaterialien bei unterschiedlichen pF-Stufen

von

Heiner Stoffregen\*, Wolfgang Debschütz\*\*, Gerd Wessolek\*, Ugur Yaramanci\*\*

## **Einleitung.**

Aus dem Abklingverhalten des NMR-Signals in Böden können Informationen über den Wassergehalt sowie die Porengrößenverteilung abgeleitet werden. Dabei hängt die Amplitude des Signals vom Wassergehalt, der zeitliche Verlauf von der Porengrößenverteilung der wassergefüllten Poren ab. An 8 unterschiedlichen Bodenmaterialien wurden die Möglichkeiten der NMR-Methode zur Ermittlung bodenhydraulischer Kennwerte untersucht.

## **Theorie.**

Der zeitliche Verlauf des NMR-Signals wird durch die Relaxation des Wasserstoffs im freien Porenraum und im Kontakt mit der Festphase bestimmt. Im Boden überwiegt dabei die Relaxation an der Festphase, die Dauer der Relaxation wird im wesentlichen vom Porendurchmesser (genauer dem Verhältnis von Porenoberfläche zu Porenvolumen) bestimmt. Die Messungen erfolgten in einem Magnetfeld von 0.05 T, die Larmor-Frequenz der Protonen liegt dann bei 2 MHz. Die longitudinale Relaxationszeit  $T_1$  des freien Wassers betrug 3 000 ms.

Der zeitliche Verlauf der longitudinalen NMR-Relaxation (inversion recovery curve) für unterschiedliche  $T_1$ -Zeiten ist in Abb. 1 dargestellt. Die Kurven können durch eine Exponentialfunktion bzw. eine Summe von Exponentialfunktionen dargestellt werden:

$$\text{NMR - Signal: } A_0 \left[ \Theta_a \left( 1 - 2 \exp \left( - \frac{t}{T_1^a} \right) \right) + \Theta_b \left( 1 - 2 \exp \left( - \frac{t}{T_1^b} \right) \right) + \dots \right] \quad \text{Gl. 1}$$

$A_0$ : Amplitude zur Zeit  $t = 0$  bzw.  $t = \infty$ ;  $T_1^a, T_1^b, \dots$ :  $T_1$ -Zeiten;  $\Theta_a, \Theta_b, \dots$ : Anteile der  $T_1$ -Zeiten, ( $\sum \Theta = 1$ )

$A_0$  ist die Anfangsamplitude des Signals. Zur besseren Vergleichbarkeit unterschiedlicher Experimente wird das Meßsignal häufig normiert (durch  $A_0$  geteilt), so dass das Signal zwischen -1 und +1 verläuft. Eine Summe von Exponentialfunktionen ergibt sich, wenn für Wasser unterschiedliche Relaxationszeiten in der untersuchten Probe vorkommen, wie es im Boden der Fall ist. Wasser in feinen Poren relaxiert schnell, in großen Poren langsam. Abb. 1 (linke Seite) zeigt die Funktionen aus Gl. 1 für verschiedene  $T_1$ -Zeiten sowie eine Summe unterschiedlicher  $T_1$  Zeiten. Die einzelnen Kurven können deutlich unterschieden werden. Durch die Faktoren  $\Theta_a, \Theta_b, \dots$  werden die Häufigkeiten der einzelnen Relaxationszeiten bestimmt.

\* Institut für Ökologie TU Berlin, heiner.stoffregen@tu-berlin.de

\*\* Institut für Angewandte Geowissenschaften II, FG Angewandte Geophysik TU-Berlin

## Versuchsdurchführung.

Es wurden an 8 unterschiedlichen, gestörten Bodenmaterialien NMR und pF-Daten gemessen. Für 5 Materialien wurden die Messungen an derselben Probe durchgeführt, für drei Materialien die pF-Daten an Parallelproben ermittelt. Die Messzylinder waren aus Kunststoff, 4 cm hoch und hatten ein Volumen von 50 cm<sup>3</sup>. Mit Ausnahme des Lehms und Tons wurden die Proben auf keramischen Platten bzw. im Drucktopf entwässert und nach jeder Entwässerungsstufe die NMR-Relaxationszeit gemessen. Bei dem Lehm und dem Ton war dieses Verfahren aufgrund der langen Entwässerungszeiten nicht praktikabel, die Proben wurden über die Atmosphäre ausgetrocknet und die pF-Daten an niedrigeren Parallelproben bestimmt. Tab. 1 zeigt pF-Daten der untersuchten Materialien. Es wurde versucht, zunächst ein möglichst breites Spektrum an Bodenmaterialien zu untersuchen.

**Tab. 1:** Die pF-Daten der untersuchten Materialien (Wassergehalte in Vol.%)

Material	GPV [%]	Wasserspannung [pF-Stufen]							Anzahl
		1.5	1.8	2.0	3.0	3.5	4.2	5.0	
Sand (S)	37	<b>25.6</b>	<b>15.1</b>	<b>3.4</b>					3
Löß (IU)	38	36.0	35.1	34.4	<b>31.2</b>	<b>13.2</b>	<b>9.4</b>		3
Moorgley* (fS)	39	28	27	17	8				1
Niedermoor (nHa)		81.2	75.5	68.0	48.8	42.6	21.5		1
Lehm* (uL)	36			34.7	33.7	32.2	26.7	17.2	3
Ton* (T)					43.3	<b>42.3</b>	<b>31.0</b>	<b>21.5</b>	<b>3</b>
Mischungen Sand-Bentonit									
1:1	49	34.9	33.4	30.5	28.6	25.0	21.6	-	1
2:1	49	39.8	36.5	33.2	31.1	23.4	20.0	-	1

\*: pF-Daten und NMR an Parallelproben bestimmt

## Ergebnisse.

Abb. 1 zeigt das NMR-Signal von 4 untersuchten Materialien (Ton proktorverdichtet, ca. 3 1.0, 3.2, 10, 32, 100 und 320 ms angepasst. Abb. 2 vergleicht die Häufigkeiten der T<sub>1</sub>-Zeiten mit den Wasserverlusten zwischen den pF-Stufen. Es zeigt sich eine qualitative Übereinstimmung. Aufgrund der weiten Diskretisierung mit wenigen T<sub>1</sub>-Zeiten ist die Auflösung der NMR-Messung allerdings recht grob. Eine engere Diskretisierung mit T<sub>1</sub> Zeiten von 1.0, 1.8, 3.2, 5.6, 10, 18, 32, 56, 100 und 180 ms führt zwar zu einer scheinbar höheren Auflösung, aber die Anteile der einzelnen T<sub>1</sub>-Zeiten können nur ungenau bestimmt werden. Abb. 4 zeigt die Anpassung an das NMR-Signale für den Löß, wenn je 10% des Wassers (=3.6 Vol% bei einem Gesamtwassergehalt von 36 Vol%) von T<sub>1</sub>=10 ms in die benachbarten T<sub>1</sub>-Klassen (3.2 und 32 ms bei grober bzw. 5.6 und 56 ms bei feiner Diskretisierung) verschoben werden. Nur für die grobe Parametrisierung ergibt sich ein Unterschied zwischen den Meßdaten und den veränderten Anpassungen, d.h. die Sensitivität ist bei enger Diskretisierung zu gering. Bei zunehmender Austrocknung werden die Relaxationszeiten der Materialien erwartungsgemäß immer kürzer und die Amplitude des Signals nimmt ab. Dabei verschwinden die Anteile in den Klassen höherer T<sub>1</sub>-Zeiten, allerdings kommt es zu einem Ansteigen der Häufigkeiten der kurzen T<sub>1</sub>-Zeiten (s. Abb. 5). Die Wassergehalte der Proben können durch NMR mit hoher Genauigkeit bestimmt werden (Abb.6). Für den Löß und den Sand beträgt die Standardabweichung bei gemeinsamer Anpassung nur 0.005 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>. Für Materialien mit hohem Anteil an fest gebundenem Wasser müssen allerdings Korrekturfaktoren eingeführt werden, da fest gebundenes Wasser nicht zum NMR-Signal beiträgt.

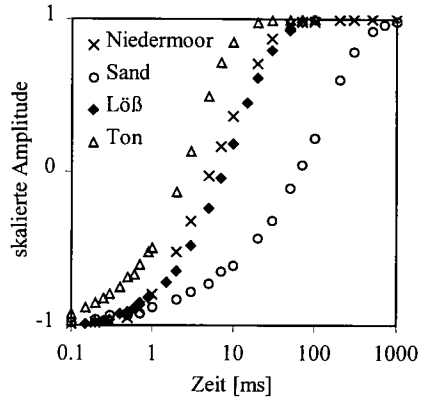
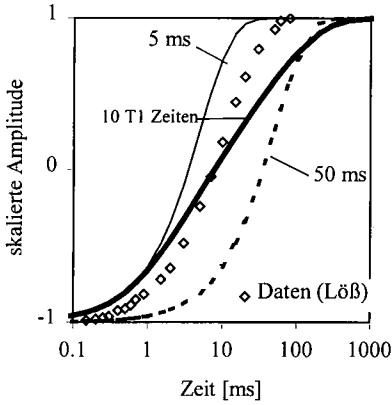


Abb. 1: NMR-Signale mit unterschiedlichen  $T_1$ -Zeiten (links, s. Gl. 1) sowie die Messergebnisse unterschiedlicher, aufgesättigter Bodenmaterialien (rechts).

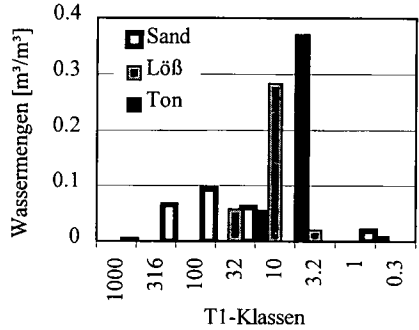
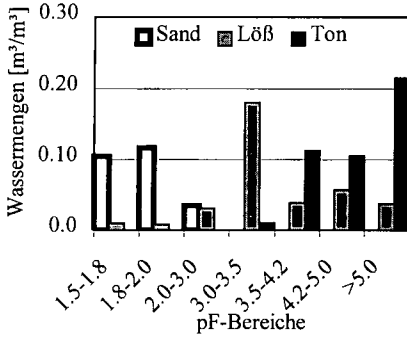


Abb. 2: Vergleich der Wasserverluste in den pF-Stufen (li.) mit dem Anteilen in den  $T_1$ -Klassen (re.)

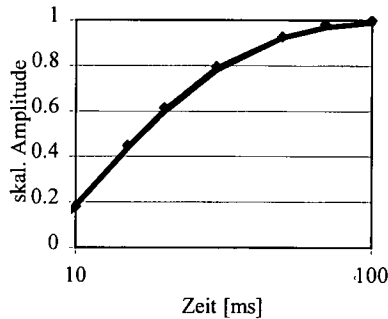
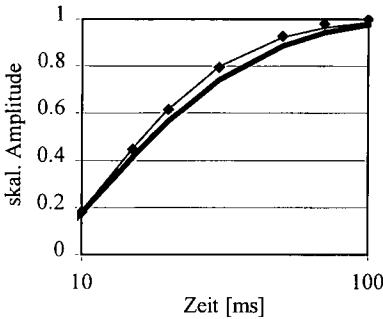
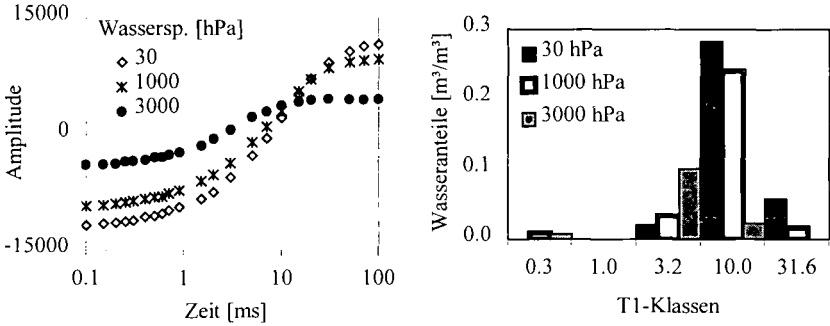
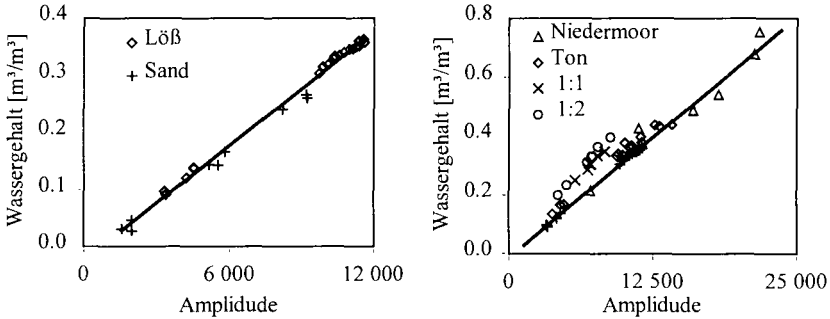


Abb. 3: Sensitivität der Anpassung bei Verschiebung von Wasser zwischen den  $T_1$ -Klassen (s. Text). Bei enger Diskretisierung (rechts) wirkt sich eine Verschiebung von 3.6% kaum aus, bei weiterer Diskretisierung (links) weicht die veränderte Kurve (dicke Linie) von der optimalen Anpassung (dünne Linie) ab.



**Abb. 4:** Das NMR-Signal des Löß bei der Austrocknung bei unterschiedlichen Wasserspannungen (rechts) und die aus der Anpassung berechneten Wasseranteile in den einzelnen  $T_1$ -Klassen (links).



**Abb. 5:** Zusammenhang zwischen Wassergehalt und Amplitude des NMR-Signals. Sand und Löß (rechts) können mit einer gemeinsamen linearen Funktion gut angepasst werden (rechts), für den Ton und die Bentonit-Sand-Gemische ergeben sich verschobene Kurven (links)

### Schlußfolgerungen.

- Aus den NMR-Daten kann der Wassergehalt und die Porengrößenverteilung der wasser-gefüllten Poren abgeleitet werden.
- Der Wassergehalt kann aus der Anfangsamplitude des Signals mit hoher Genauigkeit gemessen werden.
- Die Messgenauigkeit der Porengrößenverteilung der wasser-gefüllten Poren aus der Anpassung der  $T_1$ -Klassen ist im Vergleich zur herkömmlichen Messung der pF-Daten begrenzt.

### Ausblick.

Der Einsatz der Labor-NMR-Technik in der Bodenphysik erscheint begrenzt, interessante Möglichkeiten ergeben sich allerdings für Feldmessungen (Oberflächen-NMR, Bohrloch-NMR) sowie dem Einsatz von Tomographen. Für deren Anwendung bzw. Auswertung werden weitere Daten des Labor-NMR für unterschiedliche Bodenproben benötigt.

## Schätzung von Parametern kinetischer Sorptionsmodelle aus Sorptions-Desorptions-Isothermen

Thilo Streck\*

### Einleitung

Bei der Bestimmung von Sorptionsisothermen wird im allgemeinen davon ausgegangen, daß sich der Gleichgewichtszustand im Boden innerhalb von 24–48 h einstellt. Laborexperimente haben jedoch gezeigt, daß sich, vor allem bei organischen Chemikalien, der Sorptionsprozeß oft in zwei Stufen unterteilen läßt: Nach einer schnellen Anfangssorption erfolgt eine langsame Annäherung an das Gleichgewicht, die Tage, Wochen oder sogar Monate dauern kann (Ball und Roberts, 1991). Die langsame Sorption ist vermutlich auf Diffusion der Chemikalien in die organische Substanz zurückzuführen (Brusseau et al., 1991). In Verlagerungssimulationen hat eine Vernachlässigung der Sorptionskinetik zur Folge, daß die Peakspreizung unterschätzt wird. Andererseits führt eine verfrühte Gleichgewichtsannahme bei der Messung von Sorptionsisothermen zu einer Überschätzung der mittleren Verlagerung, da der Verteilungskoeffizient unterschätzt wird.

Im ursprünglichen Sinne bezeichnet der Begriff der Sorptionsisotherme die Verteilung eines Stoffes auf feste und gelöste Phase im Gleichgewicht. In der neueren Literatur wird der Begriff aber auch dann verwendet, wenn sich das System nicht im Gleichgewicht befindet. Sorptionsisothermen werden üblicherweise in Schüttelversuchen bestimmt. Mit solchen Experimenten läßt sich nicht nur die Sorption, sondern auch die Desorption untersuchen. Die graphische Darstellung der gemessenen Verteilungen zwischen fester und gelöster Phase ergibt dann eine Sorptions-Desorptions(SD)-Isotherme. Es ist anzunehmen, daß die häufig beobachteten Abweichungen zwischen den gemessenen Verteilungen nach Sorption beziehungsweise Desorption (Sorptionshysterese) oftmals kinetisch bedingt sind (Altfelder et al., 1999ab). In diesem Fall können SD-Isothermen zur Schätzung von Parametern kinetischer Modelle verwendet werden. Das hier vorgestellte Verfahren ist eine Alternative zur Schätzung von Sorptionsparametern aus Durchbruchkurven. Deren Messung mittels Perkolationsexperimenten ist relativ aufwendig. Die Eignung von Perkolationsexperimenten für die Schätzung von Sorptionsparametern muß zudem in bestimmten Fällen als zweifelhaft angesehen werden (Altfelder et al., eingereicht).

### Modellierung und Parameterschätzung

Das hier verwendete zweistufige Sorptionsmodell beruht auf der Annahme, daß sich der Sorbent in zwei Regionen unterteilen läßt, Region 1 und Region 2. Der Gesamtgehalt eines sorbierten Stoffes,  $S$  ( $\text{mg kg}^{-1}$ ), ist dann:

$$S = fS_1 + (1 - f)S_2 \quad (1)$$

wobei  $f$  für den Anteil der Sorptionsplätze in Region 1 steht. In dieser Region wird Gleichgewicht zwischen der Festphasenkonzentration  $S_1$  und der Lösungskonzentration  $C$  ( $\text{mg L}^{-1}$ ) angenommen:

$$S_1 = kC^m \quad (2)$$

\*Institut für Geoökologie, TU Carolo-Wilhelmina, Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig

Tabelle 1: Ergebnisse der Parameterschätzung für die Sorption der Herbizide Simazin und Chlortoluron in zwei Sandböden. Aus Streck et al. (1995) und Streck und Richter (1999).

	Parameter	Schätzwert	t-Wert	Korrelationsmatrix			
				$\alpha$	$f$	$k$	$m$
Simazin, 25°C IS, 0.6% C <sub>org</sub>	$\alpha, d^{-1}$	0.145	5.4	1.00			
	$f$	0.508	30.5	-0.07	1.00		
	$k, mg^{1-m} L^m kg^{-1}$	0.620	12.9	-0.54	-0.68	1.00	
	$m$	0.868	62.5	0.05	-0.70	0.74	1.00
Chlortoluron, 3°C IS, 1.0% C <sub>org</sub>	$\alpha, d^{-1}$	0.138	10.8	1.00			
	$f$	0.540	37.8	-0.55	1.00		
	$k, mg^{1-m} L^m kg^{-1}$	3.559	27.8	-0.38	-0.44	1.00	
	$m$	0.827	68.2	-0.03	-0.64	0.88	1.00

Die Parameter  $k$  und  $m$  werden als Freundlich-Koeffizient beziehungsweise -Exponent bezeichnet. Für den Übergang von Region 1 nach Region 2 wird ein einfacher Massentransfer-Ansatz verwendet:

$$(1 - f) \frac{\partial S_2}{\partial t} = \alpha(S_1 - S_2) \tag{3}$$

wobei  $\alpha$  ( $d^{-1}$ ) ein Ratenkoeffizient ist. Durch Kombination mit einer geeigneten Massenbilanzgleichung sind Gl. (1-3) auf Sorptionsprozesse in Schüttelversuchen, durch Kombination mit der Konvektions-Dispersions-Gleichung auf Sorptions- und Verlagerungsprozesse im Feld anwendbar.

Die Modellierung von im Labor beobachteten Sorptions- und Desorptions-Prozessen mittels Gl. (1-3) erlaubt die unabhängige Bestimmung von Sorptionsparametern für die Simulation der Verlagerung im Feld. Das für die Schätzung verwendete Computer-Programm FITHYST, das noch andere Modellvarianten enthält und auch die Auswertung andersartiger Sorptions-Desorptions-Experimente erlaubt, wird vom Autor gern zur Verfügung gestellt (Quelltext in C; Mac- und DOS-Versionen verfügbar). Zur Parameterschätzung wird der Levenberg-Marquardt-Algorithmus eingesetzt. In Tab. 1 sind beispielhaft die Ergebnisse der Parameterschätzung für die Sorption und Desorption von Simazin und Chlortoluron in zwei Sandböden dargestellt. Abb. 1 zeigt die gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und angepaßten SD-Isothermen.

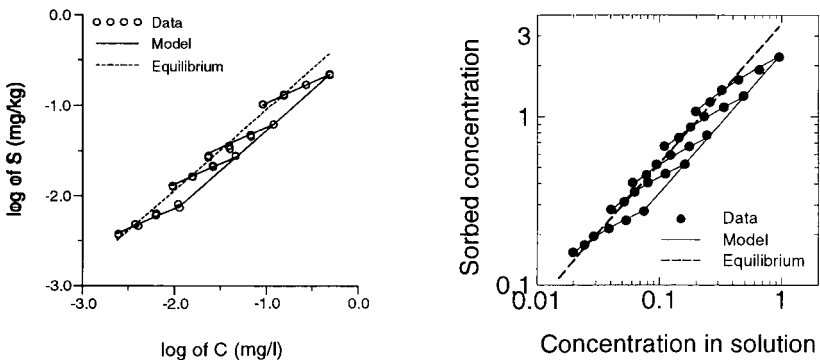


Abbildung 1: Sorptions-Desorptions-Isothermen mit Modellanpassungen. Aus Streck et al. (1995) und Streck und Richter (1999).

## Anwendungen

Das oben vorgeschlagene Verfahren wurde anhand von zwei Datensätzen getestet. Poletika et al. (1995) führten ein Experiment zur Verlagerung des Herbizides Simazin in einem Feldlysimeter ( $0.64 \text{ m}^2$ ) mit ungestörtem, ungesättigtem Boden durch. Das Experiment wurde nach 10 Tagen beendet. Zander et al. (1999) untersuchten 33, 61 und 136 Tage nach praxisüblicher Applikation die Verlagerung des Herbizides Chlortoluron an jeweils 30 Punkten eines  $0.86\text{-ha}$ -Rasters. Von beiden Gruppen wurden außerdem Verlagerungsexperimente mit Bromid durchgeführt und SD-Isothermen gemessen.

Alle für die Modellierung der Verlagerung benötigten Parameter wurden unabhängig bestimmt: die Transportparameter anhand der Bromid-Daten, die Sorptionsparameter durch Auswertung der SD-Isothermen (Tab. 1, Abb. 1). Während der Abbau von Simazin vernachlässigbar war, lagen für Chlortoluron Laboraten vor, die eine unabhängige Schätzung auch der Abbauparameter ermöglichten. Bei der ersten Probenahme wurde etwa 1% des applizierten Chlortolurons in der untersten beprobten Bodenschicht, direkt oberhalb der Pflugsohle, gefunden. Der Transport entlang präferentieller Fließpfade, der als Hauptursache für die Grundwasserbelastung durch Herbizide angesehen wird, wurde im Modell jedoch nicht berücksichtigt, da eine Modellierung ohne Kalibration derzeit nicht möglich ist.

Die Ergebnisse sind in Abb. 2 und 3 dargestellt. Bei Verwendung der 24-h-Isothermen wird die Verlagerung beider Herbizide überschätzt. Durch die Simulationen mit den „wahren“ Sorptionsisothermen, die sich aus der Anpassung des kinetischen Modelles ergeben, wird die Position der Peaks annähernd zutreffend dargestellt. Die Peakspreizung wird jedoch deutlich unterschätzt. Die Berücksichtigung der Sorptionskinetik führt beim Lysimeter-Experiment zu einer sehr guten Übereinstimmung zwischen simulierten und gemessenen Konzentrationsprofilen. Beim Feldmaßstabexperiment ist dagegen nur eine geringfügige Auswirkung auf das simulierte Profil zu erkennen. Die Abweichung zwischen simulierter und beobachteter Peakspreizung ist vermutlich zu einem guten Teil auf den Unterschied in den Zeitmaßstäben von Labor- und Feldexperiment zurückzuführen. Wenn die Kinetik der Sorption tatsächlich diffusionsbedingt ist, ist zu erwarten, daß der Ratenparameter  $\alpha$  zeitabhängig ist. Ausgehend von der Annahme freier Diffusion wurde deshalb eine einfache Gleichung abgeleitet, die die Umrechnung eines in einem Kurzzeit( $t_1$ )-Experiment ermittelten Ratenkoeffizienten ( $\alpha_1$ ) auf unterschiedliche Zeiten  $t_2$  erlaubt (Streck und Richter, 1999):

$$\alpha_2 = \alpha_1 \sqrt{t_1/t_2} \quad (4)$$

Durch eine solche Hochskalierung des Ratenkoeffizienten wird die Übereinstimmung zwischen simulierten und beobachteten Konzentrationsprofilen deutlich verbessert (Abb. 3). Außer für gleichgewichtsnahen Situationen, auf die Gl. (4) infolge der vereinfachten Geometrie nicht angewendet werden sollte, stimmt diese Gleichung gut mit den numerischen Ergebnissen von Young und Ball (1995) überein, die für ein aus Kugeln bestehendes poröses Medium erzielt wurden.

Literatur: ALTFELDER, S., T. STRECK, M.A. MARAQA und T.C. VOICE. Nonequilibrium sorption of dimethylphthalate in soil - Compatibility of batch and column techniques (eingereicht). ALTFELDER, S., T. STRECK und J. RICHTER (1999a). Effect of air-drying on sorption kinetics of the herbicide chlortoluron in soil. *J. Environ. Qual.* 28, 1154-1161. ALTFELDER, S., T. STRECK und J. RICHTER (1999b). Nonsingular behavior of organic compounds in sorption-desorption experiments: The role of slow sorption kinetics. *J. Environ. Qual.*, angenommen. BALL, W.P. und P.V. ROBERTS (1991). Long-term sorption of halogenated organic chemicals by aquifer material. 1. Equilibrium. *Environ. Sci. Technol.* 25, 1223-1237. BRUSSEAU, M.L., R.E. JESSUP und P.S.C. RAO (1991). Nonequilibrium sorption of organic chemicals: Elucidation of rate-limiting processes. *Environ. Sci. Technol.* 25, 134-142. POLETIKA, N.N., W.A. JURY und M.V. YATES (1995). Transport of bromide, simazine, and MS-2 coliphage in a lysimeter containing undisturbed, unsaturated soil. *Water Resour. Res.* 31, 801-810. STRECK, T., N.N. POLETIKA, W.A. JURY und W.J. FARMER (1995). Description of simazine transport with rate-limited, two-stage, linear and nonlinear sorption. *Water Resour. Res.* 31, 811-822. STRECK, T. und J. RICHTER (1999). Field-scale study of chlortoluron movement in a sandy soil over winter. II. Modeling. *J. Environ. Qual.*, im Druck. YOUNG, D.F. und W.P. BALL (1995). Effects of column conditions on the first-order rate modeling of nonequilibrium solute breakthrough. *Water Resour. Res.* 31, 2181-2192. ZANDER, C., T. STRECK, T. KUMKE, S. ALTFELDER und J. RICHTER (1999). Field-scale study of chlortoluron movement in a sandy soil over winter. I. Experiments. *J. Environ. Qual.*, im Druck.

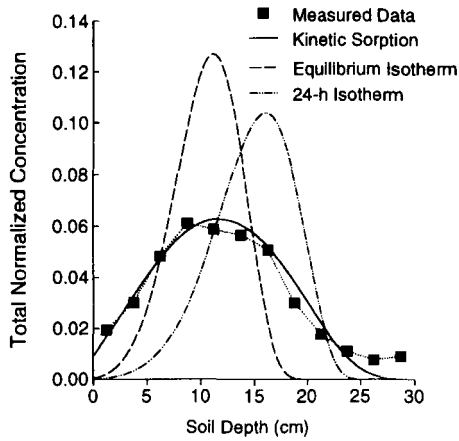


Abbildung 2: Gemessene (Symbole) und simulierte Verlagerung von Simazin in einem Felddysimeter. Aus Streck et al. (1995), verändert.

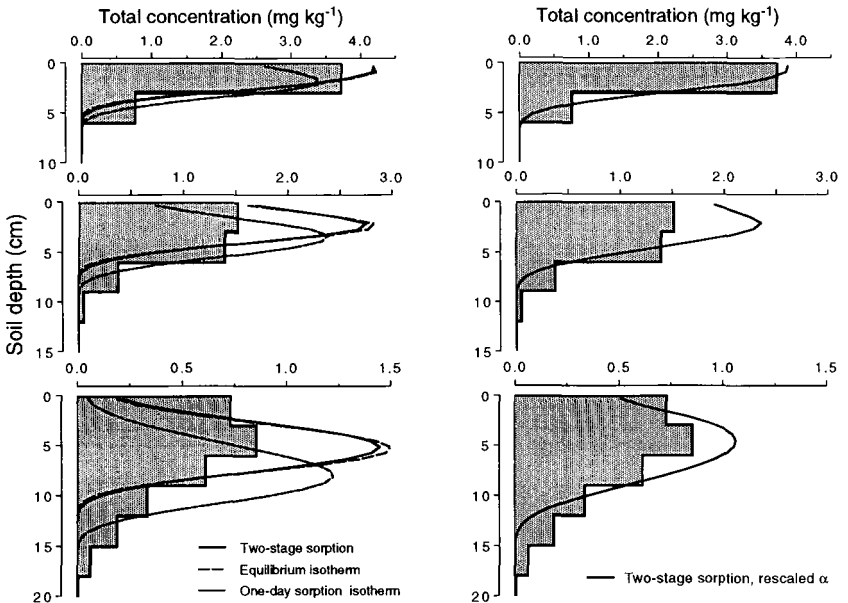


Abbildung 3: Gemessene (Balken) und simulierte Verlagerung von Chlortoluron im Feldmaßstab 33 (oben), 61 (Mitte) und 136 Tage (unten) nach Applikation. Aus Streck und Richter (1999).



# Hydraulische Untersuchungen zum mehrdimensionalen Stofftransport

Tigges, U, Gräsele, W., Horn, R.

## 1 Einführung

Transportprozesse in Böden haben eine große Bedeutung innerhalb verschiedener Umweltprobleme, wie z.B. die Verunreinigung des Grundwassers durch Eintrag von Nitrat und Pflanzenschutzmitteln. In diesem Zusammenhang gilt dem Stofftransport in Böden in Hanglage besonderes Interesse, da bei agrarwirtschaftlichen Betrachtungen häufig von einer eindimensionalen vertikalen Wasserbewegung ausgegangen wird, diese aber durch die Überlagerung der Gravitationspotentiale durch im Raum wirksame Matrixpotentiale bzw. durch geogene Schichtung nicht mehr vorliegt. Vielmehr ist zumindest teilweise mit einem mehrdimensionalen Fluß zu rechnen, wodurch eine Umverteilung von Düngemitteln und Pestiziden innerhalb eines landwirtschaftlich genutzten Systems wie auch ein Austrag in angrenzende Ökosysteme zu erwarten wäre.

## 2 Theoretischer Hintergrund

Der mehrdimensionale Wasserfluß in porösen Medien wird nach Darcy beschrieben:

$$\begin{pmatrix} q_x \\ q_y \\ q_z \end{pmatrix} = - \begin{pmatrix} k_{11} & k_{12} & k_{13} \\ k_{12} & k_{22} & k_{23} \\ k_{13} & k_{23} & k_{33} \end{pmatrix} \begin{pmatrix} \frac{\partial h_x}{\partial x} \\ \frac{\partial h_y}{\partial y} \\ \frac{\partial h_z}{\partial z} \end{pmatrix}$$

Der Vektor der Flußrate wird also vom Tensor der Leitfähigkeit wie auch vom hydraulischen Potentialgradienten bestimmt. Bei isotropen Medien reduziert sich der Leitfähigkeitstensor auf ein Skalar, d.h. der Vektor der Flußrate und der Gradient verlaufen parallel. Bei anisotropen Medien wird der Vektor der Flußrate in Richtung der höchsten Leitfähigkeit abgelenkt. In vielen Simulationen wird ein isotropes Medium vorausgesetzt, obwohl zahlreiche Autoren von Anisotropien berichten (Bouma, 1982; Topp und Sattlecker, 1983; Wang et al., 1985a; Wang et al., 1985b; Kanwar et al., 1989; Stormont, 1995). Verstärkte Aufmerksamkeit sollte dem ungesättigten Bereich gelten, da mit einer Zunahme der Anisotropie der hydraulischen Leitfähigkeit bei zunehmender Austrocknung zu rechnen ist (McCord et al., 1991).

## 3 Untersuchungsgebiet und Methoden

Die Untersuchungen wurden im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 192 auf dem Versuchsgut Hohenschulen durchgeführt. Es handelt sich um Endmoränenzüge der Weichseleiszeit, die in der Hauptsache eine Abfolge von Geschiebelehm mit überlagerndem Geschiebedecksand und dem Pflughorizont darstellen. Im Jahr 1998 wurden an zwei Hängen Wasserspannungsmessungen mit Feldtensiometern durchgeführt und zwar jeweils an 5 Standorten mit je 6 Tiefen (25cm, 50cm, 75cm,

100cm, 125cm, 150cm) und 3 Parallelen, die in einer Linie parallel zur Hangneigung angeordnet waren. Aus diesen zeitlich und räumlich gut aufgelösten Matrixpotentialen wurden durch Einbeziehung der Gravitationspotentiale die hydraulischen Potentiale berechnet, aus denen wiederum die hydraulischen Gradienten berechnet wurden. Weiterhin wurden an diesen Versuchshängen Bodenproben in 3 Richtungen entnommen und zwar vertikal und horizontal bzw. im 45°-Winkel in Richtung der Hangneigung. Aus 4 Horizonten wurden in jeder Richtung jeweils 24 Parallelen entnommen und zwar in 25cm (Pflughorizont), in 30cm (Pflugsohle), in 60cm (Geschiebedecksand) und in 90cm (Geschiebelehm). Die Ermittlung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit erfolgte instationär mittels Haubenpermeameter. Für die Messung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit kommt die Evaporationsmethode zum Einsatz.

#### 4 Ergebnisse und Diskussion

Bei Betrachtung der Häufigkeitsverteilung der Winkel der hydraulischen Potentiale (Abb.1) fällt auf, daß die Maxima im Sommer wie auch im Winter um die Vertikale angeordnet sind. Im Winter überwiegt eine Versickerung senkrecht zur Hangoberfläche, und im Sommer überwiegt eine Verdunstung senkrecht zur Hangoberfläche. Doch im Winter treten häufig von der Vertikalen abweichende Gradientenwinkel auf, was im Sommer kaum zu beobachten ist.

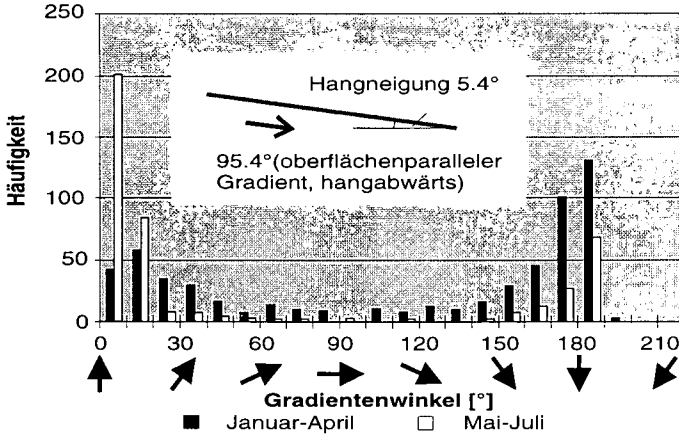


Abb. 1: Häufigkeitsverteilung der Gradientenwinkel des hydraulischen Potentials im Jahr 1998

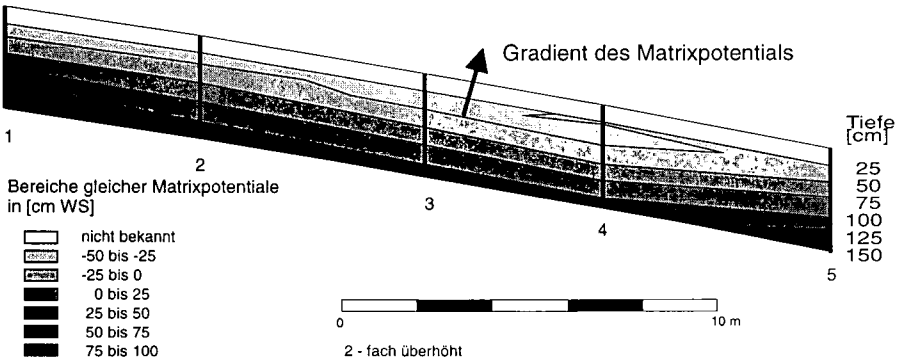


Abb. 2: Isolinen des Matrixpotentials an einem Hang in Hohenschulen am 13. Januar 1998

Einen optischen Eindruck des Verlaufs der Äquipotentiallinien erhält man in Abb.2 und 3, in denen die hydraulischen Potentiale, die am 13. Januar 1998 herrschten, dargestellt sind. Die Isolinien des Matrixpotentials (Abb.2) verlaufen annähernd parallel zur Hangoberfläche, so daß der Gradient des Matrixpotentials senkrecht zur Hangoberfläche ausgerichtet ist. Bei Betrachtung der Isolinien des hydraulischen Potentials (Abb.3) bietet sich ein völlig anderes Bild. Hier verlaufen die Isolinien zumindest in Tiefen ab 50cm nahezu senkrecht zur Hangoberfläche, so daß der Gradient des hydraulischen Potentials in Richtung der Hangneigung verläuft.

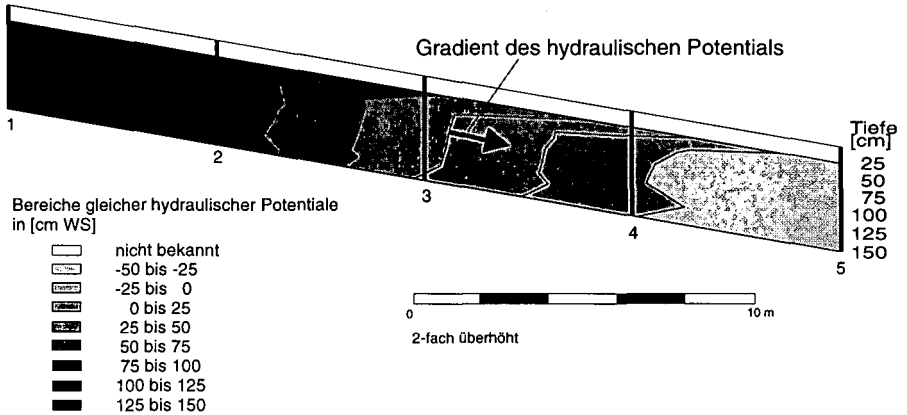


Abb. 3: Isolinien des hydraulischen Potentials an einem Hang in Hohenschulen am 13. Januar 1998

Die gesättigten hydraulischen Leitfähigkeiten der in drei Richtungen entnommenen Stechringproben (Abb.4) zeigen eine große Streuung für die Tiefen 25cm, 30cm und 90cm, nur in der Tiefe 60cm treten signifikante Unterschiede auf, so daß nur hier der Leitfähigkeitstensor berechnet werden konnte. Die verminderte Leitfähigkeit in der Pflugschle (30cm) ist deutlich erkennbar.

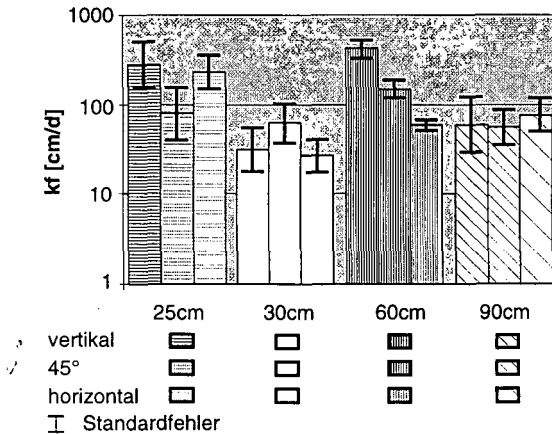


Abb. 4: Geometrische Mittel der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeiten der in 3 Richtungen entnommenen Bodenproben

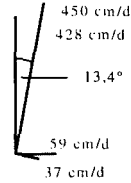
Für den 60cm tiefen Horizont des vorgestellten Hanges sieht die Berechnung des hydraulischen Leitfähigkeitstensors wie folgt aus:

Für das Achsensystem der Messung gilt:

$$K = \begin{pmatrix} 59 & -94 \\ -94 & 428 \end{pmatrix} \text{ [cm d}^{-1}\text{]}$$

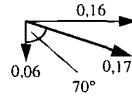
Für das Hauptachsensystem gilt:

$$K = \begin{pmatrix} 37 & 0 \\ 0 & 450 \end{pmatrix} \text{ [cm d}^{-1}\text{]}$$



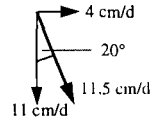
Der hydraulische Gradient in 60cm Tiefe am 13. Januar 1998 ist:

$$\begin{pmatrix} \frac{\partial h_x}{\partial x} \\ \frac{\partial h_y}{\partial y} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 0,16 \\ 0,06 \end{pmatrix}$$



Der daraus berechnete Vektor der Flußrate ist:

$$\begin{pmatrix} q_x \\ q_y \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 4 \\ 11 \end{pmatrix} \text{ [cm d}^{-1}\text{]}$$



Trotz der großen Anisotropie mit deutlich höherer Vertikalkomponente dieses Horizontes ist der Vektor der Flußrate 20° abweichend von der Vertikalen hangabwärts gerichtet, da der hydraulische Gradient fast oberflächenparallel verläuft. Im Winterhalbjahr treten sehr häufig hydraulische Gradienten auf, die von der Vertikalen abweichen, d.h. besonders in dieser Zeit ist mit einem mehrdimensionalen Stofftransport am Hang zu rechnen, zumal in diesem Zeitraum auch die höchsten Sättigungsgrade auftreten, womit eine erhöhte Leitfähigkeit verbunden ist. Durch die Quantifizierung und Bilanzierung des mehrdimensionalen Wasserflusses für gesättigte und ungesättigte Bedingungen soll im weiteren ermittelt werden, ob und wann ein relevanter lateraler Wasserfluß stattfindet.

## 5 Literatur

- Bouma, J. (1982): Measuring the hydraulic conductivity of soil horizons with continuous macropores. Soil sci. Soc. Am. J. 46, 438-441.
- Kanwar, R.S., Rizvi, H.A., Ahmed, M., Horton, R. und Marley, S.J. (1989): Measurement of field-saturated hydraulic conductivity by using Guelph and velocity permeameters, ASAE, Volume 32, p. 1885-1890.
- McCord, J.T., Stephens, D.B. und Wilson, J.L. (1991): Hysteresis and state-dependent anisotropy in modeling unsaturated hillslope hydrologic processes. Water Res. Res. 27, 1501-1518.
- Stormont, J.C. (1995): The effect of constant anisotropy on capillary barrier performance. Water Resources Research 31, 783-785.
- Topp, G.C. und Sattlecker, S. (1983): A rapid measurement of horizontal and vertical components of saturated hydraulic conductivity, ASAE-Pap., Volume 79, ASAE, St. Joseph, MI, p. 2515.
- Wang, C., McKeague, J.A. und Switzer-House, K.D. (1985a): Saturated hydraulic conductivity as an indicator of structural degradation in clayey soils of Ottawa area, Canada. Soil Tillage Res. 5, 19-31.
- Wang, C., McKeague, J.A. und Topp, G.C. (1985b): Comparison of estimated and measured horizontal  $K_{sat}$  values. Can. J. Soil Sci. 65, 707-715.

# Downscaling hydraulischer Eigenschaften zur Schätzung von Transportparametern

Hans-Jörg Vogel<sup>1</sup>, Peter Bastian<sup>2</sup> und Kurt Roth<sup>1</sup>

Am Beispiel eines Ap Horizontes aus Löss wird gezeigt, wie aus der Messung von effektiven hydraulischen Eigenschaften einer Bodensäule (2000 cm<sup>3</sup>) und der röntgentomographischen Messung der Lagerungsdichte innerhalb dieser Bodensäule eine Schätzung der räumlichen Verteilung von hydraulischen Eigenschaften erhalten werden kann. Die Lagerungsdichte wird als Proxy für hydraulische Eigenschaften interpretiert. Damit kann das 3-dimensionale Geschwindigkeitsfeld für den Wasserfluss als Grundlage für eine quantitative Beschreibung des Transports von gelösten Stoffen berechnet werden.

## EINLEITUNG

Die Phänomenologie des Stofftransportes in Böden reflektiert die heterogene Struktur von hydraulischen Eigenschaften — Druck-Sättigungs Beziehung  $\theta(\psi)$  und hydraulische Leitfähigkeitsfunktion  $K(\theta)$  — innerhalb des betrachteten Bodenvolumens. Auf der Skala einer Bodensäule können zwar die effektiven hydraulischen Eigenschaften direkt gemessen werden, die lokalen Eigenschaften innerhalb der Bodensäule sind jedoch aus messtechnischen Gründen nicht direkt zugänglich. Die gemessenen effektiven Größen stellen eine Mittelung dieser lokalen Eigenschaften dar, deren Struktur das Geschwindigkeitsfeld für den Wasserfluss bestimmt. Sind die lokalen Eigenschaften bekannt, kann das 3-dimensionale Geschwindigkeitsfeld für variable Anfangs- und Randbedingungen über die Lösung eines adäquaten Flussgesetzes — z.B. 3D-Richardsgleichung — berechnet und der Transport gelöster Stoffe quantitativ beschrieben werden.

Die Röntgentomographie liefert hochaufgelöste Informationen über die räumliche Verteilung der Lagerungsdichte bzw. der Porosität. Wir interpretieren diese Information als Proxy für hydraulische Eigenschaften, indem wir annehmen, dass sich Gebiete mit gleicher Lagerungsdichte auch in  $\theta(\psi)$  und  $K(\theta)$  entsprechen. Diese Proxyeigenschaft der Lagerungsdichte wird dabei nur für ein gegebenes Bodenmaterial angenommen. Im folgenden wird gezeigt wie aus der Messung der effektiven hydraulischen Parameter einer Bodensäule und einer Messung der subskaligen Struktur der Lagerungsdichte eine Schätzung des hochaufgelösten Parameterfeldes abgeleitet werden kann.

## MESSUNGEN

Die Druck-Sättigungs Beziehung  $\Theta(\psi)$  und die Wasserleitfähigkeitsfunktion  $K(\theta)$  wurden an einer ungestörten Bodensäule (16 cm Durchmesser, 10 cm hoch, Löss-Parabraunerde, Ap Horizont) in einem multistep-outflow Experiment [Van Dam et al., 1994] gemessen (Abb. 4). Anschließend wurde die Bodensäule in wassergesättigtem Zustand mit einem medizinischen Röntgentomographen bei einer Auflösung von 0.5 mm in der Horizontalen und 1.0 mm in der

<sup>1</sup>Institut für Umweltphysik, Universität Heidelberg, Im Neuenheimer Feld 229, 69120 Heidelberg

<sup>2</sup>Interdisziplinäres Zentrum für Wissenschaftliches Rechnen, Universität Heidelberg, Im Neuenheimer Feld 368, 69120 Heidelberg

Vertikalen vollständig aufgenommen<sup>1</sup>. Dabei erhält man eine Messung der Röntgenabsorption für jeden Bildpunkt  $x$ , wobei der gemessene Absorptionskoeffizient  $\mu_x$  abhängig ist von der lokalen Porosität  $\Phi_x$ :

$$\mu_x = [1 - \Phi_x]\mu_s + \Phi_x\mu_w. \quad (1)$$

Der Absorptionskoeffizient für die Festsubstanz  $\mu_s$  wird als konstant angenommen, der für Wasser,  $\mu_w$ , wird direkt aus der Messung in wassergefüllten Grobporen erhalten. Aus der Messung der effektiven Porosität  $\Phi_{\text{eff}}$  und dem mittleren Adsorptionskoeffizienten  $\mu_{\text{eff}}$  für die Gesamtsäule kann  $\mu_s$  mit (1) erhalten werden als  $\mu_s = (\mu_{\text{eff}} - \Phi_{\text{eff}}\mu_w)(1 - \Phi_{\text{eff}})^{-1}$ . Damit kann mit (1) auch die lokale Porosität direkt aus dem Röntgentomogramm berechnet werden.

## SCHÄTZUNG DER LOKALEN PARAMETERVEKTOREN

Die gemessenen effektiven hydraulischen Funktionen  $\Theta(\psi)$  und  $K(\theta)$  werden mit der Parametrisierung nach van Genuchten [1980] beschrieben und als Mittelung der lokalen Eigenschaften aufgefasst:

$$\Theta(\psi) = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = [1 + (\alpha\psi)^n]^{-1+1/n} \quad \text{und} \quad \Theta_{\text{eff}}(\psi) = \sum_i \omega_i \Theta_i(\psi), \quad (2)$$

$$K(\Theta) = K_s \Theta^{0.5} \left\{ 1 - [1 - \Theta^{n/(n-1)}]^{1-1/n} \right\}^2 \quad \text{und} \quad \sqrt{K_{\text{eff}}(\theta)} = \sum_i \omega_i \sqrt{K_i(\theta)} \quad (3)$$

Es werden 48 Dichteklassen betrachtet ( $i \in \{1, 2, \dots, 48\}$ ). Die Wichtungsfaktoren  $\omega_i$  entsprechen den relativen Häufigkeiten der verschiedenen Klassen mit  $\sum_i \omega_i = 1$  und sind aus dem Röntgentomogramm bekannt, genauso wie die Sättigungswassergehalte für die verschiedenen Dichteklassen  $\theta_{s,i} = \Phi_i$ . Der Mittelung (2) liegt die Annahme zugrunde, dass die Druck-Sättigungs-Beziehung einer Dichteklasse unabhängig von ihrer Lage innerhalb der Gesamtstruktur ist. Der gewählte Mittelungsansatz für die Wasserleitfähigkeit (3) geht von einer isotropen Struktur der Leitfähigkeiten aus. Um zu einer vollständigen, mikroskopischen Beschreibung der Hydraulik zu gelangen müssen aus den gemessenen effektiven Parametern  $\theta_{s,\text{eff}}, \theta_{r,\text{eff}}, n_{\text{eff}}, \alpha_{\text{eff}}$  und  $K_{s,\text{eff}}$  sowie den gemessenen lokalen Größen  $\theta_{s,i}$  und  $\omega_i$  die lokalen Parameter  $\theta_{r,i}, n_i, \alpha_i$  und  $K_{s,i}$  für jede Dichteklasse geschätzt werden:

- Der Restwassergehalt kann als Anteil  $c$  am Sättigungswassergehalt aufgefasst werden, wobei dieser Anteil als proportional zur Lagerungsdichte angenommen wird:

$$\theta_{r,i} = \theta_{s,i} c [1 - \theta_{s,i}]. \quad (4)$$

Wir nehmen an, dass mit zunehmender Lagerungsdichte das Verhältnis Oberfläche/Volumen und damit der Anteil von  $\theta_r$  an  $\theta_s$  steigt. Die Konstante  $c$  erhält man durch Einsetzen der effektiv gemessenen Werte von  $\theta_{s,\text{eff}}$  und  $\theta_{r,\text{eff}}$  in (4).

- Der Parameter  $n$  wird mit der Form der Porengrößenverteilung assoziiert, welche als unabhängig von der lokalen Dichte betrachtet wird, also  $n = \text{konstant}$ . Es wird angenommen, dass sich der Porenraum für die verschiedenen Dichten lediglich in der mittleren Porengröße (assoziiert mit Parameter  $\alpha$ ) und in der Breite der Porengrößenverteilung ( $\theta_s - \theta_r$ ) unterscheidet.
- Der Parameter  $\alpha$  kann bei konstantem  $n$  als Mass für die mittlere Porengröße aufgefasst werden, welche mit der Lagerungsdichte variiert. Die dichtespezifischen  $\alpha_i$  wurden entsprechend (2) so angepasst, dass die Summe der gewichteten Druck-Sättigungs-Beziehungen der effektiv gemessenen entspricht.

<sup>1</sup>[www.iup.uni-heidelberg.de/ts/hj/structure.html](http://www.iup.uni-heidelberg.de/ts/hj/structure.html)

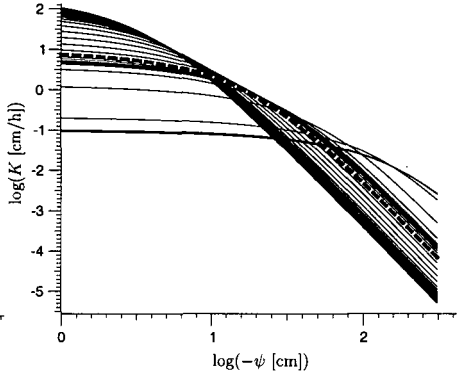
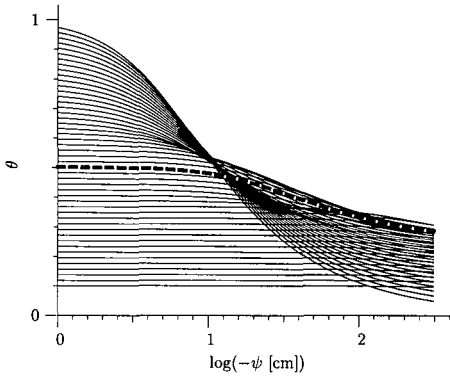
$$\theta_{\text{eff}}(\psi) = \sum_i \omega_i (\theta_{s,i} - \theta_{r,i}) [1 + (\alpha_i \psi)^n]^{-1+1/n} + \theta_{r,i} \quad (5)$$

Zur Berechnung wurde der Levenberg-Marquardt Algorithmus angewandt mit der Bedingung  $\alpha_i > \alpha_{i+1}$ , also abnehmender mittlerer Porengrösse mit zunehmender Dichte.

- Zur Schätzung der gesättigten Wasserleitfähigkeiten  $K_{s,i}$  wurde für jede dichtespezifische Druck-Sättigungs Beziehung ein mittlerer Fließradius  $\hat{r}_i$  auf Grundlage der Young-Laplace Gleichung berechnet,  $\hat{r}_i = 1/\hat{\psi}_i$ , wobei  $\hat{\psi}_i$  als mittlerer Wert für das Wasserpotential so gewählt wurde, dass  $\Theta_i(\hat{\psi}) = 0.5$ . Die gesättigte Wasserleitfähigkeit wurde dann aus der Beziehung  $K \propto r^2$  (Hagen-Poiseuille) geschätzt:

$$K_{s,i} = c \hat{r}_i^2 \quad (6)$$

Dabei wurde die Proportionalitätskonstante  $c$  so gewählt dass  $\sqrt{K_{s,\text{eff}}} = \sqrt{c} \sum_i \omega_i \sqrt{\hat{r}_i^2}$



**Abb. 1:** Dichtespezifische Wassercharakteristiken und effektive Funktion (dick gestrichelt).

**Abb. 2:** Dichtespezifische Leitfähigkeiten und effektive Funktion (dick gestrichelt).

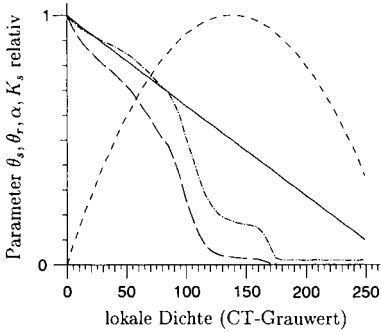
## ERGEBNISSE

Im multistep-outflow Experiment wurden die effektiven Parameter über die Lösung des inversen Problems für die 1D-Richardsgleichung bestimmt:  $\theta_{s,\text{eff}} = 0.503$ ,  $\theta_{r,\text{eff}} = 0.25$ ,  $n_{\text{eff}} = 1.739$ ,  $\alpha_{\text{eff}} = 0.0445 \text{ cm}^{-1}$  und  $K_{s,\text{eff}} = 9.28 \text{ cmh}^{-1}$ . Die Beschreibung der gemessenen Ausflussdaten mit diesem Parametersatz ist nicht befriedigend (Abb. 4), was aber für den hier zu demonstrierenden Ansatz von untergeordneter Bedeutung ist. Die Abbildungen 1 und 2 zeigen die Schar von  $\theta_i(\psi)$ - und  $K_i(\psi)$ -Funktionen für die verschiedenen Dichteklassen. Ihre Summen, entsprechend (2) und (3), ergeben genau die gemessenen effektiven Funktionen. Die Sättigungswassergehalte reichen von 1.0 in den Grobporen bis zu 0.1 in dichten Aggregaten. Die gesättigten Wasserleitfähigkeiten erstrecken sich über einen Bereich von mehr als 3 Grössenordnungen. Abb. 3 zeigt die relativen Werte der verschiedenen Parameter in Abhängigkeit der Lagerungsdichte.

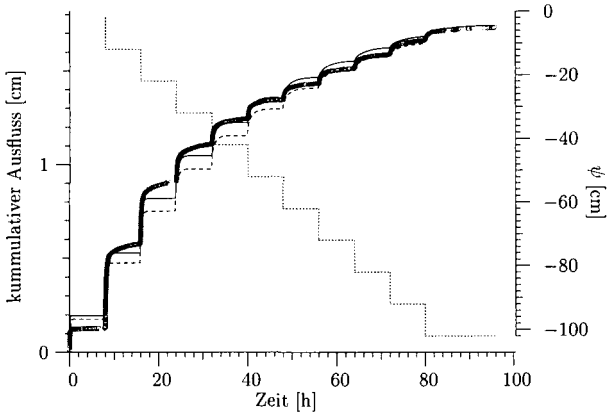
Damit sind die lokalen Eigenschaften innerhalb der Bodensäule bekannt und das multistep-outflow Experiment kann mit den 3-dimensionalen Parameterfeldern nachsimuliert werden. Das Ergebnis zeigt Abb. 4. Die Ausflusskurve deckt sich nicht mit der Lösung der 1D-Richardsgleichung, insbesondere bei den ersten Druckstufen wird der Ausfluss bei der 3D-

gegenüber der 1D-Simulation unterschätzt. Die effektive Wassercharakteristik ist offensichtlich keine einfache Mittelung der lokalen Eigenschaften entsprechend (2), vielmehr spielt die Struktur der verschiedenen dichten Bereiche eine wesentliche Rolle.

Die hier berechnete Parameterstruktur basiert auf mehreren starken Annahmen und kann nur eine grobe Näherung darstellen. Sie ermöglicht jedoch die Simulation von Transportprozessen mit variablen Anfangs- und Randbedingungen (siehe Beitrag von Kasteel et al. in diesem Band). Zukünftige Experimente zum Stofftransport müssen zeigen inwieweit eine solche Näherung ausreichend ist um die Phänomenologie von Transportprozessen quantitativ zu beschreiben.



**Abb. 3:** Dichtespezifische Parameter:  $\theta_{s,i}$  (durchgezogene Linie),  $\theta_{r,i}$  (kurz gestrichelt),  $\alpha_i$  (punktgestrichelt) und  $K_{s,i}$  (lang gestrichelt).



**Abb. 4:** Gemessene Ausflussdaten im multistep-outflow Experiment (graue Symbole), Lösung der 1D-Richardsgleichung mit gefitteten effektiven Parametern (Linie), 3D-Simulation des heterogenen Parameterfeldes (gestrichelt) und untere Randbedingung für das Wasserpotential (gepunktet).

Literatur:

Van Dam, J. C., J. N. M. Stricker and P. Droogers, 1994: Inverse method to determine soil hydraulic functions from multistep outflow experiments, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **58**, 647-652.  
van Genuchten, M. T., 1980: A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **44**, 892-898.



# Untersuchung der Sorptionskinetik von Dimethylphthalat: Vergleich von Schüttel- und Säulenversuchen

Altfelder\*, S., T. Streck\*, M. A. Maraqa† und T. C. Voice‡

## Einleitung

Zur Untersuchung des Sorptionsverhaltens organischer Schadstoffe in Böden werden häufig Schüttel- oder Säulenexperimente eingesetzt. Säulenexperimente erlauben eine den natürlichen Bedingungen eher entsprechende Untersuchung der Sorption, sind aber experimentell aufwendiger. Außerdem überlagern sich im Säulenversuch die Effekte von Sorption und Transport. Schüttelexperimente sind dagegen einfach zu handhaben und erlauben eine vom Transport unabhängige Untersuchung der Sorption. Allerdings entsprechen die Versuchsbedingungen insbesondere hinsichtlich des Boden/Lösungsverhältnisses nicht den natürlichen Bedingungen im Boden.

Vergleichende Untersuchungen des Sorptionsverhaltens mit beiden Techniken haben in einigen Studien übereinstimmende Ergebnisse erbracht (Lee et al., 1988; MacIntyre et al., 1991; Gaber et al., 1992), während in anderen Studien ein unterschiedliches Sorptionsverhalten beschrieben wird (Bilkert und Rao, 1985; MacIntyre und Stauffer, 1988; Piatt et al. 1996). Als mögliche Ursachen für experimentell bedingte Abweichungen in der beobachteten Sorption werden unter anderem Unterschiede im Boden/Lösungsverhältnis (Karickhoff und Morris, 1985), Abrasion des Sorbenten im Schüttelversuch (Boesten, 1986) oder eine abweichende Durchmischung (Schweich et al., 1983) angeführt.

Ein unterschiedliches Sorptionsverhalten von Dimethylphthalat (DMP) im Schüttel- und Säulenversuch wird auch in Maraqa et al. (1998) beschrieben. Die mit einem kinetischen 2-Stufen-Modell an Durchbruchkurven bestimmten Sorptionsparameter waren zur Beschreibung der in Schüttelversuchen ermittelten Daten ungeeignet. Obwohl Maraqa et al. (1998) viele in der Literatur beschriebene Ursachen ausschließen konnten, gelang es den Autoren nicht, die beobachtete Diskrepanz zu erklären.

Eine erneute Auswertung der Daten von Maraqa et al. (1998) ergab hingegen, daß sich die an Schüttelversuchen geschätzten Sorptionsparameter sehr wohl zur Beschreibung der Säulenversuchsdaten eignen (Altfelder et al., 1999). Ein Vergleich mit den Ergebnissen von Maraqa et al. (1998) zeigt, daß die dort beschriebene Inkonsistenz auf eine extrem langsame Sorptionskinetik zurückzuführen ist. Diese macht eine Auswertung der Daten mit der von Maraqa et al. (1998) gewählten Strategie unmöglich.

## Material und Methoden

Bei dem untersuchten Boden handelt es sich um den B-Horizont eines Sandbodens aus North Star, MI (mixed mesic Typic Upsidament) mit 0.7%  $C_{org}$ , 1.5 % Ton und 4.0% Schluff. Der Boden wurde vor Beginn des Experiments getrocknet und auf 0.85 mm gesiebt. Alle DMP-Lösungen wurden in 0.005 M  $CaCl_2$  angesetzt und mit 0.05 % Natriumazid sterilisiert.

Die Schüttelversuche beschränken sich auf eine 14-tägige Ratenstudie sowie eine 3- und 14-Tage Isotherme. Alle Experimente wurden mit einem Boden/Lösungsverhältnis von ca.  $0.67 \text{ g ml}^{-1}$  durchgeführt. Für die Ratenstudie wurde eine Anfangskonzentration von ca.  $20 \text{ mg L}^{-1}$  gewählt. Für die Messung der Isothermen wurden die Anfangskonzentrationen zwischen 5 und  $140 \text{ mg L}^{-1}$  variiert.

Die Säulenexperimente wurden mit einer 30.2 cm langen Glassäule (Innendurchmesser: 5.45 cm) durchgeführt. Der Wassergehalt der gesättigten Säule betrug  $\theta = 0.353$ , die Lagerungsdichte betrug

\*Institut für Geoökologie, Technische Universität Carolo-Wilhelmina, 38106 Braunschweig

†Department of Civil Engineering, UAE University, Al-Ain, Vereinigte Arabische Emirate

‡Department of Civil and Environmental Engineering, Michigan State University, East Lansing, MI 48824, USA

$\rho = 1.715 \text{ (g cm}^{-3}\text{)}$ . Eine DMP-Lösung mit einer Konzentration von etwa  $30 \text{ mg L}^{-1}$  wurde über einen Inputpuls von ca. 2 Porenvolumen bei insgesamt drei Fließgeschwindigkeiten ( $36.47, 7.29$  und  $0.73 \text{ cm h}^{-1}$ ) appliziert. Anschließend wurde die Säule bei konstanter Fließgeschwindigkeit mit einer DMP-freien  $0.005 \text{ M CaCl}_2$ (+Natriumazid)-Lösung perkoliert und die DMP-Konzentration im Perkolat bestimmt.

### Sorptionsmodell

Das verwendete Sorptionsmodell beschreibt den Sorptionsprozeß in zwei Stufen. Ein Teil des Sorbenten befindet sich im Gleichgewicht mit der Bodenlösung,

$$S_1 = kC^m \tag{1}$$

während die Sorption im anderen Teil ratenlimitiert ist.

$$(1 - f) \frac{\partial S_2}{\partial t} = \alpha(S_1 - S_2) \tag{2}$$

Der Parameter  $f$  (-) beschreibt den Anteil der Gleichgewichtsplätze;  $\alpha \text{ (d}^{-1}\text{)}$  ist ein Ratenkoeffizient zur Beschreibung der langsamen Sorption.  $k \text{ (mg}^{1-m} \text{ L}^m \text{ kg}^{-1}\text{)}$  und  $m$  (-) werden als Freundlichkoeffizient und Freundlichexponent bezeichnet. Im Falle  $m = 1$  beschreiben Gleichung (1) und (2) das von Maraqa et al. (1998) verwendete lineare Modell. Details zur Anpassung des Sorptionsmodells an Schüttelversuchsdaten sowie zur Vorhersage von Durchbruchkurven mit Hilfe des an eine Transportgleichung gekoppelten Sorptionsmodells finden sich in Streck et al. (1995) und Altfelder et al. (1999).

### Ergebnisse

Abbildung 1 zeigt eine kombinierte Darstellung der von Maraqa et al. (1998) gemessenen 3-Tages und 14-Tages Isothermen sowie der Ratenstudie. Es fällt auf, daß die Ergebnisse der Ratenstudie mit den Isothermendaten nicht konsistent sind. Ab dem zweiten Meßzeitpunkt (Sorptionsdauer: 0.02 Tage) sind die Messungen der Ratenstudie in den Bereich höherer Sorption verschoben. Deshalb wurden bei der in Abbildung 1 dargestellten Anpassung des linearen und des nichtlinearen Sorptionsmodells lediglich die Isothermendaten sowie der erste, noch mit diesen konsistente Punkt der Ratenstudie einbezogen. Abbildung 1 zeigt, daß das nichtlineare Modell die Daten besser beschreibt.

Betrachtet man hingegen die unabhängigen Vorhersagen der gemessenen Durchbruchkurven (unter Verwendung der Sorptionsparameter aus Tabelle 1) in Abbildung 2, so zeigt sich, daß die Nichtlinearität keinen großen Einfluß auf die Berechnung der Durchbruchkurven hat. Abbildung 2 zeigt

Abbildung 1: Meßergebnisse der DMP-Schüttelversuche. Zusätzlich sind die Anpassungen des linearen und des nichtlinearen Sorptionsmodells dargestellt.

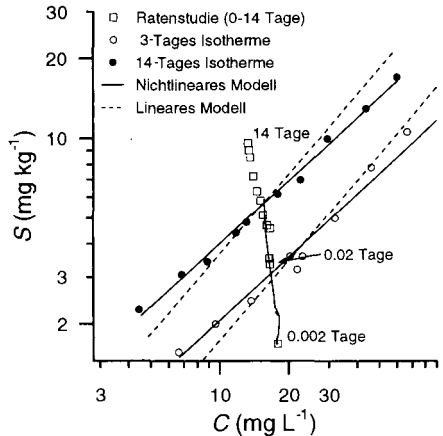


Tabelle 1: Anhand der Schüttelversuchsdaten geschätzte Sorptionsparameter und deren Standardfehler (SE).

	$\alpha_2$	SE	$f$	SE	$k$	SE	$m$	SE
linear	0.054	0.075	0.182	0.058	0.519	0.337	-	-
nichtlinear	0.078	0.029	0.221	0.025	0.780	0.095	0.792	0.020

weiterhin, daß sich die gemessenen Durchbruchkurven gut vorhersagen lassen, was den Schluß zuläßt, daß die Ergebnisse der Schüttel- und Säulenversuche konsistent sind. Die Abbildung zeigt außerdem das Ergebnis der von Maraqa et al. (1998) durchgeführten Anpassung des linearen Sorptionsmodells an die Meßdaten mit Hilfe des Programms CXTFIT (Parker und van Genuchten, 1984). Der gemessene Datensatz wird zwar besser beschrieben – die zugehörigen Sorptionsparameter sind aber, wie von Maraqa et al. (1998) gezeigt, zur Beschreibung der Schüttelversuchsdaten ungeeignet. Da die Berücksichtigung der Nichtlinearität die Modellvorhersage kaum verbessert, beschränken wir uns beim Vergleich dieser widersprüchlichen Ergebnisse auf das lineare Modell.

Aus Tabelle 2 ist ersichtlich, daß der mit dem linearen Modell im Schüttelversuch bestimmte Verteilungskoeffizient ( $k_{\text{batchfit}}$ ) etwa dreimal so groß ist wie der mit CXTFIT am Durchbruchexperiment bestimmte Verteilungskoeffizient ( $k_{\text{curve fit}}$ ).  $k_{\text{curve fit}}$  ist zu klein, um die im 14-Tage Schüttelversuch gemessene Sorption zu erklären, was von Maraqa et al. (1998) als Inkonsistenz gedeutet wurde.  $k_{\text{batchfit}}$  ist hingegen größer als der Verteilungskoeffizient der 14-Tages Isotherme, was lediglich bedeutet, daß bei einer Schütteldauer von 14 Tagen noch kein Sorptionsgleichgewicht erreicht wird. Offen bleibt warum der Verteilungskoeffizient im Durchbruchexperiment nicht einmal halb so groß wie im Schüttelversuch geschätzt wird.

In Abbildung 3 ist das erste Moment der mit CXTFIT angepaßten sowie der vorhergesagten Durchbruchkurve für die größte Fließgeschwindigkeit dargestellt (Für die beiden anderen Säulenexperimente sind die Ergebnisse vergleichbar). Während das erste Moment der angepaßten Kurve in etwa mit dem Peakmaximum übereinstimmt, ist das erste Moment der vorhergesagten Kurve um etwa 2 Porenvolumen nach rechts verschoben. Eine derartige Verschiebung des ersten Moments bedeutet, daß die vorhergesagte Durchbruchkurve ein extremes Tailing aufweisen muß. Dieses Tailing muß zum einen sehr lange anhalten und zum anderen sehr kleine Konzentrationen beinhalten, da der Großteil der applizierten Menge die Säule bereits mit dem Peak verlassen hat. Da die DMP-Durchbruchexperimente mit Erreichen der Bestimmungsgrenze abgebrochen wurden, sind daher trotz hoher Wiederfindungs-

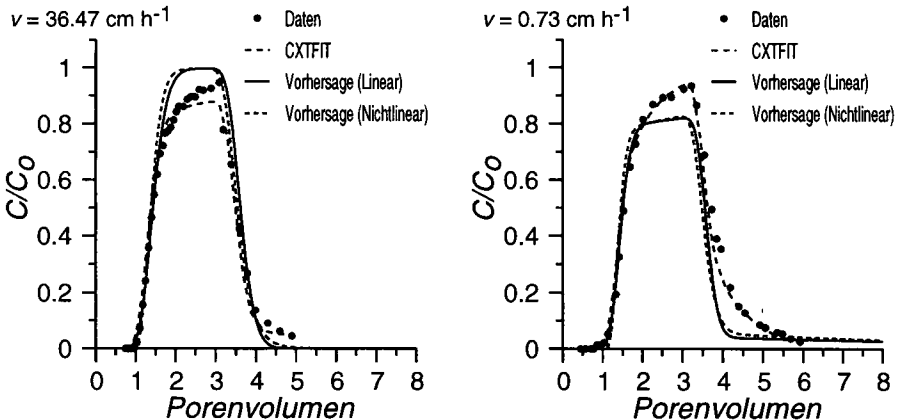


Abbildung 2: Gemessene, angepaßte und vorhergesagte DMP Durchbruchkurven bei der kleinsten und größten Fließgeschwindigkeit. Für die nicht dargestellte mittlere Fließgeschwindigkeit wurden vergleichbare Ergebnisse erzielt.

Tabelle 2: Vergleich der Verteilungskoeffizienten.

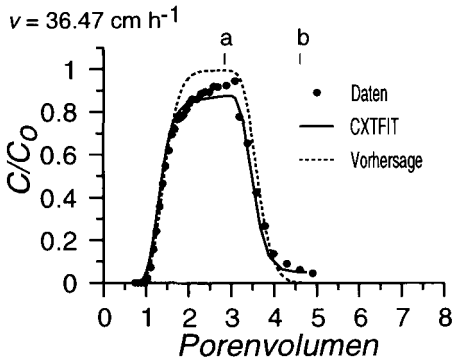
Experiment	Fließgeschwindigkeit	$k_{\text{curve fit}}$	$k_{\text{batchfit}}$
B1	36.47 cm h <sup>-1</sup>	0.175	0.519
B2	7.29 cm h <sup>-1</sup>	0.144	0.519
B3	0.73 cm h <sup>-1</sup>	0.150	0.519

raten wichtige Teile der Durchbruchkurven nicht meßbar. Bei der Parameterschätzung werden die Langzeitsorptionsparameter deshalb nicht korrekt angeregt, was zu der in Tabelle 2 gezeigten Unterschätzung des Verteilungskoeffizienten führt.

### Schlußfolgerungen

Unsere Ergebnisse zeigen, daß infolge der langsamen Sorption von DMP die Schätzung kinetischer Sorptionsparameter aus Säulenversuchen mit Versuchsdauern von einigen Tagen bis einigen Wochen nicht möglich ist. Obwohl Schüttelversuch und Säulenexperiment mit der kleinsten Fließgeschwindigkeit einen ähnlichen experimentellen Zeitrahmen von etwa 14 Tagen haben, wird der Verteilungskoeffizient im Säulenversuch grob unterschätzt. Ursache hierfür ist die unvollständige Erfassung der Durchbruchkurve, deren durch langsame Sorption bedingtes Tailing nicht meßbar ist. Offensichtlich sind Schüttelexperimente für die Untersuchung von Langzeitsorptionsprozessen besser geeignet. Eventuell macht sich hier bemerkbar, daß die Kontaktzeit zwischen Schadstoff und Boden im Schüttelversuch der Versuchsdauer entspricht. Im Säulenexperiment ist die Kontaktzeit zwischen Schadstoff und Boden kürzer als die Versuchsdauer, da der Schadstoff kontinuierlich verlagert wird, was die lokale Kontaktzeit in der Säule verkürzt. Die somit kürzere Kontaktzeit erschwert aber die Schätzung von Langzeitsorptionsparametern. Für zukünftige Studien zur Sorption organischer Schadstoffe im Boden sollten deshalb beide Versuchstechniken eingesetzt werden und mit der hier beschriebenen Strategie ausgewertet werden.

Abbildung 3: Darstellung der mit dem linearen Sorptionsmodell angepaßten bzw. vorhergesagten Durchbruchkurve sowie der zugehörigen ersten Momente. Der Buchstabe a markiert das erste Moment der mit CXTFIT angepaßten Kurve, b das erste Moment der vorhergesagten Kurve.



ALTFELDER, S., STRECK, T., MARAQA, M. A. und VOICE, T. C., Nonequilibrium sorption of organic chemicals – Compatibility of batch and column techniques. (Zur Veröffentlichung eingereicht), 1999. BILKERT, J. N. und RAO, P. S. C., Sorption and leaching of three non-fumigant nematocides in soils. *J. Environ. Sci. Health B* 20:1-26, 1985. BOESTEN, J. J. T. I., Behaviour of herbicides in soil: simulation and experimental assessment. Dissertation, Universität Wageningen, Niederlande, 1988. CABER, H. M., COMFORT, S. D., INSKIPP, W. P. und EL-ATTAR, H. A., A test of the local equilibrium assumption for adsorption and transport of picloram. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:1392-1400, 1992. KARICKHOFF, S. W. und MORRIS, K. R., Sorption dynamics of hydrophobic pollutants in sediment suspensions. *Environ. Toxicol. Chem.* 4:469-479, 1985. LEE, L. S., RAO, P. S. C., BRUSSEAU, M. L. und OGWADA, R. A., Nonequilibrium sorption of organic contaminants during flow through columns of aquifer materials. *Environ. Toxicol. Chem.* 7:779-793, 1988. MACINTYRE, W. G. und STAUFFER, T. B., Liquid chromatography applications to determination of sorption on aquifer materials. *Chemosphere* 17:2161-2173, 1988. MACINTYRE, W. G., STAUFFER, T. B. und ANTWORTH, C. P., A comparison of sorption coefficients determined by batch, column and box methods on a low organic carbon aquifer material. *Ground Water* 29:908-913, 1991. MARAQA, M. A., ZAO, X., WALLACE, R. B. und VOICE, T. C., Retardation coefficients of nonionic organic compounds determined by batch and column techniques. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:142-152, 1998. PARKER, J. C. und VAN GENUCHTEN, M. T., Determining transport parameters from laboratory and field tracer experiments. *Virginia Agricultural Experiment Station, Bulletin* 84-3, 1984. PIATT, J. J., BACKHUS, P. D., CAPEL, P. D. und EISENREICH, S. J., Temperature-dependent sorption of naphthalene, phenanthrene and pyrene to low organic carbon aquifer sediments. *Environ. Sci. Technol.* 30:751-760, 1996. SCHWEIGL, D., SARDIN, M. und GÜEDENT, J. P., Measurement of a cation exchange isotherm from elution curves obtained in a soil column: Preliminary results. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47:32-37, 1983. STRECK, T., POLETKA, N. N., JURY, W. A. und FARMER, W. F., Description of simazine transport with rate-limited, two-stage, linear and nonlinear sorption. *Water Resour. Res.* 31:811-822, 1995.

## Biozide in Dichtefractionen: Artefakte und Ergebnisse

A. Altstaedt<sup>1</sup>, W. Amelung<sup>1</sup>, V. Laabs<sup>1</sup>, A. Pinto<sup>2</sup>, W. Zech<sup>1</sup>

### Einleitung

Die Sorption von Bioziden an Bodenbestandteile ist einer der entscheidenden Prozesse, die die Verlagerung und den Abbau dieser Stoffe bestimmen. Der wichtigste Sorbent nicht-ionischer Biozide ist die organische Bodensubstanz (SOM, engl. soil organic matter), wobei nicht allein der Gehalt an SOM, sondern auch deren Eigenschaften von Bedeutung sind (GRATHWOHL, 1990). Mit physikalischen Fraktionierungsmethoden, wie der Korngrößen- und der Dichtefraktionierung wird wenig zersetzte von humifizierter SOM getrennt (CHRISTENSEN, 1992). Die Anreicherung und der Umsatz nicht extrahierbarer Biozidrückstände (bound residues) unterscheiden sich in verschiedenen Korngrößenfraktionen (BARRIUSO & KOSKINEN, 1996). Für den extrahierbaren Biozidanteil und für Dichtefractionen liegen diesbezüglich keinerlei Untersuchungen vor. *Ziel dieser Arbeit war es, in einem Feldexperiment die Anreicherung und den Umsatz lösemittel-extrahierbarer Biozide in Dichtefractionen eines Oxisols zu untersuchen.* Methodisch ist dies jedoch nicht unproblematisch: Bei der Fraktionierung, die mit Natriumpolywolframatlösungen (SPT-Lösungen, engl. sodiumpolytungstate) durchgeführt wurde, wird der wasserlösliche Biozidanteil bereits extrahiert. Dabei kommen die Fraktionen unterschiedlich häufig mit den SPT-Lösungen in Kontakt, und werden daher möglicherweise verschieden stark abgereichert. Dies könnte zu Artefakten führen. Weiterhin ist denkbar, daß die Anwesenheit von SPT den abiotischen Abbau einzelner Biozide katalysiert, wie bereits für HgCl<sub>2</sub> nachgewiesen (CRESZENZI et al., 1995). *Ein weiteres Ziel dieser Arbeit bestand daher darin, zu überprüfen, inwieweit die Verteilung extrahierbarer Biozide auf Dichtefractionen des Bodens unverfälscht erfaßt werden kann bzw. inwieweit Artefakte die Ergebnisse beeinflussen.*

### Material und Methoden

#### Untersuchung der Biozidanreicherung und des Biozidumsatzes in Dichtefractionen

Auf einer Versuchsfläche in Brasilien (Humic Acrustox) wurden sieben Biozide unterschiedlicher Polarität ausgebracht: Metolachlor (log K<sub>OC</sub> 2,0), Atrazin (log K<sub>OC</sub> 2,1), Simazin (log K<sub>OC</sub> 2,3), Chlorpyrifos (log K<sub>OC</sub> 3,8), Trifluralin (log K<sub>OC</sub> 3,9), Endosulfan (log K<sub>OC</sub> 4,1) und λ-Cyhalothrin (log K<sub>OC</sub> 5,3). An fünf Zeitpunkten nach Applikation (0, 1, 6, 14, 28 d) wurden dem Oberboden (0-5 cm) je zwei Mischproben entnommen und bis zur weiteren Analyse eingefroren. Die Bodenproben aller Zeitpunkte wurden in folgende Dichtefractionen aufgetrennt: < 1.6, 1.6-2.0, 2.0-2.4, 2.4-2.6 und >2.6 g cm<sup>-3</sup>. Hierbei wurden 25 g Boden in 125 ml einer SPT-Lösung der Dichte 1.6 g cm<sup>-3</sup> dispergiert und die aufschwimmende Fraktion < 1.6 g cm<sup>-3</sup> durch Zentrifugieren abgetrennt. Dieser Vorgang wurde mit dem absedimentierten Bodenmaterial noch 3 x mit SPT-Lösungen der Dichten 2.0, 2.4 und 2.6 g cm<sup>-3</sup> wiederholt. Die abgetrennten Fraktionen wurden jeweils mit Milliporewasser gewaschen, um die SPT-Salze aus ihnen zu entfernen und anschließend gefriergetrocknet. Die wichtigsten Eigenschaften der Fraktionen sind Tab. 1 zu entnehmen:

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

<sup>2</sup> Instituto de Biociencias, Universidade Federal de Mato Grosso, 78060 Cuiaba, MT Brazil.

Tab. 1: Eigenschaften der Dichtefractionen (n=10)

Fraktion	Anteil an der Bodenmasse	Anteil an der SOM	C <sub>org</sub>	Fe <sub>d</sub>	Al <sub>o</sub>	C/N
[g cm <sup>-3</sup> ]	[g (kg Boden) <sup>-1</sup> ]	[g (kg SOM) <sup>-1</sup> ]	----- [g (kg Fraktion) <sup>-1</sup> ] -----			
< 1.6	6	73	335	n.b	n.b	33
1.6-2.0	15	105	190	n.b	n.b	29
2.0-2.4	77	210	76	63	4,2	18
2.4-2.6	347	446	36	75	4,3	16
> 2.6	564	116	6	29	1,2	21

Die Biozidanalytik in den Fraktionen erfolgte nach LAABS et al. (1999). Die Messung wurde am GC/MS (HP 6890) durchgeführt. Die Kinetik der Biozidabnahme wurde mit einer bi-exponentiellen Kinetik (Summe zweier Kinetiken 1. Ordnung) beschrieben. Mit den angepaßten Funktionen wurden die Feldhalbwertszeiten (DT 50) und die Zeiten, nach denen 75 % der Biozidmengen verschwunden sind (DT 75), errechnet.

**Methodische Untersuchungen zum Auftreten von Artefakten während der Fraktionierung**

1. Um zu überprüfen, ob SPT eine katalytische Zersetzung von Bioziden bewirkt, wurde die Abnahme definierter Biozidmengen in H<sub>2</sub>O<sub>pur</sub> und in SPT-Lösung nach 10 stündiger Inkubation verglichen.
2. Um abzuschätzen, ob die einzelnen Dichtefractionen während der Fraktionierung in unterschiedlichem Ausmaß extrahiert werden, wurden für einen Zeitpunkt nach Applikation (1 d) neben den Biozidgehalten der Fraktionen auch die Biozidgehalte aller Fraktionierungslösungen (SPT-Lösungen und Washwasser zum Entfernen der Salze) bestimmt und rechnerisch auf die einzelnen Fraktionen rückverteilt. Die Biozidgehalte der Washwasser konnten direkt den jeweils gewaschenen Fraktionen zugeordnet werden. Die Biozidgehalte der SPT-Lösungen wurden auf alle im jeweiligen Fraktionierungsschritt verbliebenen Fraktionen entsprechend deren Anteilen an der SOM (Tab. 1) verteilt. Letzteres stellt natürlich nur eine Annäherung dar, der die Annahme zugrunde liegt, daß sich Biozide und SOM in den Dichtefractionen gleichermaßen verteilen. Dies erlaubt eine Abschätzung von Artefakten, die durch eine unterschiedliche Abreicherung der Biozide aus den Fraktionen entstehen können.

**Ergebnisse und Diskussion**

**Artefakte durch die Fraktionierung**

1. Nach 10 stündiger Inkubation in H<sub>2</sub>O<sub>pur</sub> und SPT-Lösung nimmt die Biozidkonzentration geringfügig ab, im Mittel um 7 % in wässriger und um 9 % in der SPT-Lösung (Abb. 1). Die Unterschiede waren nicht signifikant (p>0,05, gepaarter t-Test). Die Hypothese, daß SPT einen katalytischen Abbau der Biozide bewirkt, kann folglich verworfen werden.

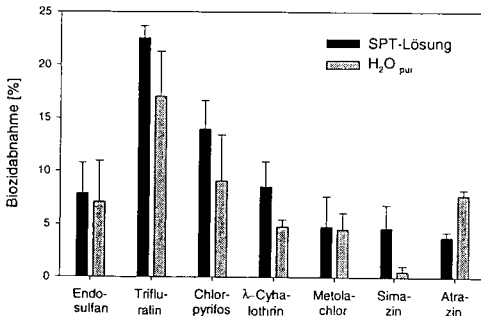


Abb. 1: Prozentuale Abnahme der Biozidgehalte in H<sub>2</sub>O<sub>pur</sub> und SPT-Lösung nach 10-stündiger Inkubation. Fehlerbalken geben die Abweichung der Parallelen an (n=2.)

2. Die Extraktion des wasserlöslichen Biozidanteils während der Fraktionierung führt für die Substanzen mit relativ niedrigen  $K_{OC}$ -Werten (Atrazin, Simazin und Metolachlor) zu einer Verschiebung der ursprünglichen Verteilung, da die schwereren Fraktionen stärker abgereichert werden als die leichten (Abb. 2). Die Verteilung dieser Stoffe auf Dichtefractionen kann daher nicht ermittelt werden; die Ergebnisse stellen Artefakte dar. Für die schlechter wasserlöslichen Substanzen mit hohen  $K_{OC}$ -Werten (Endosulfan, Chlorpyrifos, Trifluralin und  $\lambda$ -Cyhalothrin) gilt dies nicht (Abb. 2). Dieses Ergebnis stützt die Vermutung von NKEDI-KIZZA et al. (1983), daß die Verteilung von Bioziden auf Korngrößenfraktionen nur für Substanzen mit relativ hohen  $K_{OC}$ -Werten bestimmt werden kann.

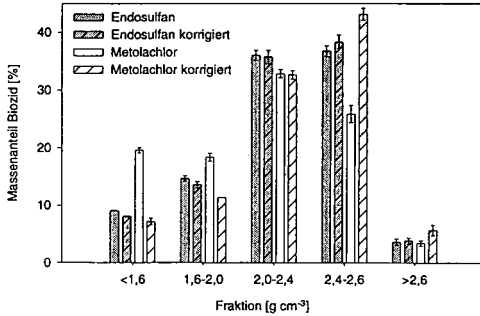


Abb. 2: Verteilung von Endosulfan und Metolachlor auf Dichtefractionen vor und nach rechnerischer Korrektur der während der Fraktionierung extrahierten Biozidmengen. Fehlerbalken geben die Abweichung der Feldparallelen an ( $n=2$ ).

### Biozidanreicherung und Biozidumsatz in Dichtefractionen

Die Biozidgehalte nehmen mit zunehmender Dichte ab und korrelieren signifikant mit den  $C_{org}$ -Gehalten der Fraktionen (Abb. 3 für Endosulfan; Chlorpyrifos, Trifluralin und  $\lambda$ -Cyhalothrin sind nicht dargestellt). Dies unterstreicht die zentrale Bedeutung der SOM bei der Biozidsorption.

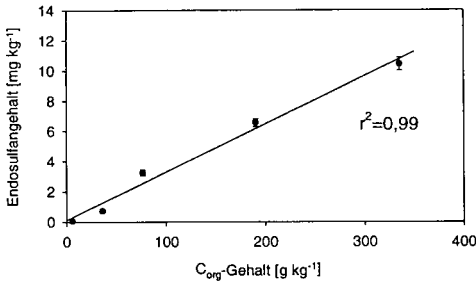


Abb. 3: Endosulfangehalte in Abhängigkeit von den  $C_{org}$ -Gehalten der Fraktionen. Die Ergebnisse sind exemplarisch für den Zeitpunkt 1 d nach Applikation dargestellt. Fehlerbalken geben die Abweichung der Feldparallelen an ( $n=2$ ).

Werden die Biozidgehalte auf die  $C_{org}$ -Gehalte der Fraktionen normiert, so informiert dies darüber, wie effizient die organische Substanz der Fraktionen Biozide sorbiert. Die auf  $C_{org}$  normierten Biozidgehalte sind in der Fraktion 2,0-2,4  $g\ cm^{-3}$  am höchsten (Abb. 4 für Endosulfan; Chlorpyrifos, Trifluralin und  $\lambda$ -Cyhalothrin sind nicht dargestellt). Aus verschiedenen Batchstudien ist bekannt, daß die Sorptionsfähigkeit organischer Substanz mit ihrem Zersetzungsgrad steigt (RUTHERFORD ET AL., 1992), mit zunehmender Bindung zu Mineralpartikeln jedoch sinkt (SCHLAUTMANN & MORGAN, 1993), da mögliche Sorptionsplätze bereits durch die Mineralphase belegt sind. Die Ergebnisse der vorliegenden Studie weisen darauf hin, daß dies auch für die Verteilung von Bioziden in Dichtefractionen gilt. Die organische Substanz der Fraktion 2,0-2,4  $g\ cm^{-3}$ , die bereits gut zersetzt ist (gemessen am C/N-Verhältnis, Tab.1), aber weniger fest mit der Mineralphase verbunden ist wie in den zwei schwereren Fraktionen, sorbiert Biozide am effizientesten.

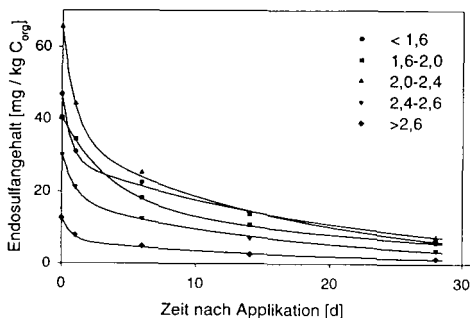


Abb. 4: Änderung der Endosulfangehalte (bezogen auf  $C_{org}$ ) in den Dichtefractionen. Die Symbole sind die experimentellen Daten. Die durchgezogenen Linien stellen die angepassten Abbaufunktionen nach einer bi-exponentiellen Kinetik dar.

Der Umsatz von Endosulfan, Trifluralin und Chlorpyrifos erfolgt in allen Fraktionen ähnlich schnell. Die DT 50 und DT 75-Werte sind in den beiden leichten Fraktionen tendenziell höher als in den anderen Fraktionen (Tab. 2 nur für Endosulfan dargestellt). Für  $\lambda$ -Cyhalothrin ist dieser Effekt deutlicher ausgeprägt (Ergebnisse nicht dargestellt). Eine ausführliche Darstellung und Diskussion der Ergebnisse für alle untersuchten Stoffe erfolgt an anderer Stelle.

Tab. 2: DT 50 und DT 75-Werte für Endosulfan in den Dichtefractionen

Verweilzeit	Fraktion [ $g\ cm^{-3}$ ]				
	< 1,6	1,6-2,0	2,0-2,4	2,4-2,6	> 2,6
	----- [d] -----				
DT 50	4,0	4,8	2,4	3,1	1,7
DT 75	18	15	12	14	12

## Schlußfolgerungen

Aufgrund von Artefakten kann nicht erfaßt werden, wie sich die vergleichsweise gut wasserlöslichen Substanzen Atrazin, Simazin und Metolachlor auf Dichtefractionen verteilen. Dies gilt nicht für Substanzen mit  $\log K_{oc}$ -Werten  $> 3,8$  (hier: Endosulfan, Trifluralin, Chlorpyrifos und  $\lambda$ -Cyhalothrin). Diese Biozide werden in der organischen Substanz der Dichtefractionen unterschiedlich angereichert. Die organische Substanz der Fraktion  $2,0-2,4\ g\ cm^{-3}$  sorbiert Biozide am effizientesten. Der Umsatz dieser Stoffe erfolgt, mit Ausnahme von  $\lambda$ -Cyhalothrin, in den Dichtefractionen ähnlich schnell und ist daher nicht an den Kohlenstoffumsatz gekoppelt, der in den leichten Fraktionen am schnellsten erfolgt (TRUMBORE ET AL., 1996).

## Literatur

- Barriuso, E. & W.C. Koskinen (1996): Soil Sci. Soc. Am. J. 60: 150-157.  
 Christensen, B.T. (1992): Adv. Soil Sci. 20: 1-90.  
 Crescenzi, C.; A. di Corcia, M.D. Madbouly & R. Samperi (1995): Environ. Sci. Technol. 29: 2185-2190.  
 Grathwohl, P. (1990): Environ. Sci. Technol. 24: 1687-1693.  
 Laabs, V.; W. Amelung & W. Zech (1999): J. Environ. Qual., im Druck.  
 Nkedi-Kizza, P.; P.S.C. Rao & J.W. Johnson (1983): J. Environ. Qual. 12: 195-197.  
 Rutherford, D.W.; C.T. Chiou & D.E. Kile (1992): Environ. Sci. Technol. 26: 336-340.  
 Schlautman, M.A. & J.J. Morgan (1993): Environ. Sci. Technol. 27: 2523-2532.  
 Trumbore, S.E.; O.A. Chadwick & R. Amundson (1996): Science (Washington DC) 272: 393-396.



## **Bioziddynamik in Aggregat- und Partikelgrößen-Fractionen eines Oxisols, Brasilien**

Wulf Amelung<sup>1</sup>, Rita Gross<sup>1</sup>, Miguel Ayarza<sup>2</sup> und Wolfgang Zech<sup>1</sup>

### **Einleitung**

Mit zunehmender Intensivierung der Landwirtschaft steigt auch in tropischen Ländern der Bedarf an Bioziden. Hieraus folgen nicht zwangsläufig erhöhte Umweltrisiken, denn die Verweilzeit der Stoffe ist in den Tropen gering (Andréa et al., 1997; Kathpal et al., 1997). Die zeitliche Änderung der Biozidkonzentration läßt sich im Oxisol – wie in anderen Böden - besonders gut durch zwei gekoppelte Exponentialfunktionen beschreiben (Laabs et al., 1999a). Für Pyrethroide wird vermutet, daß v.a. oberflächenkontrollierte Photolyse- und Verflüchtigungsprozesse den anfänglich schnellen Konzentrationsabfall bewirken (Hill und Schaalje, 1985; Hill und Inaba, 1991). Interaktionen mit der organischen Bodensubstanz könnten langfristig die Abbauraten kontrollieren (Pätzold und Brümmer, 1997; Laabs et al., 1999a).

Gehalt und Eigenschaften der organischen Bodensubstanz variieren kleinräumig so stark, daß sie in Pools unterschiedlicher chemischer Zusammensetzung und Umsatzraten untergliedert wird (Christensen, 1996). Noch ist unbekannt, welche Bedeutung solche Pools für die Dynamik von Bioziden im Boden haben. Sollte der Abbau von Bioziden an denjenigen der organischen Bodensubstanz koppeln, müßte der Biozidabbau gerade dort schnell verlaufen, wo im Boden bevorzugter Humusabbau auftritt (z.B. Sandfraktion, Christensen, 1996; Aggregatoberflächen, Amelung und Zech, 1996). Ziel dieser Studie ist es, mittels physikalischer Fraktionierung Orte unterschiedlicher Biozidverweilzeit im Oxisol zu lokalisieren.

### **Material und Methoden**

Sieben Biozide unterschiedlicher Polarität (Monocrotofos, Atrazin, Metolachlor, Chlorpyrifos, Trifluralin, Endosulfan- $\alpha$  und  $\lambda$ -Cyhalothrin; Wasserlöslichkeit =  $5 \times 10^{-3}$  bis  $10^{-6}$  mg L<sup>-1</sup>) wurden auf einem *fine, mixed, hyperthermic Anionic Acrustox* (Cerrados, südöstlich der Stadt Uberlândia, Brasilien, 22 °C Jahresdurchschnittstemperatur) appliziert. Die Konzentrationsabnahme der Stoffe wurde in der Feinerde, in verschiedenen Partikelgrößenfraktionen, dem Fraktionierungswasser

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

<sup>2</sup> CIAT-CTPAC, BR20 Km 18, 73.301-970 Planaltina-DF, Brasilien; aktuelle Adresse: Apartado aéreo 6713, Cali, Kolumbien.

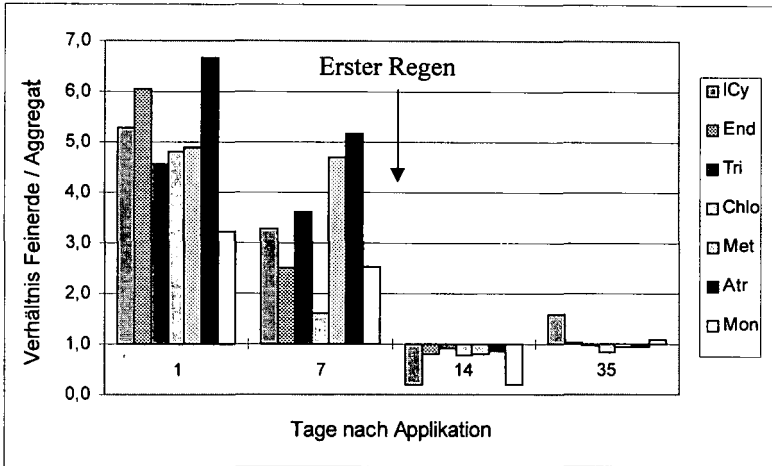
sowie in Aggregatoberflächen- und -kernfraktionen des Oberbodens (0 - 5 cm) als Funktion der Zeit ermittelt (gemäß Laabs et al., 1999b).

## **Ergebnisse und Diskussion**

Durch die Partikelgrößen-Fraktionierung wurden direkt nach Applikation 40-86 % der Stoffe mit dem Fraktionierungswasser extrahiert, nach 25 Tagen betrug dieser Anteil nur noch 0-45 %. Dies deutet darauf hin, daß die Stoffe alterten (Hatzinger und Alexander, 1995) bzw. daß ihr wasserlöslicher Anteil (= bakteriell verfügbare Fraktion; Ogram et al., 1985) abgebaut oder ausgewaschen wurden. Da wir nicht ausschließen können, daß ein Teil der mit dem Fraktionierungswasser extrahierten Biozide an andere Fraktionen resorbierte und damit umverteilt wurde, erscheint eine Diskussion der Bioziddynamik in Partikelgrößen-Fractionen nicht sinnvoll. Eine Ausnahme bildete  $\lambda$ -Cyhalothrin, das aufgrund äußerst geringer Wasserlöslichkeit zu keinem Zeitpunkt im Fraktionierungswasser nachgewiesen werden konnte.  $\lambda$ -Cyhalothrin reichert sich bevorzugt im Grobton an (3.7fach höhere  $\lambda$ -Cyhalothrin-Konzentration im Vergleich zur Feinerde) und war in der Sandfraktion minimal (6fach niedrigere Konzentration von  $\lambda$ -Cyhalothrin im Vergleich zur Feinerde). Die initiale Verteilung von  $\lambda$ -Cyhalothrin auf die Partikelgrößen-Fractionen unterschied sich damit von derjenigen der organischen Bodensubstanz, welche ihr Konzentrationsmaximum im Schluff aufwies (Daten nicht gezeigt). Die Konzentrationsabnahme von  $\lambda$ -Cyhalothrin erfolgte am schnellsten im Grobton (nur noch 8 % der Ausgangsmenge war nach 35 Tagen dort zu finden) und am langsamsten in der Sandfraktion, welche nach 35 Tagen noch 38 % der Ausgangsmenge von  $\lambda$ -Cyhalothrin enthielt.

Im Unterschied zur Partikelgrößen-Fraktionierung, welche an Feinerdeproben erfolgte, wurden zur Handschälung von Aggregaten nur solche mit einem Durchmesser von 1-3 cm verwendet. Diese erfassen direkt nach Applikation aber nur einen Teil der im Boden vorhandenen Pestizide. Das Verhältnis von Biozidkonzentration in der Feinerde zu der im Aggregat war nämlich nach Applikation für alle Stoffe  $> 1$  (Abb. 1). Dies deutet darauf hin, daß hohe Biozidkonzentrationen v.a. im Zwischenaggregat-Bereich auftraten, welcher partikuläre organische Substanz sowie kleinere Aggregate mit einschließt. Nach dem ersten Regenereignis war dies nicht mehr der Fall, die Biozidkonzentration in Aggregaten entsprach jener der Feinerde (Abb. 1). Offensichtlich wurden mit dem ersten Regen Biozide bevorzugt aus dem Zwischenaggregat-Bereich ausgewaschen.

Auch innerhalb der Aggregate sind Biozide heterogen verteilt. Direkt nach Applikation sorbierten die Biozide v.a. an den Aggregatoberflächen; die Biozidkonzentration in den Aggregatkern-Fractionen war vergleichsweise gering (Abb. 2, nur für Atrazin und Endosulfan- $\alpha$  dargestellt).



**Abbildung 1. Verhältnis der Biozidkonzentrationen in Feinerde zu der in Aggregaten an unterschiedlichen Zeitpunkten nach Biozidapplikation (gewichtetes Mittel; ICy:  $\lambda$ -Cyhalothrin; End: Endosulfan  $\alpha$ , Tri: Trifluralin, Chlo: Chlorpyrifos, Met: Metolachlor, Atr: Atrazin; Mon: Monocrotofos).**

Die mittlere Verweilzeit der Biozide ist an den Aggregatoberflächen kürzer als in den Aggregatkern-Fractionen, was darauf hindeutet, daß Aggregatoberflächen Zonen bevorzugten Biozidumsatzes oder -auswaschung darstellen. Nach dem ersten Regen (zwischen dem 7. und dem 14. Tag nach Applikation) stieg die Biozidkonzentration in der Kernfraktion sogar an ( $P < 0.05$ ). Dieser Effekt war für die weniger apolaren Biozide (z.B. Atrazin) stärker ausgeprägt als für die apolaren (z.B. Endosulfan- $\alpha$ , Abb. 2). Wir folgern, daß die mit dem ersten Regen einsetzende Durchfeuchtung der Aggregate einen Transport der Biozide ins Aggregatinnere fördert, wo sie physikalisch vor Abbauprozessen geschützt sein können. Setzt man den Konzentrationsgradienten der Biozide im Aggregat (ausgedrückt als Differenz der Biozidkonzentration zwischen Aggregatoberflächen- und -kernfraktion) vor dem ersten Regen zu denjenigen nach dem ersten Regen ins Verhältnis, so sinkt dieser Quotient mit zunehmendem  $K_{OC}$ -Wert der Stoffe ( $r_{\text{Spearman}} = 0,94$  bzw.  $0,61$  mit bzw. ohne Trifluralin). Demnach ist die Biozid-Umverteilung innerhalb der Aggregate vom  $K_{OC}$ -Wert abhängig. Trifluralin fällt aus dieser Beziehung heraus, da es flüchtig ist. Vermutlich wird es mit dem ersten Regen verstärkt von den Oberflächen verdrängt und gast aus.

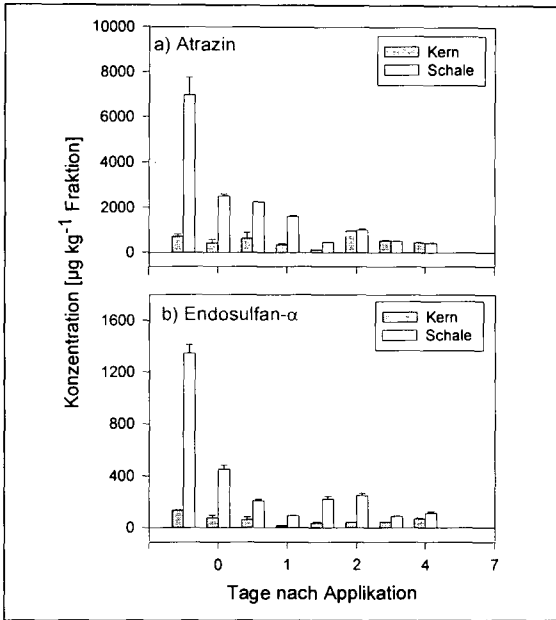


Abb. 2. Zeitlicher Verlauf der Biozidkonzentration in den Aggregatfraktionen.

### Schlußfolgerungen

Im Oxisol gibt es Zonen hoher Biozidbelastung (Grobton, Aggregatoberflächen, Zwischenaggregat-Bereich) und geringer Biozidbelastung (Sandfraktion, Aggregatkern-Bereiche). Zonen hoher Biozidbelastung sind gleichzeitig Zonen bevorzugten Biozidabbaus. Es sind aber nicht zwangsläufig Zonen, in denen besonders labile organische Substanz zu finden ist; gerade die Grobtonfraktion enthält alte, refraktäre organische Substanz (Christensen, 1996). Dies läßt vermuten, daß keine direkte Kopplung zwischen Humus- und Biozidabbau im Boden vorliegt.

### Literatur

- Amelung, W. und W. Zech. 1996. *Geoderma* 74, 193-206.
- Andréa de, M.M., M.B Matallo., R.Y Tomita und L.C Luchini. 1997. *Pesq. Agropec. Bras.* 32, 95-100.
- Christensen, B.T. 1996. p. 97-165 In M.R. Carter and B.A. Stewart (ed.) Structure and organic matter storage in agricultural soils. *Adv. Soil Sci.*, CRC Press, Boca Raton, FL.
- Hatzinger, P.B. und M. Alexander. 1995. *Environ. Sci. Technol.* 29, 537-545
- Hill, B.D. und D.J Inaba. 1991. *J. Agric. Food Chem.* 39, 2282-2284.
- Hill, B.D. und G.B Schaalje. 1985. *J. Agric. Food Chem.* 33, 1001-1006.
- Kathpal, T.S., A Singh., J.S Dhankhar und G. Singh. 1997. *Pestic. Sci.* 50, 21-27.
- Laabs, V., W. Amelung, A. Pinto, A. Altstaedt und W. Zech. 1999a. *Chemosphere*, eingereicht.
- Laabs, V., W. Amelung und W. Zech. 1999b. *J. Environ. Qual.*, im Druck.
- Ogram, A.V., R.E. Jessup, L.T. Ou und P.S.A. Rao. 1985. *Appl. Environ. Microbiol.* 49, 582-587.
- Pätzold, S. und G.W. Brümmer. 1997. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 160, 163-170.

## **Bodenschutzkalkung und das Wurzelsystem der Rotbuche (*Fagus sylvatica*)**

Eine Fallstudie im Rheinisch - Westfälischen Schiefergebirge.

von

**Asche, N.**

### **Einleitung**

MURACH (1987) stellte bei seinen Untersuchungen im Solling fest, daß Fichten und auch Buchen auf gekalkten Flächen ein flacheres Wurzelsystem ausbilden als auf nicht gekalkten. Als Ergebnis einer Literaturstudie kommt KAUPENJOHANN (1995) zu dem Schluß, daß die Wurzelsysteme der Waldbäume nach oberflächiger Kalkung verflachen. Sollten als Folge der Bodenschutzkalkung Waldbäume tatsächlich ihre Wurzeln im Oberboden verstärkt ausbilden und aus dem Unterboden zurückziehen (Wurzelsystemverflachung), so dürfte dies erhebliche negative Auswirkungen für die Stabilität der Waldbäume und der Wälder haben. Zudem müßten die positiven Wirkungen der Waldkalkung (TRÜMPER, 1937, SÜCHTING, 1928, BEESE, 1985, SAUTER u. MEIWES, 1990, ASCHE u. HALVERSCHEID, 1998, SCHÜLER, 1997) in einem um diesen Aspekt erweiterten Kontext gesehen werden.

Ziel der vorgestellten Studie ist, am Beispiel von vier Buchen zu überprüfen, ob sich die Wurzeltiefenverteilung von Buchen auf unbehandelten Waldteilen von der auf gekalkten Flächen signifikant unterscheidet.

### **Material und Methode**

Die Untersuchungsfläche liegt im Forstamt Arnsberg in 490 m NN in Abt. 67 im Wuchsbezirk Nordsauerländer Oberland im Wuchsgebiet Sauerland. Die Niederschläge betragen im Jahresmittel 1.000 mm, die Jahresmitteltemperatur erreicht 7° C. Der geologische Untergrund wird von den unteren Arnsberger Schichten des Oberkarbon, die von Fließerdien überlagert sind, gebildet. Hieraus hat sich eine Pseudogley-Braunerde mit einem typischen Moder entwickelt. 1992 wurde der chemische Bodenzustand der Flächen wie folgt charakterisiert: die pH-Werte (H<sub>2</sub>O bzw. CaCl<sub>2</sub>) erreichen im Oberboden der unbehandelten Fläche Werte von 3,4 bzw. 3,01 und im Unterboden 4,48 bzw. 4,11; die Basensättigung der Austauscher beträgt 8,6 v.H. im Oberboden und 5,2 v.H. im Unterboden. Die gekalkte Fläche wurde 1983 und 1990 mit jeweils 6 t Forsthüttenkalk / ha behandelt. Der Bodenzustand auf dieser Fläche ist durch eine im Umbau befindliche, lockere Moderauflage, pH-Werten (H<sub>2</sub>O bzw. CaCl<sub>2</sub>) im Oberboden von 4 bzw. 3,6 und eine Basensättigung der Austauscher von 40 v.H. gekennzeichnet. Der Unterboden weist ähnliche Kennwerte wie der auf der nicht gekalkten Fläche auf.

Der Buchenbestand auf beiden Flächen ist ein starkes Baumholz (Alter 130 - 150 Jahre), das im Winter 1996 vor der Realisierung der Wurzelgrabung im Juli 1997 mit ca. 60 Efm o.R. durchforstet wurde. Auf jeder Teilfläche wurden jeweils 2 vitale herrschende bzw. mitherrschende Buchen für die Wurzelgrabung ausgewählt. Die Probestämme standen maximal 80 m voneinander entfernt. Die Erfassung der Wurzeln wurde entsprechend der bei ASCHE et al. 1995 beschriebenen Methode erfaßt. Der pH-Wert (H<sub>2</sub>O und KCl) wurde mit einer Einstabmeßelektrode für jedes Zählquadrat von 10 cm x 10 cm bis zu einer Tiefe von 30 cm bestimmt. In der Tiefe 30 cm - 100 cm wurden die pH-Werte in einem Raster von 20 cm x 30 cm bzw. 30 cm x 30 cm gemessen.

### **Ergebnisse**

#### **pH-Werte**

In den Wurzelgräben wurden eine große Anzahl von pH-Messungen (H<sub>2</sub>O, KCl) durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Form von Häufigkeitsverteilungen in der Abbildung 1 dargestellt. Sie zeigt, daß sich die Säurestärke im Oberboden der Kontrollfläche zwischen pH(KCl) 2,8 und 3,5 bewegt. Mit zunehmender Tiefe steigen die pH-Werte an und erreichen in der Tiefe 90 cm Werte zwischen 3,6 und 4,3. Die in H<sub>2</sub>O gemessenen Werte lagen um ca. 0,2 bis 1 pH-Einheit über den gemessenen Werten der KCl-Suspension. Im Boden der gekalkten Fläche wurde eine deutlich andere Verteilung der pH(KCl)-Werte gefunden (Abb. 1). Die gemessenen pH-Werte waren deutlich höher, insbesondere in der Tiefe bis 20 cm, und die Spannweite war mit ca. 2 pH-Einheiten deutlich größer, verglichen mit der Kontrollfläche. Die in H<sub>2</sub>O gemessenen Werte lagen um ca. 0,2 bis 1 pH-Einheit über den gemessenen Werten der KCl-Suspension.

Abb. 1: pH (KCl) -Wertverteilung in den Wurzelgräben

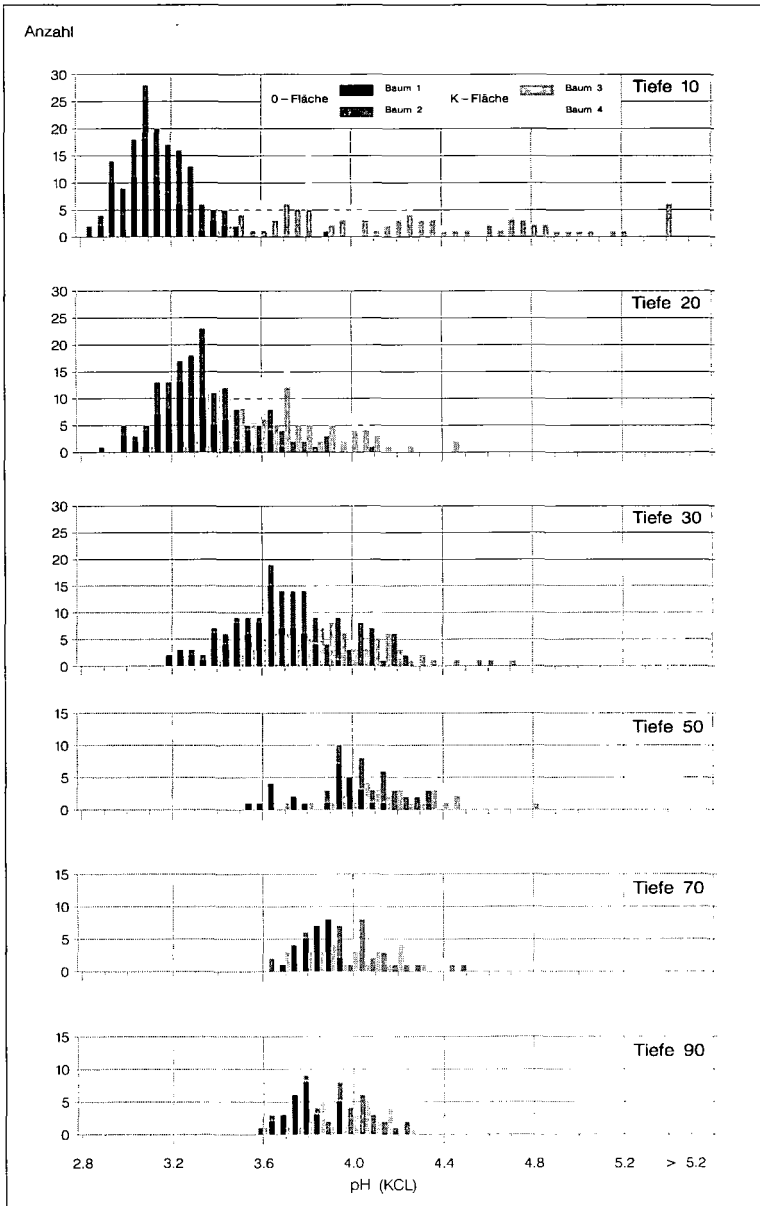


Abb. 2: Feinwurzeln bezogen auf Im Grabenlänge

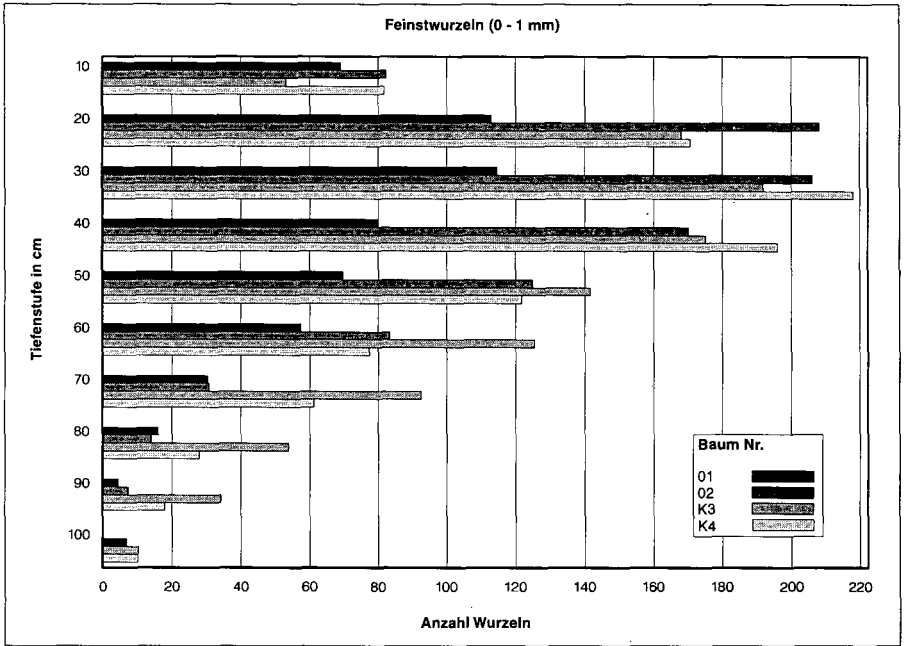
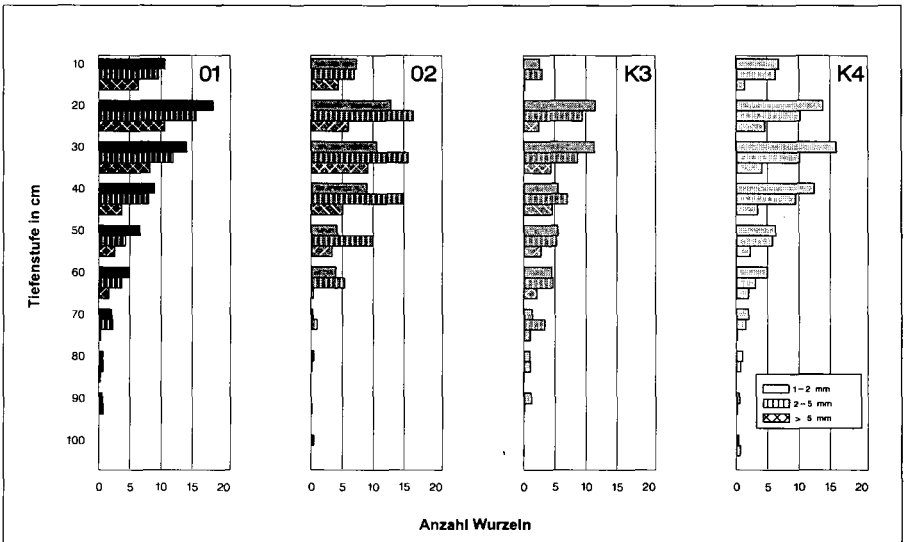


Abb. 3: Grobwurzeln bezogen auf Im Grabenlänge



Aus der Abb. 1 ist der Trend zu höheren pH-Werten im Unterboden auf der gekalkten Fläche im Vergleich zur Kontrollfläche deutlich zu erkennen. Er ist statistisch hochsignifikant (T-Test unter Berücksichtigung unterschiedlicher Varianzen). Die räumliche Heterogenität der Bodenmatrix kann diese Unterschiede nur teilweise erklären. Dieses Ergebnis ist insofern interessant, da es zeigt, daß oberflächlich ausgebrachter Kalk in erheblichem Umfang in tiefere Bodenschichten transportiert wird und hier zu einer Verminderung der Säurestärke führen kann.

### **Wurzelverteilung**

Die Zählergebnisse der Wurzelverteilung sind in den Abb. 2 und 3 auf eine einheitliche Profilbreite von 1 m bezogen. Aus den Abbildung 2 ist zu entnehmen, daß die höchste Feinstwurzelichte für alle Bäume in der Tiefe 10 - 40 cm angetroffen wurde. Die geringere Wurzelanzahl in der Tiefe 0 - 10 cm kann eine Folge des durch die Grabung gestörten Oberbodens sein. Die Ergebnisse dieser Tiefe sind insofern nur bedingt für die weitere Auswertung geeignet. Die Feinstwurzelzahlen in der Tiefe 70 - 90 cm der Bäume auf der gekalkten Fläche sind im Vergleich zu den Bäumen auf der Kontrollfläche leicht erhöht. Möglicherweise deuten diese Zahlen auf eine bessere Tiefenerschließung des Bodens durch die Bäume auf der Kalkfläche hin. Auffällig ist, daß zwischen der Säurestärke der Bodenmatrix und der Intensität der Feinstwurzelverteilung kein Zusammenhang zu bestehen scheint, was durch eine statistische Datenanalyse bestätigt wurde (Spearman'sche Rangkorrelationskoeffizienten).

Vergleicht man die Verteilung der Grobwurzeln im Boden für die untersuchten Bäume (Abb. 3), so sind klare Unterschiede der Tiefen- und Häufigkeitsverteilung nicht zu erkennen. Das bedeutet, daß die unterschiedliche Flächenbehandlung bisher keinen Einfluß auf die Tiefenverteilung stärkerer Wurzeln hatte.

### **Schlußbetrachtung**

Die Ergebnisse der Wurzelgrabung zeigen, daß Buchen auf einer gekalkten Fläche in einem Zeitraum von ca. 15 Jahren kein flacheres Wurzelsystem ausgebildet haben als Bäume auf einer vergleichbaren, unbehandelten Fläche. In wieweit die schwache Pseudovergleichung des Unterbodens die Ausprägung des Wurzelsystems der Rotbuchen modifiziert hat, kann aus den vorliegenden Daten nur ansatzweise abgeleitet werden. Ein Vergleich der hier vorgestellten Ergebnisse mit Daten einer Wurzelgrabung auf vergleichbaren Standorten ohne Staunässemerkmale (ADAMIAK, 1994, ASCHE et al., 1995), läßt den Schluß zu, daß eine intensivere Erschließung des Unterbodens mit Fein- und auch Starkwurzeln ohne Staunässe zu erwarten gewesen wäre.

Eine signifikante Beziehungen zwischen der Feinstwurzelintensität der Buchen und der Säurestärke der Bodensuspension bestehen nicht. Offensichtlich behindern pH-Werte der Bodenlösung um 4 das Wurzelwachstum nicht oder nur in geringer Weise. Dieser Säuretoleranz der Buche hat ELLENBERG (1982, 1996) insoweit Rechnung getragen, als er ihren ökologischen Dominanzbereich in Mitteleuropa bis zu stark sauren Standorten erweitern hat. Dabei ist nicht bekannt, ob durch die relativ ungünstigen bodenchemischen Bedingungen, der Feinstwurzelumsatz, im Vergleich zu gekalkten Flächen, erhöht und damit die oberirdische Biomasseproduktion hierdurch vermindert ist, wie dies von MURACH (1991) für Fichten beschrieben wurde. Um diese Fragen abzuklären und die hier vorgestellten Ergebnisse zu verifizieren, ist es erforderlich weitere vergleichende Untersuchungen durchzuführen.

### **Dank**

Diese Studie wurde in Zusammenarbeit mit dem Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Univ. Göttingen durchgeführt. Bei der Realisierung haben zahlreiche Persönlichkeiten durch Rat und Tat mitgeholfen. Dafür bedanke ich mich recht herzlich. Mein besonderer Dank gilt Frau A. Benner für die sorgfältige Erfassung der Wurzeln und der pH-Werte und Herrn G. Santora für die grafische und statistische Aufbereitung der Ergebnisse.

### **Literatur**

ADAMIAK, V., 1994: Diplomarbeit im Lehrgebiet Bodenkunde u. Waldernährung der FH Hildesheim/Holzminde, FB Forstwirtschaft in Göttingen, S. 60. ASCHE, N., THOMBANSEN, K., BECKER, A., 1995: Forstw. Cbl. 114, S. 340 - 347. ASCHE, N., HALVERSCHEID, U., 1998: AFZ/Der Wald 6, S. 288 - 290. BEESE, F., 1985: AFZ, 43, S. 1161 - 1162. BMELF, 1997: Deutscher Waldbodenbericht 1996, Band 1, S. 144., Bonn. ELLENBERG, H., 1982, 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 4. u. 5. Aufl., Ulmer Verlag, Stuttgart. KAUPENJOHANN, M., 1995: AFZ/Der Wald 17, S. 942 - 945. KÖSTLER, J.N., BRÜCKNER, E., BIEBELRIETHER, H., 1968: Verlag Paul Parey Hamburg und Berlin, S. 284. MURACH, D., 1987: in: MATHY, P., Air Pollution and Ecosystems, Proceedings of an International Symposium held in Grenoble, France, 18-22 May 1987, D. Reidel Publishing Company Dordrecht, Bosten, Lancaster, Tokyo, S. 445 - 451. MURACH, D., 1991: Forstarchiv 62, Jg., S.12 - 17. SAUTER, U., MEIWES, K.J., 1990: Forst und Holz, Nr. 20, S. 605 - 610. SCHÜLER, G., 1997: In: Waldschäden, Boden- und Wasserversauerung durch Luftschadstoffe in Rheinland-Pfalz, S. 74 - 96, Herausgeber: Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Mainz. SÜCHTING, H., 1928: Forstl. Wochenschrift Silva, 16. Jg., Nr. 33, S. 257 - 267. TRÜMPER, K.H., 1937: Aus der Schriftenreihe des Kalkdienstes Nr.1, Meschede.



## **Geochemische Modellierungen der Festphasen- und Lösungschemie in pyrithaltigen Sedimenten deutscher Braunkohle-Tagebaue**

**Balkenhol, R.; Ludwig, B.**

### **Einleitung und Ziele**

Zur Beurteilung der Langzeitfolgen der Bergbautätigkeit in Braunkohletagebauen auf die Grund- und Sickerwasserqualität ist das Verständnis der Sekundärreaktionen in pyrithaltigen Sedimenten unter aeroben Bedingungen von Bedeutung. Mittels Röntgenbeugung (XRD) und Ionenaktivitätsprodukt-(IAP) Berechnungen wurde die Bildung von Sekundärmineralen in pyrithaltigen Sedimenten des Braunkohletagebaus Garzweiler untersucht. Ein Aziditätsbudget wurde erstellt und ein chemisches Gleichgewichtsmodell (inklusive kinetischer Reaktionen) auf sequenzielle Batchexperimente, die mit unterschiedlichen Zugabelösungen an verschieden stark oxidierten pyrithaltigen Sedimenten durchgeführt wurden, angewendet.

### **Material und Methoden**

Die Sedimentproben wurden an der vollentwässerten Abbauseite des Tagebaus Garzweiler (Rheinisches Braunkohlerevier) entnommen. Die Proben enthielten bei der Probennahme 1.6 Gew.% Pyrit. Die mineralogische Zusammensetzung wurde dominiert von Quarz (ca. 80 Gew.%), daneben fanden sich noch Anteile an Glimmer, Kaolinit, anderen Tonmineralen, Feldspat und kleine Mengen Gips, Dolomit und Anatas.

Die unverwitterten Proben wurden im Labor für 3, 18, 90 bzw. 180 Tage unter Feuchthalten bei Raumtemperatur der Pyritoxidation ausgesetzt. Dabei wurden die Proben GNS<sub>10%</sub>, GNS<sub>15%</sub>, GNS<sub>60%</sub> und GNS<sub>90%</sub> mit den entsprechenden Oxidationsgraden erhalten. Diese Proben wurden nach Trocknung in den sequenziellen Batchexperimenten eingesetzt. Dazu wurden je 100 g der Sedimentprobe in einem Filtrationsgefäß mit 100 ml Wasser vermischt und zur Gleichgewichtseinstellung über Nacht stehengelassen. Die Suspension wurde filtriert und die Hälfte des Filtrats zur Analyse entnommen. Die so gewonnene Lösung wurde als Gleichgewichtslösung oder Schritt 0 der Batchversuche bezeichnet. Zur sequenziellen Extraktion wurde die Gleichgewichtslösung mit einer der Testlösungen H<sub>2</sub>O, 100 mM CaCl<sub>2</sub> oder 10 mM NaOH wieder auf 100 ml ergänzt und dem Sediment zugesetzt. Nach Stehenlassen über Nacht wurde die Suspension wieder filtriert, die Hälfte der Lösung entnommen und durch die entsprechende Testlösung auf 100 ml aufgefüllt. Diese Prozedur wurde 8mal bzw. 6mal (GNS<sub>15%</sub>) wiederholt.

Die Eignung eines Modells gekoppelter Gleichgewichte (PHREEQC) zur Beschreibung der Sekundärprozesse der oxidativen Pyritverwitterung wurde getestet. Das Modell beinhaltete anorganische Komplexbildung, Redoxreaktionen, Fällung/Lösung schwerlöslicher Salze, multiplen Kationenaustausch und zusätzlich Pyritoxidation unter Verwendung einer einfachen Zugabefunktion. Die Kationenaustauschkapazität (KAK) wurde durch Perkolatation mit 1 M NH<sub>4</sub>Cl an Proben bestimmt, die zuvor durch Perkolatation mit Wasser von leichtlöslichen Salzen befreit worden waren.

Die mineralogischen Untersuchungen der Sedimente erfolgten mittels Röntgendiffraktometrie (XRD).

## Ergebnisse

### Gleichgewichtslösungen und $NH_4Cl$ -Extraktion

Als unmittelbare Folge der Pyritoxidation stiegen im Verlauf der Verwitterung von GNS<sub>10%</sub> zu GNS<sub>90%</sub> die Fe- und die  $SO_4$ -Konzentration in den Gleichgewichtslösungen an. Der pH-Wert fiel von 5.9 auf 2.0. Die Al-Konzentration erhöhte sich durch Folgereaktionen. Die Ca-Konzentration verdoppelte sich bei der Verwitterung von GNS<sub>10%</sub> auf GNS<sub>15%</sub>, im weiteren Verlauf blieb sie konstant. Die Mg-Konzentration stieg stetig von 2.9 auf 18  $mmol_c \cdot l^{-1}$  an (Tab. 1).

Probe	pH	mV				$mmol_c \cdot l^{-1}$							
		$E_H$	Na	K	Ca	Mn	Mg	Fe <sup>II</sup>	Fe <sup>III</sup>	Si	Al	$SO_4$	
GNS <sub>10%</sub>	5.9 (0.0)	450	0.3 (0.0)	0.5 (0.0)	12 (0.3)	0.0 (0.0)	2.9 (0.1)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	nb (0.0)	0.0 (0.0)	16 (0.6)	
GNS <sub>15%</sub>	3.6 (0.0)	450	0.3 (0.0)	1.4 (0.0)	25 (0.4)	0.2 (0.0)	8.0 (0.1)	3.8 (0.1)	0.0 (0.0)	0.6 (0.0)	0.6 (0.1)	41 (0.5)	
GNS <sub>60%</sub>	2.3 (0.0)	620	0.4 (0.1)	0.4 (0.0)	25 (0.5)	0.4 (0.1)	12 (1.3)	21 (0.5)	2.1 (1.5)	0.8 (0.1)	16 (1.7)	83 (5.0)	
GNS <sub>90%</sub>	2.0 (0.0)	725	0.3 (0.0)	0.3 (0.1)	26 (0.4)	1.0 (0.1)	18 (2.3)	2.7 (2.3)	210 (28)	nb (12)	79 (41)	328 (41)	

**Tabelle 1:** pH,  $E_H$ -Werte und Konzentrationen in den Gleichgewichtslösungen der verschiedenen Verwitterungstufen. Die Standardabweichungen sind in Klammern angegeben (n=3).

Sowohl Ca als auch Mg lagen bei der Probe GNS<sub>10%</sub> fast vollständig in austauschbarer Form vor (nicht gezeigt). Bei der Mobilisierung dieser beiden Kationen im Verlauf der Verwitterung spielten Austauschprozesse die dominierende Rolle. Die Belegung des Austauschers wurde mit zunehmender Verwitterung von  $Fe^{2+}$ ,  $Fe^{3+}$ ,  $H^+$  und  $Al^{3+}$  dominiert. Betrug die Belegung des Austauschers mit  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $K^+$  und  $Na^+$  bei GNS<sub>10%</sub> noch fast 100 Eq.%, so ging sie bei der Probe GNS<sub>90%</sub> auf 40% zurück. Zugleich nahm die KAK durch die Protonierung der variablen Ladungen, die Bildung von  $Al_xOH_y$ -Polymerschichten und die Zerstörung der Tonminerale von 78 auf 32  $mmol_c \cdot kg^{-1}$  ab.

### Aziditätsbudget

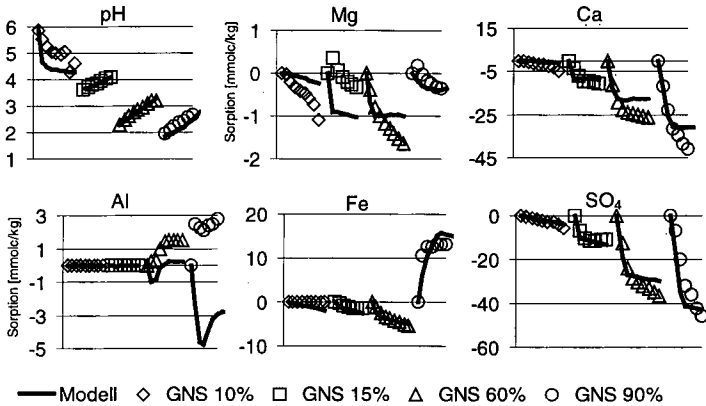
Während der Oxidation von GNS<sub>10%</sub> zu GNS<sub>90%</sub> wurden im ersten Schritt der Pyritoxidation 414  $mmol_c \cdot SO_4 \cdot kg^{-1}$ , 207  $mmol_c \cdot H^+ \cdot kg^{-1}$  und 207  $mmol_c \cdot Fe^{2+} \cdot kg^{-1}$  produziert. Die Oxidation von  $Fe^{2+}$  zu  $Fe^{3+}$  durch Sauerstoff verbrauchte 104  $mmol_c \cdot kg^{-1} \cdot H^+$ . Der größte Teil der produzierten Acidität wurde direkt als  $Fe^{III}$  in die Lösung abgegeben (51%). Mobilisation von  $H^+$  in die Lösung trug zu 6% zur Versauerung bei. 6  $mmol_c \cdot Fe^{III} \cdot kg^{-1}$  (1% der Acidität) wurden an den Austauscher gebunden. Freisetzung von Al in die Lösung und an den Austauscher trug zu 22% zum Aciditätsbudget bei. Die Reduktion der KAK entsprach 11% der produzierten Acidität. Die verbliebenen 95  $mmol_c \cdot Fe^{III} \cdot kg^{-1}$  wurden möglicherweise als  $Fe(OH)_3$  gefällt (begleitet von der Produktion von 95  $mmol_c \cdot H^+ \cdot kg^{-1}$ ). 35  $mmol_c \cdot H^+ \cdot kg^{-1}$  (8%) konnten keinem Prozess zugeordnet werden.

### Sekundärmineral-Bildung

XRD-Untersuchungen zeigten mit steigendem Verwitterungsgrad zunehmende Bildung von Gips an. Für die höher oxidierten Proben (GNS<sub>60%</sub> und GNS<sub>90%</sub>) wurde H-Jarosit nachgewiesen. IAP-Berechnungen für die Lösungen der sequenziellen Batchversuche zeigten für die Proben GNS<sub>15%</sub>, GNS<sub>60%</sub> und GNS<sub>90%</sub> Gleichgewicht der Lösungen mit Gips über mehrere Extraktionsschritte an. IAP-Berechnungen zeigten bei GNS<sub>60%</sub> und GNS<sub>90%</sub> ein Gleichgewicht der Lösungen mit Jurbanit an. Für die Probe GNS<sub>90%</sub> wurden Gleichgewichtsbedingungen für H-Jarosit gefunden, alle anderen Proben zeigten Untersättigung. Die IAP-Berechnungen für  $Al(OH)_3$  zeigen für die pH-Bereiche unterhalb von 6 für alle Proben Untersättigung für  $Al(OH)_3$  Phasen an.

### Modellierung

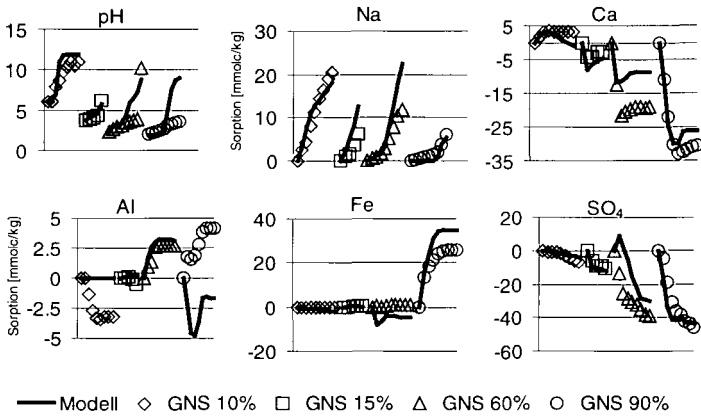
Als Eingabeparameter für die Modellrechnungen wurden die gemessenen Konzentrationen der Gleichgewichtslösungen und die KAK der Sedimente verwendet. Oxidation von 0.125 mmol FeS<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> wurde vorgegeben.



**Abbildung 1:** Experimentelle (Symbole) und Modell- Ergebnisse (Linie) für die sequenziellen Batchversuche mit der Testlösung H<sub>2</sub>O vs. Versuchsschritte.

Für die Modellierung wurden 0, 3, 13 und 17 mmol Gips kg<sup>-1</sup> für die Proben GNS<sub>10%</sub>, GNS<sub>15%</sub>, GNS<sub>60%</sub> und GNS<sub>90%</sub> vorgegeben. Bei der Probe GNS<sub>90%</sub> wurde zu Beginn 0.5 mmol H-Jarosit kg<sup>-1</sup> vorgegeben. Bei der Probe GNS<sub>90%</sub> war die Fällung von Jurbanit ( $\log_{10}K_L = -3.23$ ), Al(OH)<sub>3</sub> ( $\log_{10}K_L = 9.0$ ) und Fe(OH)<sub>3</sub> ( $\log_{10}K_L = 2.0$ ) erlaubt. Für die Proben GNS<sub>10%</sub>, GNS<sub>15%</sub> und GNS<sub>60%</sub> war bei den Experimenten mit der Testlösung NaOH die Fällung von amorphem Al(OH)<sub>3</sub> und Fe(OH)<sub>3</sub> erlaubt. Das Modell der NaOH Zugabe bei den Proben GNS<sub>15%</sub>, GNS<sub>60%</sub> und GNS<sub>90%</sub> enthielt zusätzlich noch die Zugabe von 2 mmol O<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, die zur Fe<sup>2+</sup> Oxidation benötigt wurden. Bei der Probe GNS<sub>10%</sub> wurde die austauschbare H<sup>+</sup>-Menge als 15 mmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> angenommen, da bei den aus der Laugenzugabe resultierenden hohen pH- Werten zusätzlich variable Austauschplätze entstanden sein können.

Das Modell beinhaltet für die Testlösungen Wasser (Abb. 1) und CaCl<sub>2</sub> (ohne Abb.) die wichtigsten pH- Pufferreaktionen und war in der Lage den Verlauf des pH-Wertes zu beschreiben. Gute Übereinstimmung gab es auch zwischen den gemessenen und modellierten Ca- und SO<sub>4</sub>-Verläufen. Das während der Pyritoxidation gebildete SO<sub>4</sub> wurde zum Großteil in die Lösung abgegeben und zum Teil zusammen mit vom Austauscher stammenden Ca als Gips festgelegt. Für die geringc. verwitterten Proben wurden die Fe- und Al-Sorptionverläufe gut vom Modell nachgebildet, bei höherer Verwitterung konnte die Al-Festlegung (möglicherweise als Al(OH)SO<sub>4</sub>) mit dem Modell nicht beschrieben werden.



**Abbildung 2:** Experimentelle- (Symbole) und Modell- Ergebnisse (Linie) für die sequenziellen Batchversuche mit der Testlösung 10 mM NaOH vs. Versuchsschritte.

Die Zugabe von NaOH führte bei allen Verwitterungsstufen zu einem Anstieg des pH. Das Modell berechnete, dass die zugegebenen Hydroxylionen bei GNS<sub>10%</sub> und GNS<sub>15%</sub> durch Austausch von H<sup>+</sup>, Fe<sup>2+</sup> und Al<sup>3+</sup> gepuffert wurden. Fe und Al wurden als Hydroxide gefällt. Bei der Probe GNS<sub>60%</sub> konnte der pH-Endwert durch das Modell beschrieben werden, die Na-Adsorption wurde überschätzt und die Pufferung der Hydroxylionen im Verlauf des Versuchs wurde unterschätzt. Der pH-Verlauf bei GNS<sub>90%</sub> konnte bei Zugabe von mehr als 20 mmol NaOH kg<sup>-1</sup> nicht mehr mit dem Modell beschrieben werden, auch die Festlegung von Al wurde nicht durch das Modell erfasst (Abb. 2). Die Modellierung der Laugenzugabe zeigte, dass die Neutralisationsprozesse bei höheren Verwitterungsstufen nicht vollständig verstanden waren.

**Danksagung**

Die Arbeiten zu dieser Veröffentlichung wurden von der Deutschen Forschungsgemeinschaft im Rahmen des Schwerpunktprogramms 546 "Geochemische Prozesse mit Langzeitfolgen im anthropogen beeinflussten Sickerwasser und Grundwasser" gefördert.

**Literatur**

Ludwig, B., Khanna, P., Balkenhol, R., Friedrich, G. and Dohrmann, R. (1999): Pyrite oxidation in a sediment sample of an open-cut brown coal mine: mineral formation, buffering of acidity and modeling of cations and sulfate. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, in press.

## Variabilität von pH-Werten in Sandböden unter Kiefern in Raum und Zeit: Ergebnisse von Langzeitmessungen (24 Monate) auf der 10-m-Skala

J. Böttcher\*, A. Teichert\*, G. Springob\* und W. H. M. Duijnsveld\*\*

### *Einleitung*

Der pH-Wert der Bodenlösung gilt als wichtiges Intensitätsmaß des Aciditätsstatus eines Boden. Als ökologische Zustandsgröße kann er zudem zur Beurteilung der Elastizität oder Plastizität eines Bodenökosystems herangezogen werden, welches durch Versauerungsschübe beeinflusst wurde bzw. wird.

Der pH-Wert ist jedoch weder in Raum noch Zeit konstant. Kleinräumig treten in Waldböden vertikal und horizontal erhebliche pH-Gradienten auf (z.B. Göttlein, 1995). Untersuchungen zur pH-Heterogenität der Grundwasserneubildung unter Kiefernforst auf sandigen Böden zeigten pH-Amplituden von 0.6 pH-Einheiten (Böttcher & Strebel, 1988). Ein kausaler Zusammenhang zwischen Mustern der Stoffdeposition mit dem Bestandesniederschlag und der räumlichen Ausprägung der pH-Werte konnte nachgewiesen werden. Welche Dynamik und kleinräumige Variabilität der pH-Werte in den grobkörnigen, pufferarmen Sandböden auftritt und welche Reaktion das System auf Versauerungsphasen aufweist, war Gegenstand der folgenden Untersuchungen.

### *Untersuchungsgebiet / Konzeption der Untersuchungen*

Standort: lichter 80-jähriger Kiefernforst im Wasserschutzgebiet Fuhrberger Feld, 30 km nordöstlich von Hannover, Bodentyp Gley-Podsol aus Talsand, tiefgründig versauert.

Instrumentierung: 10-m-Transect mit 19 horizontalen Meßpositionen in den Tiefenstufen 0.2m [Ahe], 0.5 m [Bsh1], 0.8m [Bsh2], 1,1m [Bsh-rGo] und 1.4m [G(h)o], alle Meßpositionen mit Saugkerzen, Antimon(Sb)-Elektroden und Platin(Pt)-Elektroden bestückt. Zwischen 07.05.1997 – 31.03.1999 wurde mittels Saugkerzen die Bodenlösung beprobt (maximal 22 Probenahmeterminen). Standardanalyse relevanter Stoffkonzentrationen mittels Atomabsorptionsspektroskopie (AAS) und Ionenchromatographie, pH-Wert mittels Glaselektrode (pH<sub>GE</sub>).

In-situ pH-Messung: Zur Identifizierung kurzfristiger pH-Schwankungen wurden in-situ pH-Werte (pH<sub>SBE</sub>) über stationär eingebaute Antimon(Sb)-Elektroden gemessen. Die Antimon(Sb)-Elektroden wurden in Anlehnung an die von Pfisterer & Gribbohm (1989) beschriebene Bauweise von Platin(Pt)-Elektroden zur in-situ Redoxpotentialmessung selbst konstruiert (Abb. 1). Antimonsplitter (1-2 cm lang, 1-3 mm<sup>2</sup> Querschnittsfläche) wurden über Punktlötung mit einem Potentialverstärker verbunden. Dieses Teilstück wurde mit einem wasserabweisenden Kunststoff umhüllt und in einem Polypropylenrohr eingebettet. Die Elektrodenspitze wurde kegelförmig abgedreht, so dass eine Kontaktfläche von ca. 1-2 mm<sup>2</sup> entstand. Jede Elektrode wurde in Bodensuspensionen, bei denen dem Boden soviel Wasser zugesetzt wird, dass unter Rühren gerade eine Suspension entsteht, im Labor kalibriert (pH-Bereich von pH 2.0-7.0).

\*) Universität Hannover, Institut für Bodenkunde, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover

\*\*) Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 30655 Hannover

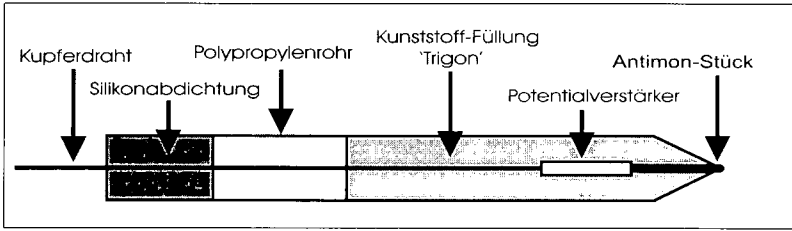


Abb. 1: Antimon(Sb)-Elektroden für die in-situ pH-Messung

Der funktionale Zusammenhang zwischen den Antimon(Sb)-Potentialen und den pH-Werten der Bodensuspensionen (gemessen mit der Glaselektrode) ließ sich über lineare Regressionsgleichungen darstellen:

$$Sb\text{-Potential (mV)} = a + b \cdot pH_{GE} \quad \text{mit } a = Sb\text{-Potential (mV)}, b = \text{Steigung der Geraden.}$$

Hoch signifikante Korrelationskoeffizienten ( $r_{\min} = 0.9508^{***}$ ,  $r_{\max} = 0.9994^{***}$ ) belegten, dass die Sb-Elektroden sehr pH-sensibel reagieren und grundsätzlich für die pH-Messung in Böden geeignet sind [s.a. Baghady & Sommer (1987), Marth (1995)]. Als Referenzelektroden wurden Ag/AgCl<sub>2</sub>-Elektrode eingesetzt, Messwertaufnahme und Rohdatenverarbeitung erfolgten über einen batteriebetriebenen PC, stationär am Untersuchungsstandort.

### Ergebnisse in Kürze

#### pH und Stoffkonzentrationen der Bodenlösung (Saugkerzenbeprobung):

Der Verlauf der pH<sub>GE</sub>-Werte zeigt tiefenunabhängig eine deutlich höhere räumliche als zeitliche Variabilität. So schwanken die pH<sub>GE</sub>-Werte in 0.2 m Bodentiefe (Ahe) räumlich zwischen pH 3.00 – 4.25. Die pH-Amplituden sind während des Beobachtungszeitraums jedoch nur relativ gering, die pH-Werte schwingen im zeitlichen Verlauf überwiegend sehr elastisch. Die Bedeutung der Bestandesvariabilität spiegelt sich in den Mustern des Bestandesniederschlags und der Bestandesdeposition wider (Teichert et al., 1999a). So korrelieren zu Zeiten hoher Niederschlagsintensitäten die pH-Werte in 0.2 m Bodentiefe deutlich mit dem 2-gipfligen Muster der annuellen Stoffdeposition wichtiger Kationen und Anionen. Es zeigt sich, daß die Kronenstruktur der am Transekt stehenden Kiefern sowohl Stoffinput als auch die Stoffkonzentrationen der Bodenlösung beeinflusst. Zur Identifikation möglicher Versauerungsschübe dient die Betrachtung der Differenz der Protonenkonzentration je Messpunkt zu Zeitpunkten hoher und niedriger pH-Werte (Abb. 2).

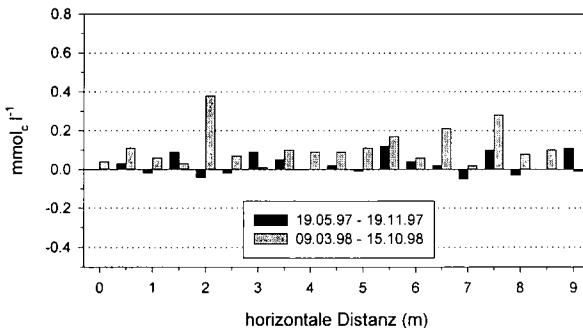


Abb.2: Differenz der Protonenkonzentration in der Bodenlösung zwischen Terminen geringer und hoher pH<sub>GE</sub>-Werte in 0.2 m Bodentiefe (Ahe)

Im Zeitraum 19.06.-19.11.97 treten in 0.2 m Bodentiefe Protonenkonzentrationsänderungen von maximal 0.12 mmol<sub>c</sub> l<sup>-1</sup> auf. Im Zeitraum 1998 erreichen sie mit annähernd 0.4 mmol<sub>c</sub> l<sup>-1</sup> (Messposition 2 m, horizon-

tale Distanz) punktuell deutlich höhere Ausmaße. Starke Versauerungsschübe von  $0.5 \text{ mmol}_e \text{ l}^{-1}$ , wie sie von Matzner & Cassens-Sasse (1984) im Solling aufgezeigt werden konnten, sind im Beobachtungszeitraum nicht zu identifizieren. Deutlich wird jedoch die hohe kleinräumige Heterogenität der beobachteten Änderungen auf der 10-m-Raumskala. Mit zunehmender Tiefe nehmen die Protonenkonzentrationsänderungen deutlich ab und indizieren somit sehr konstante  $\text{H}^+$ -Aktivitäten im Unterboden während der Sommermonate. Die relativ geringe Erhöhung der Protonenkonzentration in 0.2 m Bodentiefe wird begleitet durch eine ebenfalls räumlich sehr heterogene Zunahme quantitativ wichtiger Kationen (Ca, Al) [Abb.3] und Anionen (Cl,  $\text{SO}_4$ ).

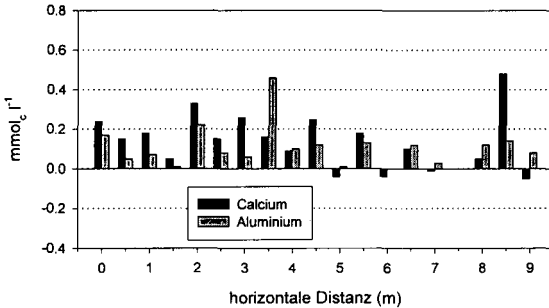


Abb.3: Differenz der Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung zwischen Terminen geringer und hoher  $\text{pH}_{\text{GE}}$ -Werte in 0.2 m Bodentiefe (Ahe); Beobachtungszeitraum 09.03. – 15.10.1998

Die mittleren Nitrat-Konzentrationen liegen bei  $0.00\text{-}0.02 \text{ mmol}_e \text{ l}^{-1}$  und haben somit keine quantitative Bedeutung hinsichtlich der Stoffdynamik in der Bodenlösung des Untersuchungsstandorts. Die gleichzeitige Erhöhung der Na- und Cl-Konzentrationen – hier am Beispiel der Cl-Konzentrationsänderungen illustriert – deutet auf Versauerungsstress bedingt durch Austrocknung und damit Aufkonzentrierung der Bodenlösung. Änderungen von Al- und  $\text{SO}_4$ -Konzentrationen lassen auf Pufferprozesse schließen, an denen Hydroxo-Sulfate als puffernde Substanzen beteiligt sein könnten (vgl. Teichert et al., 1999b).

#### In-situ pH-Messung mit Antimon(Sb)Elektroden:

Die raum-zeitliche Entwicklung der  $\text{pH}_{\text{SbE}}$ -Werte in 0.2 m Bodentiefe (Abb. 4) zeigt für einige Messpositionen sehr starke, aber auch elastische pH-Schwankungen im Juni/Juli 1997. Diese niederschlagsbedingten pH-Schwankungen indizieren kleinräumig eine erhebliche pH-Dynamik, welche über die  $\text{pH}_{\text{GE}}$ -Messung in der durch Saugkerzenbeprobung gewonnenen Bodenlösung nicht nachvollzogen werden konnte. Da der  $\text{pH}_{\text{GE}}$ -Wert einen Flussmittelwert<sup>1)</sup> darstellt und ein relativ großes Bodenvolumen bei der Saugkerzenmethode beprobt wird, „mitteln“ sich die mit der Antimon(Sb)-Elektrode punktuell indizierten pH-Schwankungen über die Bodenlösungsprobe aus. D.h., die in-situ pH-Messungen geben einen Einblick in die punktuelle pH-Dynamik der Bodenlösung, die durch kurzfristige „Auslenkung“ des pH-Werts und schnelle elastische Reaktion des Systems gekennzeichnet ist. Auch in diesem silikatarmen Sandboden ist der pH-Wert also sehr effektiv auf niedrigem Niveau (=starke Versauerung) stabilisiert.

Bei der in-situ-Messung mit Antimon(Sb)-Elektroden müssen allerdings einige Probleme berücksichtigt werden. Im Mittel sind die  $\text{pH}_{\text{SbE}}$ -Werte um  $0.2\text{-}0.4$  Einheiten tiefer als die  $\text{pH}_{\text{GE}}$ -Werte. Teilweise sehr ähnliche  $\text{pH}_{\text{SbE}}$ -Peaks in den Zeitgängen aller Elektroden deuten auf eine kausal noch nicht geklärte Beeinflussung des Sb-Potentials hin.

<sup>1)</sup> Flussmittelwert bedeutet, dass die Konzentration der durch eine Saugkerze gewonnenen Probe der Bodenlösung, ein über den Fluss gemittelter Wert der Konzentrationen verschiedener Poren ist (Roth, 1989)

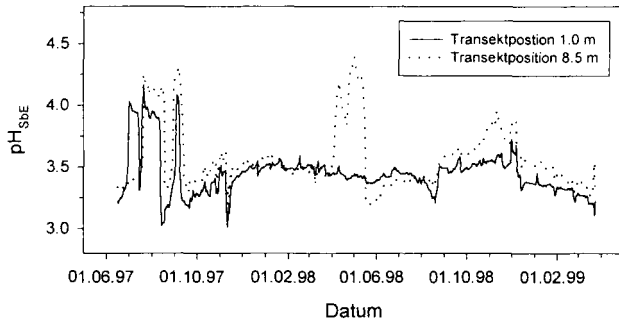


Abb. 4: Raumzeitliche Entwicklung des  $\text{pH}_{\text{SbE}}$ -Wertes in 0.2 m Bodentiefe (Ahe) am Transekt (jahreszeitliche Temperatureinflüsse auf die  $\text{pH}_{\text{SbE}}$ -Werte wurden durch Fouriertransformation und -glättung eliminiert).

Punktuell sehr niedrige  $\text{pH}_{\text{SbE}}$ -Werte im Unterboden lassen auf einen Anstieg der Sb-Potentiale (= sinkende  $\text{pH}_{\text{SbE}}$ -Werte) durch erhöhte Matrixpotentiale (Schaller & Fischer, 1981) schließen.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass saisonale Versauerungsschübe nur in geringem Maß im Oberboden auftraten. Sie sind auf der betrachteten 10-m-Skala räumlich sehr heterogen. Insgesamt weist das System im 2-Jahres-Zeitraum tiefenunabhängig eine sehr elastische pH-Dynamik auf. Mit Hilfe der in-situ-pH-Messung mit Antimon(Sb)-Elektroden wurden kurzfristig sehr starke, elastische pH-Schwankungen aufgezeigt, welche durch pH-Messungen in durch Saugkerzenbeprobung gewonnener Bodenlösung nicht erfasst werden konnten. Somit wurden kleinräumig sehr heterogene pH-Verhältnisse indiziert, welche durch bodentiefen bzw. bodenhorizontspezifische Mittelwerte nur sehr unzureichend wiedergegeben werden. Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse an anderer Stelle ist vorgesehen.

#### Literatur:

- [1] Baghdady, N.H. & K. Sommer (1990): Application of an improved antimony microelectrode for measuring pH-changes at the soil-root interface of maize. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 153: 323-326.
- [2] Böttcher, J. & O. Strebel (1988): Spatial variability of groundwater solute concentrations at the water table under arable land and coniferous forest. Part 3: Field data for a coniferous forest and statistical analysis. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 151: 197-203.
- [3] Marth, C. (1995): Erfassung kleinräumiger pH-Heterogenität im Boden mit Hilfe von Antimon-Mikroelektroden-Matrices. *Berichte d. Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe A, Band 126.*
- [4] Matzner, E. & Cassens-Sasse, E. (1984): Chemische Veränderungen der Bodenlösung als Folge saisonaler Versauerungsschübe in verschiedenen Waldökosystemen. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme / Waldsterben, Bd. 2.*
- [5] Pfisterer, U. & Gribbohm, S. (1989): Kurzmitteilung : Zur Herstellung von Platinelektroden für Redoxmessungen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 152: 455-456.
- [6] Roth, K. (1989): Stofftransport im wasserungesättigten Untergrund natürlicher, heterogener Böden unter Feldbedingungen. *Diss. Univ. Zürich*, 155 S.
- [7] Schaller, G. & Fischer, W.R. (1981): Die Verwendung von Antimon-Elektroden zur pH-Messung in Böden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 144: 197-204.
- [8] Teichert, A., Böttcher, J. & Duijnsveld, W.H.M. (1999a): Räumliche und zeitliche Variabilität von Stoffdeposition und chemischen Bodeneigenschaften in einem Gley-Podsol unter Kiefer auf der 10-m-Skala. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Heft 7: 45-50.*
- [9] Teichert, A., Böttcher, J. & Duijnsveld, W.H.M. und M. Puhlmann (1999b): Raum-Zeit-Strukturen von Stoffkonzentrationen in einem Gley-Podsol unter Kiefern auf der 10-m-Skala. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., dieser Band.*



## Natural $^{13}\text{C}$ Abundance: A Tool to Trace the Incorporation of Dung-Derived C into Soil and its Primary Particles

R. Bol<sup>1</sup>, W. Amelung<sup>2</sup>, C. Friedrich<sup>2</sup>, and N. Ostle<sup>1</sup>

### Summary

The natural  $^{13}\text{C}$  tracer technique by applying  $\text{C}_4$  dung to a  $\text{C}_3$  grass pasture allowed us to quantify the fate of cattle dung in the soil environment. Dung C was detected in the upper 5 cm of the soil profile, but not below that depth. The proportion of dung-derived C in the topsoil peaked 42 and 150 days after dung application, due to different inputs of dissolved and particulate dung matter. After 150 days 11% of the topsoil C (1-5 cm) was dung-derived, corresponding to 13 % of applied cattle dung. Consequently only a minor proportion of dung C is retained in the grassland soil

### Background

Soils maintained under long-term grassland management can accumulate carbon (C) at rate of more than 50-100 t organic C  $\text{ha}^{-1}$  (Jenkinson, 1988). Grazing animals return on average of 1.5 t  $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$  excreta to the soil, but on average only 6.4% of the grazed area is covered by dung patches (Whitehead, 1986), thereby providing a C input equivalent to ca. 22.5 t C  $\text{ha}^{-1}$ . Dung amendments therefore constitute an important 'hotspot' of C inputs in temperate grassland ecosystems (Jarvis et al. 1996). Hendriksen (1991) noted that different dung particle sizes enter the soil at different times, however, until now, the fate of carbon from cattle dung patches has received limited attention.

This study aimed to quantify cattle dung C in the soil. We hypothesised that the (soluble) dung carbon would be leached into the upper layers of the soil, and that the natural abundance  $^{13}\text{C}$  tracer technique would allow us to quantify dung derived-C incorporation into the soil environment. The natural abundance  $^{13}\text{C}$  tracer technique exploits the natural isotopic difference between  $\text{C}_3$  and  $\text{C}_4$  vegetation, and has been used to quantify C origin and turnover after  $\text{C}_3/\text{C}_4$  vegetation changes in bulk soil and particle size fractions (Boutton et al., 1998, Balesdent and Mariotti 1996). This approach should therefore provide a useful tool to assess the fate of  $\text{C}_4$  animal manures ( $\delta^{13}\text{C} \sim -14 \text{‰}$ ) in pasture ecosystems that are dominated by  $\text{C}_3$  ( $\delta^{13}\text{C} \sim -28 \text{‰}$ ) vegetation.

## Materials and methods

The study was conducted on the long-term pastures of the Institute of Grassland and Environmental Research (IGER) North Wyke, Devon, S. W. England (50°45' N and 4°53' W). The site has a mean annual temperature of 10.5°C and a mean annual precipitation of 1035 mm. The soil is a Gleyic Cambisol. Plots had been maintained under grass pasture for at least 10 years prior to the initiation of the experiment and had not been grazed or fertilised with N since 1995.

Dung was collected from two beef steers fed on either maize (*Zea mays* L) or perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.). The maize-derived (C<sub>4</sub>) dung had a δ<sup>13</sup>C value of -15.4‰ and the (C<sub>3</sub>) dung derived from ryegrass had a δ<sup>13</sup>C value of -25.7‰. The soil (0-30 cm) had a δ<sup>13</sup>C value of -27.9 ‰.

The experiment consisted of 3 main plots (3m x 6m), and within each plot 3 treatments were established; Control – to which no amendments were made, C<sub>3</sub> – to which ryegrass derived (C<sub>3</sub>) dung was applied, and C<sub>4</sub> – which received maize derived (C<sub>4</sub>) dung. Dung (1.5 kg) was applied into 450 cm<sup>2</sup> circular patches (Lovell and Jarvis, 1996). The patches were sampled 7, 14, 28, 42, 70 and 150 days after dung application, from 0-1, 1-5, 5-10, and 10-20 cm depth intervals. The top centimetre of the surface soil was not analysed due to a superficial incorporation of dung material.

The replicate surface soil (1-5 cm) samples at 0, 14, 28, 42, and 70 days after application were pooled after bulk soil analysis, separated into fine clay (<0.2µm), coarse clay (0.2–2µm), silt+fine sand (2–250µm) and coarse sand (250–2000µm) after ultrasonic dispersion (Amelung and Zech, 1999).

All soil samples were oven dried at 30°C and ground to a powder prior to analysis. Total C and N contents were determined by combustion using C/N/H/S elemental analyser, and the δ<sup>13</sup>C‰ values were obtained by isotope ratio mass spectrometry (IRMS).

The calculation of dung-derived C incorporation into in the samples was done as follows:

$$D = ((\delta_{c4} - \delta_{c3}) / (\delta_{c4dung} - \delta_{c3dung})) \times 100 \quad (1)$$

where D is the percentage dung-derived C (%), δ<sub>c4</sub> and δ<sub>c3</sub> are soil (primary) isotope (δ<sup>13</sup>C) values amended with C<sub>4</sub> or C<sub>3</sub> dung at the sampling time t, and δ<sub>c4dung</sub> and δ<sub>c3dung</sub> are the isotope values of the original C<sub>4</sub> and C<sub>3</sub> dung prior to application (see also Bol et al. 1999a).

## Results and discussion

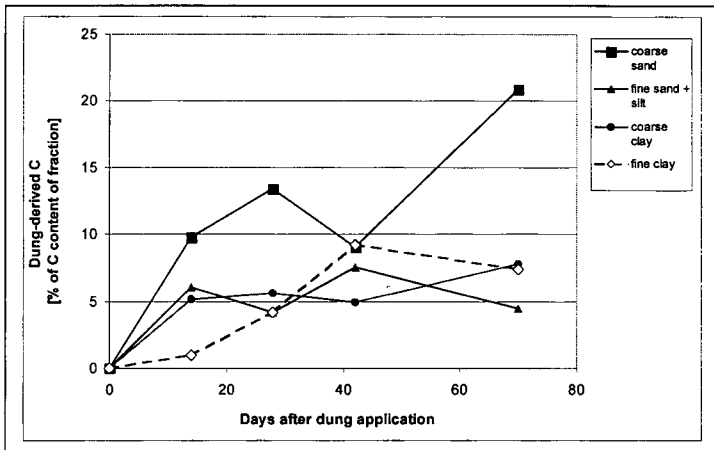
There were no differences in δ<sup>13</sup>C values of soil organic C between the C<sub>3</sub> dung and control treatments (Tab. 1). The δ<sup>13</sup>C values of C in the surface soil (1-5 cm) were higher under C<sub>4</sub> than under C<sub>3</sub> or control treatments (Tab. 1). The δ<sup>13</sup>C signal and the contribution of dung-derived C (1-5 cm soil depth) temporarily peaked at 42 days, and but increase in the long-term run (Tab. 1).

**Table 1.  $\delta^{13}\text{C}$  and the proportion of dung derived-C incorporated into the topsoil.**

Days	Control (1-5 cm)	C3-dung plot (1-5 cm)	C4-dung plot (1-5 cm)	Dung derived C (1-5 cm)
d	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)			, % of native soil C
7	-28.36 ± 0.13	-28.54 ± 0.07	-28.31 ± 0.07	2.3 ± 0.1
14	-28.70 ± 0.06	-28.60 ± 0.09	-28.21 ± 0.11	3.8 ± 0.2
28	-28.58 ± 0.09	-28.60 ± 0.05	-27.89 ± 0.09	6.9 ± 0.1
42	-29.08 ± 0.07	-28.71 ± 0.06	-27.74 ± 0.30	9.4 ± 0.4
70	-28.53 ± 0.04	-28.36 ± 0.02	-27.97 ± 0.06	3.7 ± 0.1
150	-28.52 ± 0.26	-28.76 ± 0.20	-27.63 ± 0.26	11.0 ± 0.5

During the period of our experiment, the input of organic matter from the dung was restricted to the 1-5 cm in the soil. The temporal changes in soil  $\delta^{13}\text{C}$  values at 5-10 or 10-20 cm depth did not reveal significant movement of  $\text{C}_4$  dung carbon to that depth (data not shown). The result that 150 days after dung application ca. 11.0% of the total soil C (1-5 cm) was dung-derived is comparable to the 16% increase in soil C content under dung patches, reported by During et al. (1973). However, they measured this in 0-2.5 cm soil layer after 3 years and furthermore our study did not examine the dung-derived C present in the first 1 cm of soil.

Dung-derived C was incorporated into soil particle-size fractions at different rates. The proportion of dung-derived C in the fine-clay peaked 42 d after dung application (Fig 1.). This coincided with  $\delta^{13}\text{C}$  maximum in the bulk soil and maximum C leaching at this time (Bol et al., 1999b).



**Figure 1. Contribution of dung-derived C to the C content of particle-size fractions at different days after dung application.**

The proportion of dung-derived C in the coarse-sand fraction increased until the end of the experiment (Fig. 1), probably because particulate C was released from the dung patches. The C/N ratios decreased and  $\delta^{13}\text{C}$  values generally increased with decreasing particle-size diameter (see Amelung et al. 1999), thus suggesting that plant residues were recovered in the coarse sand (Amelung et al., 1998), whereas microbial products accumulated in the fine clay fractions (Amato and Ladd, 1980).

## Conclusions

We found that only a minor proportion of dung C is retained in the grassland ecosystems. The temporal incorporation of C into soil from decomposing dung patches involved: i) continuous accumulation of particulate plant derived C > 250  $\mu\text{m}$ , ii) temporary sorption of leached dung-derived microbial C at < 0.2  $\mu\text{m}$  fractions.

## References

- Amato, M. and J. N. Ladd. 1980. Studies of nitrogen immobilization and mineralization in calcareous soils -V. Formation and distribution of isotope-labelled biomass during decomposition of  $^{14}\text{C}$ - and  $^{15}\text{N}$ -labelled plant material. *Soil Biol. Biochem.* 12, 405-411.
- Amelung, W., W. Zech, X. Zhang, R.F. Follett, H. Tiessen, E. Knox, and K.W. Flach. 1998. Carbon, nitrogen, and sulfur pools in particle-size fractions as influenced by climate. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 172-181.
- Amelung, W., Bol, R., Friedrich, C., 1999. Natural  $^{13}\text{C}$  abundance: A tool to trace the incorporation of dung-derived carbon into soil particle-size fractions. *Rapid Comm. Mass Spectrom.* 13, 1291-1294.
- Amelung, W., and W. Zech. 1999. Minimisation of organic matter disruption during particle-size fractionation of grassland epipedons. *Geoderma* 92: 73-85.
- Balesdent, J., Mariotti, A., 1996. Measurement of soil organic matter turnover using  $^{13}\text{C}$  natural abundance. In: Boutton, T.W., Yamasaki, S. (Eds.), *Mass spectrometry of soils*. Marcel Dekker, New York, pp. 83-111.
- Bol, R., N.J. Ostle, C. Friedrich, W. Amelung and I. Sanders 1999. The influence of dung amendments on dissolved organic matter in grassland soil leachates. *Isotopes Environ. Health Studies*, in press
- Bol, R., W. Amelung, C. Friedrich, and N. Ostle 1999. Fate of dung-derived C in a native pasture as assessed by  $^{13}\text{C}$  natural abundance. *Soil Biol. Biochem.*, in press
- Boutton, T.W., Archer, S.R., Midwood, A.J., Zitzer, S.F., Bol, R., 1998.  $\delta^{13}\text{C}$  values of soil organic matter and their use in documenting vegetation change in a subtropical savanna ecosystem. *Geoderma* 82, 5-41.
- During, C., Weeda, W.C., Doroffaeff, F.D., 1973. Some effects of cattle dung on soil properties, pasture production, and nutrient uptake. *New Zealand J. Agric. Res.* 16, 431-438.
- Hendriksen, N.B., 1991. The effects of earthworms on the disappearance of particles from cattle dung pats during decay. *Pedobiologia* 35, 139-146.
- Jarvis, S.C., Stockdale, E.A., Shephard, M.A., Powlson, D.S., 1996. Nitrogen mineralisation in temperate agricultural soils: processes and measurement. In: Sparks, D.L. (Ed). *Advances in Agronomy*, vol. 57, Academic Press, London. pp. 188-237.
- Jenkinson, D.S. 1988. Soil organic matter and its dynamics. In: Wild, A. (Ed.), *Russell's soil conditions and plant growth*. Longman Scientific UK Limited, Harlow. pp 564-607.
- Lovell, R. D., Jarvis, S.C., 1996. Effect of cattle dung on soil microbial biomass C and N in a permanent pasture soil. *Soil Biol. Biochem.* 28, 291-299.
- Whitehead, D.C., 1986. Organic nitrogen in intensively managed grassland soils. In: van der Meer, H.G., Ryden, J.C., Ennik, G.C., (Eds.), *Nitrogen fluxes in intensive grassland systems*. Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht. pp 47-58.

## Gefügeveränderung von mineralischen Deponieabdichtungen durch Kationenumbelegung

von

Buhrke, A., J. Bachmann und W. R. Fischer\*

### 1 Einleitung

Mineralische Deponieabdichtungen werden in der Regel als inert gegen Sickerwasser angesehen. Durch die Sorption von kationischen "Schadstoffen" können sich die chemischen und physikalischen Eigenschaften dieser tonigen Dichtungen verändern. Im Rahmen dieser Arbeit wurde mit Hilfe von Durchströmungsversuchen überprüft, ob es durch Kationenumbelegung zu einer Veränderung der Durchlässigkeit kommt.

#### Fragestellung:

- Ändern sich die Gefügeeigenschaften durch die Sorption von Kationen?
- Was ist der Grund für Gefügeveränderungen?
- Sind diese Gefügeveränderungen relevant für Deponieabdichtungen?

### 2 Material und Methoden

Für die Versuche wurde u.a. ein Unterkreideton der Lokalität Langenhagen ausgewählt, der in der Deponie Altwarmbüchen/Hannover für die Basisabdichtung Verwendung findet.

**Tab. 1:** Korngrößenverteilung der Gesamtfraktion und chemische Analyse der Gesamt- und der Tonfraktion des Tons Langenhagen.

Gesamtfraktion	CaCO <sub>3</sub> [%]	ges. C [%]	org.C [%]	KAK <sub>eff</sub> [mmol <sub>e</sub> kg <sup>-1</sup> ]	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Fe <sub>o</sub> [mg/100g]	Fe <sub>d</sub> [mg/100g]
	4,4	1,48	0,95	215	7,7	880	365
Körnung [%]	T	fU	mU	gU	fS	mS	gS
	42,2	16,7	24,6	13,00	2,0	1,0	0,6
Tonfraktion (< 2µm) entkalkt	Ladung [mmol <sub>e</sub> kg <sup>-1</sup> ]			KAK <sub>eff</sub> [mmol <sub>e</sub> kg <sup>-1</sup> ]	Fe <sub>o</sub> [mg/100g]	Fe <sub>d</sub> [mg/100g]	
	-43			272	730	560	

1. Entkalkung und definierte Belegung des Tons mit Calcium
2. Quantitative Bestimmung der Oberflächenladung mit einem Partikelladungsdetektor (MÜTEC, PCD 03) und gleichzeitige Titration mit einem Polyelektrolyten (z.B. Poly-DADMAC)
3. a) Sedimentation oder b) mechanische Verdichtung des Tons in einer kombinierten Oedometer-Permeameterzelle, Messung der  $k_f$ -Werte bei Wassersättigung
4. Kennzeichnung der mechanischen Gefügestabilität
  - Drucksetzung
  - Konsistenzgrenzen
  - Scherversuche

\* Institut für Bodenkunde der Universität Hannover, Herrenhäuser Str. 2, D-30419 Hannover  
e-mail: buhrke@ifbk.uni-hannover.de

### 3 Versuchsablauf der Durchströmungsversuche

In einem **Sedimentationsversuch** wurde der definiert belegte Ton (Calcium oder Kupfer) als Suspension eingefüllt. Die Tonpartikel konnten sich während der Sedimentationsphase ungestört orientieren. Durch die definierte Ausgangsbelegung des Tons mit Cu oder Ca sollte überprüft werden, ob die Belegung einen Einfluß auf die Durchflußrate hat und ob sich durch eine Umbelegung eine vergleichbare Durchflußrate einstellen würde. Der hydraulischer Gradient betrug 2,5 (ca. 20 cm WS). Die Lagerungsdichte war bei alle Proben mit  $0,38 \text{ g cm}^{-3}$  ( $PV = 0,86\%$ ) gleich.

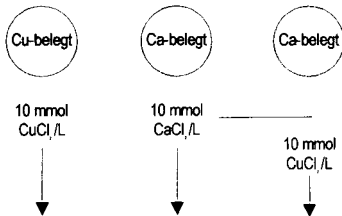


Abb. 1: Schematische Darstellung des Sedimentationsversuchs.

In einem **Auflastversuch** wurde der Ca-belegte Ton als Paste in die Permeameterzellen gestrichen und durch Auflage von Gewichten verdichtet. Es sollte untersucht werden, ob es durch Kationenumbelegung der Tonproben auch unter Belastung zu einer Veränderung der Durchflußrate kommt. Die Perkolation erfolgte zunächst mit einer der Belegung entsprechenden Lösung. Der hydraulischer Gradient betrug 34,5 (ca. 100 cm WS), die Belastung 0,15 bar (Auflast: 10 kg). Nach 50 h Durchströmung und Belastung stellte sich eine konstante Lagerungsdichte von  $0,95 \text{ g cm}^{-3}$  ( $PV = 0,61\%$ ) ein.

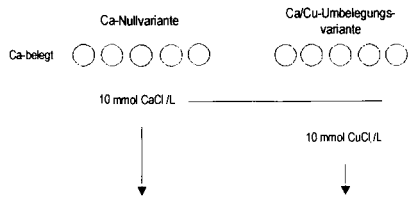


Abb. 2: Schematische Darstellung des Auflastversuchs.

### 4 Ergebnisse und Diskussion

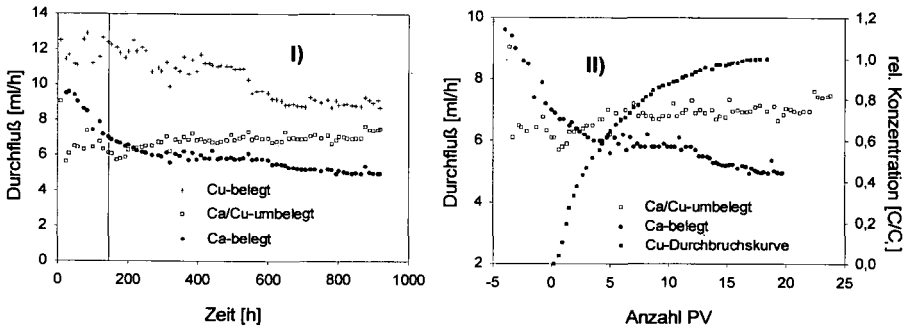
In Vorversuchen wurde der Einfluß von unterschiedlichen Kationen auf die elektrokinetische Oberflächenladung ( $Q_{ek}$ ) von Tönen untersucht. Dabei zeigte sich, daß es durch die Umbelegung des Ca-belegten Tons Langenhagen mit Kupfer zu einer deutlichen Abnahme der Oberflächenladung kommt (Tab. 2).

Tab. 2: Titrierbare äußere Oberflächenladung der Tonfraktion bei unterschiedlicher Kationenbelegung.

Ton Langenhagen	[mmol/kg]
Ca-Belegung	-43
Cu-Belegung	-10

#### Sedimentationsversuch:

Die Durchflußrate ist bei Cu-Belegung doppelt so hoch wie bei Ca-Belegung. Nach der Umbelegung von Ca zu Cu steigt die Durchflußrate deutlich an, bis sie fast den Wert der Cu-Ausgangsbelegung erreicht. Der Cu-Durchbruch ist dabei zeitgleich mit dem Anstieg der Durchflußrate (Abb.3 I und II).

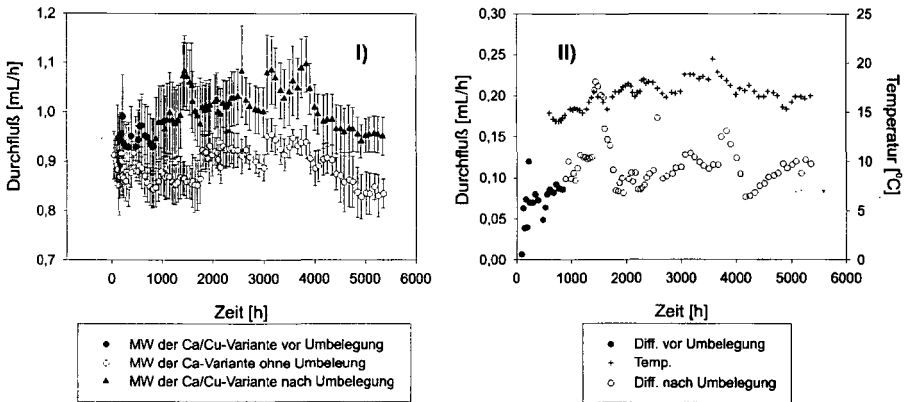


**Abb. 3:** I) Durchflußraten bei Ca- oder Cu-belegtem Ton Langenhagen und die Veränderung der Durchflußrate bei Cu-Umbelegung nach 150 Stunden als Funktion der Zeit. II) Durchflußraten bei Ca-Belegung und die Veränderung der Durchflußrate bei Cu-Umbelegung (bei 0 PV) und die dazugehörige Cu-Durchbruchskurve als Funktion des Porenvolumens.

Die geringere Oberflächenladung bei Cu-Belegung verursacht bei gleicher Lagerungsdichte eine andere Partikelanordnung als bei Ca-Belegung. Vermutlich bewirken größere Aggregate und damit auch größere Porenräume eine höhere Durchflußrate. Durch die lockere Lagerung bei Sedimentation verändern die Einzelpartikel auch durch die Umbelegung die Orientierung zueinander.

**Auflastversuch:**

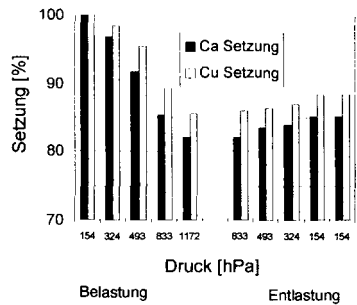
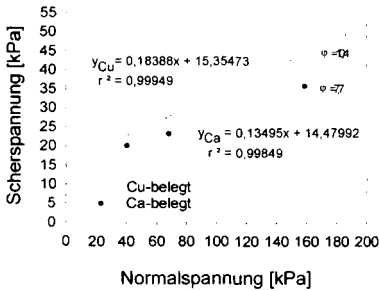
Der Wechsel der Perkolationslösung. (Ca $\Rightarrow$ Cu) führt zu keinem signifikanten Anstieg der Durchflußrate (Abb.4 I). Deutlicher ist zunächst der jahreszeitliche Temperaturverlauf, der in den Sommermonaten zu einer Erhöhung der Durchflußrate in beiden Varianten führt (Abb.4 II).



**Abb. 4:** I) Mittelwerte und Standardabweichungen der Durchflußraten bei Ca-Belegung und Cu-Umbelegung vor und nach der Umbelegung als Funktion der Zeit. II) Differenz zwischen mittlerem Durchfluß der Nullvariante zur Cu-Umbelegungsvariante und der Temperaturverlauf als Funktion der Zeit.

Bei annähernd gleicher Kohäsion sind die Winkel der inneren Reibung ( $\varphi$ ) in Abhängigkeit von der Kationenbelegung unterschiedlich. Der Scherwiderstand ist bei Cu-Belegung größer als bei Ca-Belegung (Abb.5). Es wird vermutet, daß es bei der Cu-Variante durch die Verringerung der äußeren Oberflächenladung zu einem erhöhten Zusammenhalt zwischen den Partikel kommt. Messungen der elektrokinetischen

Oberflächenladung an den belegten Tonpartikeln zeigten, daß die  $Q_{ek}$  bei Cu-Belegung deutlich niedriger ist als bei Ca-Belegung (vgl. Tab.2). Zwischen den Cu-belegten Tonpartikeln herrschen nach der DLVO-Theorie (VERWEY & OVERBEEK, 1948) deutlich geringere Abstößungskräfte. Durch die Kationenumbelegung und Verringerung der Oberflächenladung kommt es offensichtlich zu einer Veränderung der Gefügeeigenschaften.



**Abb. 5:** Durchflußraten Scherspannung bei Ca- oder Cu-belegtem Ton als Funktion des Reibungswinkels, der Kohäsion und der Normalspannung.

**Abb. 6:** Setzungsrate des Tons Langenhagen bei Ca- oder Cu-Belegung als Funktion von Belastung und Entlastung.

Diese Veränderung der Gefügeeigenschaften durch Kationenumbelegung zeigt sich auch in dem Drucksetzungsversuch. Die Cu-Variante stellt der Auflast einen deutlich höheren Widerstand entgegen, als die Ca-Variante (Abb.6).

## 5 Zusammenfassung und Fazit

Die Durchströmungsversuche zeigten, daß es durch die Kationenumbelegung von Calcium zu Kupfer bei sedimentiertem Ton ohne Auflast zu einem Anstieg der Durchflußrate kommt, bei leicht verdichtetem Material mit Auflast nicht. Schon eine Auflast von 0,15 bar verhinderte eine Umorientierung der Partikel.

Die elektrokinetische Oberflächenladung verringert sich durch die Umbelegung mit Kupfer. Auch wenn die freiwerdenden Kräfte nicht ausreichen, bei Auflast die hydraulischen Eigenschaften zu verändern, ändern sich doch die mechanischen Eigenschaften, deutlich zu sehen an dem Drucksetzungs- und Scherverhalten des Tons bei Ca- oder Cu-Belegung.

- Gefügeeigenschaften ändern sich durch die Sorption von Kationen.
- Als Grund für die Veränderung wird die Änderung der Oberflächenladung vermutet.
- Die freiwerdenden elektrostatischen Kräfte scheinen nicht auszureichen, um direkt Risse in Deponien hervorrufen zu können (Auflast). Nicht auszuschließen sind jedoch Gefügeveränderungen, die in Verbindung mit Austrocknung Sollbruchstellen darstellen.

## Literatur

BUHRKE, A., BACHMANN, J. und W.R. FISCHER (1998): Einfluß sorbierter Kationen auf Oberflächenladung und Gefügebildung bei Ton. Beiträge zur Jahrestagung der DTTG in Greifswald . 6, 69-73.

VERWEY, E.J.W. und J.Th.G. OVERBEEK (1948): Theory of the stability of lyophobic colloids. Elsevier Publ. Comp., Amsterdam.



## **Präferentieller Wasserfluss – Auswirkungen eines bodenphysikalischen Phänomens auf chemische und biologische Parameter**

Maya Bundt<sup>1</sup>, Franco Widmer<sup>2</sup>, Peter Blaser<sup>1</sup>, Hannes Flühler<sup>2</sup>

### **Einleitung**

Wenn man „hot spots“, hochaktive Räume im Boden, diskutiert, meint man meistens räumlich voneinander getrennte, kleinere Struktureinheiten, also beispielsweise Bodenaggregate oder Taschen mit eingeschlossener organischer Substanz.

Hier stellen wir die These auf, dass präferentielle Fließwege im Boden „hot spots“ darstellen. Dabei gehen wir von der Modellvorstellung aus, dass präferentielle Fließwege bedeutende Eintragswege für Nährstoffe und andere Substanzen in den Mineralboden sind. Das Substratangebot für den mikrobiellen Umsatz müsste hier also höher sein als in der angrenzenden Bodenmatrix. Auch das physikochemische Milieu ist verschieden. All das hat Auswirkungen auf mikrobielle Populationen und Umsetzungsprozesse.

### **Material und Methoden**

Versuchsstandort:	Unterehrendingen, Schweiz
Boden:	pseudovergleyte Braunerde auf oberer Meeresmolasse, tiefgründig, sauer, skelettarm
Beregnungsexperiment:	gleichmäßige Beregnung mit dem Feldsprinkler 45 mm Farbblösung in 6 Stunden Farbstoff Brilliant Blue FCF [3 g L <sup>-1</sup> ]
Probennahme:	Mit dem Spatel wurde Bodenmaterial getrennt nach Fließwegen und Matrix horizontweise von der frisch geöffneten Profilwand abgekratzt
Analysen:	a) Total C und N b) Mikrobielle Biomasse mit der Fumigations-Extraktionsmethode c) Identifizierung der mikrobiellen Populationen mit der PCR/RFLP- Analyse („genetischer Fingerabdruck“)

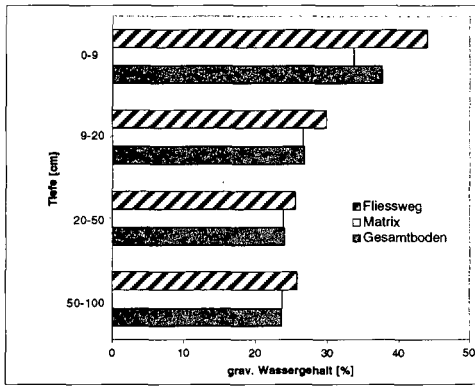
---

<sup>1</sup> Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL)

<sup>2</sup> Institut für Terrestrische Ökologie, ETH Zürich

## Ergebnisse

In Abbildung 1 erkennt man den höheren gravimetrischen Wassergehalt in den Fließwegen nach dem Beregnungsexperiment.



Geht man von einem ähnlichen Wassergehalt vor dem Regen aus, so ist die Amplitude in den präferentiellen Fließwegen deutlich grösser. Mikrobielle Populationen müssen sich hier an wechselnde Umweltbedingungen besser anpassen können.

Abbildung 1: Gravimetrischer Wassergehalt

Zudem erkennt man den nach unten kleiner werdenden Anteil der Fließwege am Gesamtboden daran, dass in der obersten Tiefe der Wert für den Gesamtboden zwischen Fließweg und Matrix liegt und sich nach unten hin stärker der Matrix annähert.

Wider erwarten konnten wir keinen Unterschied im pH Wert zwischen Fließweg und Matrix feststellen. Dagegen sind die Gehalte an organischen Kohlenstoff und die Gesamtstickstoffgehalte in den Fließwegen signifikant gegenüber der Matrix erhöht (Abbildung 2 und 3). Der höhere Anteil organischer Substanz führt auch zu einer höheren Kationenaustauschkapazität in den Fließwegen. Ebenfalls erhöht ist die Basensättigung. Damit gibt es in den Fließwegen ein besseres Substrat- und Nährstoffangebot für den mikrobiellen Umsatz.

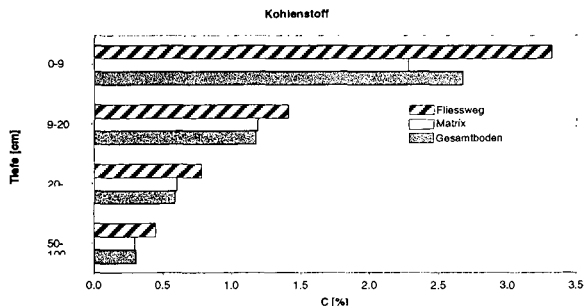


Abbildung 2: Gesamtkohlenstoff.

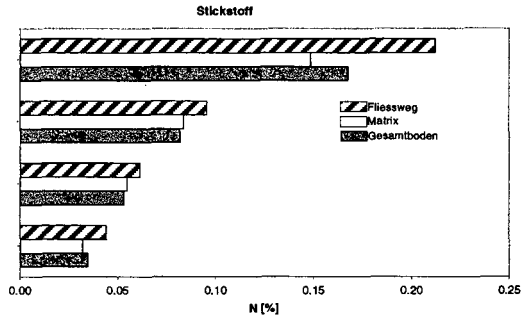


Abbildung 3:  
Gesamtstickstoff.

Was haben diese Unterschiede für Auswirkungen auf die mikrobielle Gemeinschaft?

In Abbildung 4 ist mit einem Umrechnungsfaktor von 2.64 der mikrobielle Kohlenstoff in Fließweg, Matrix und Gesamtboden dargestellt. Da diese Methode aufgrund der Differenzbildung zu Ungenauigkeiten führen kann, haben wir ausserdem den Gehalt an DNA in den Bodenproben untersucht (Abbildung 5).

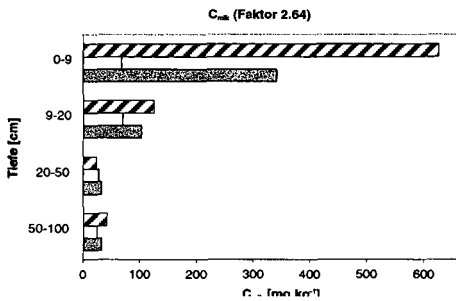


Abbildung 4: Mikrobieller Kohlenstoff.

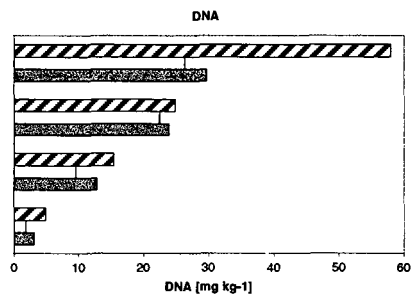
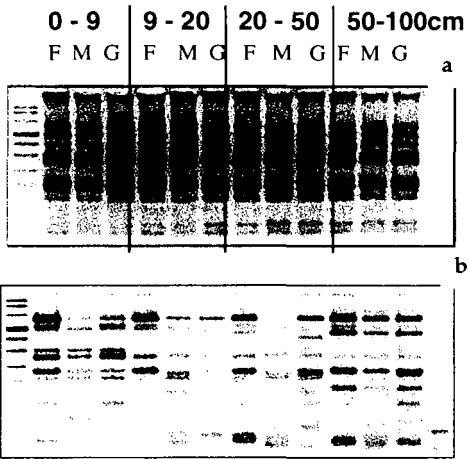


Abbildung 5: DNA Gehalte.

Beide Parameter ergeben den gleichen Befund: in den präferentiellen Fließwegen ist die mikrobielle Biomasse gegenüber der Bodenmatrix erhöht.

Nun stellt sich die Frage, ob auch die Strukturen mikrobieller Populationen in den verschiedenen Fließregionen unterschiedlich ist. Anhand des „genetischen Fingerabdrucks“ der Bakterien (Abbildung 6a) erkennt man zunächst keine Unterschiede zwischen den Fließregionen und auch keinen Tiefengradienten.



Schaut man sich jedoch nur einen kleinen Teil der Bakterien, hier die Gattung *Pseudomonas* (Abbildung 6b), genauer an, sieht man einen deutlichen Tiefengradienten und Unterschiede zwischen Fließweg und Matrix. Viele *Pseudomonas spec.* können sowohl anaerob als auch aerob leben, können eine Vielzahl von Substraten verwerten (saprophytisches Wachstum) und sind allgemein sehr anpassungsfähig. Sie kommen mit den stärker wechselnden Umweltbedingungen in den Fließwegen möglicherweise besonders gut zurecht.

Abbildung 6a und b: PCR/RFLP-Fingerabdrücke der Bakterien und der Gattung *Pseudomonas*.

### Schlussfolgerungen

Präferenzielle Fließwege weisen gegenüber der angrenzenden Bodenmatrix ein höheres Nährstoffangebot auf und sind zudem stärker schwankenden Umweltbedingungen ausgesetzt. Die mikrobielle Gemeinschaft ist an diese Bedingungen angepasst und kann das gute Nährstoffangebot zu grösserem Dichtewachstum nutzen. Es ist somit gerechtfertigt, die präferentiellen Fließwege im Boden als „hot spots“ zu bezeichnen.

### Dank

Wir danken dem Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft der Schweiz für die finanzielle Unterstützung, J. Leuenberger für die unabdingliche Hilfe während der Feldarbeit, M. Pesaro für DNA Extraktionen und dem WSL Laborteam für die CN Messungen.

## Speicherung austauschbarer Säuren in Bodenprofilen – Bedeutung von Bodenskelett und Gestein

Deutschmann, G.; Ludwig, B.

Der Gehalt an austauschbaren Kationen-Säuren in Bodenprofilen wird in der Regel durch Analyse des Feinbodenanteils bestimmt. Die Bedeutung des Bodenskeletts sowie des geologischen Untergrundes als Speicher für austauschbare Säuren ist weitgehend unbekannt. Deshalb wurden an 11 Bodenprofilen aus dem Solling, dem Harz, dem Erzgebirge und der Eifel die in der Gesamtmatrix (Feinboden und Gestein) gespeicherten Säuremengen ermittelt. Die Bodentypen umfassen verschiedene Braunerdenvarianten, Podsole und Stagnogleye und setzen sich aus Sandsteinen, Quarziten, Tonschiefern, Grauwacken, Diabasen, Gneisen und Quarzporphyren zusammen. Die Quantifizierung der effektiven Austauschkapazität von Feinboden und Gestein erfolgte bis in 6 m Tiefe. Ergänzend wurde die mineralogische Zusammensetzung, die effektive Porosität und die spezifische Oberfläche des Gesteins ermittelt.

Die effektive Porosität der Gesteine variierte von 4 bis 28 %. In allen Gesteinen wurden Tonminerale als Austauschoberflächen gefunden. Die Tiefenprofile der Kationenbelegung des Feinbodens und des Bodenskeletts waren bei allen 11 Bodenprofilen nahezu identisch. Die im Tiefenbereich von 0-200 cm in der Gesamtmatrix akkumulierte austauschbare Säuremenge (Al, Fe, Mn, H) variierte zwischen 474 - 1592 kmol<sub>c</sub> ha<sup>-1</sup>. Als maximal gespeicherte Säuremenge wurde in einem 4 m tiefen Braunerde-Profil im Solling ca. 3000 kmol<sub>c</sub> ha<sup>-1</sup> gefunden. Der Anteil der im Gestein akkumulierten Säuremenge betrug bis zu 85 % der Gesamtsäuremenge im Profil und kann somit von überragender Bedeutung sein. Der kumulative Säureeintrag seit Beginn der Industrialisierung wird in Deutschland auf 60 bis 340 kmol<sub>c</sub> ha<sup>-1</sup> geschätzt. Somit müssen andere Säurequellen, wie beispielsweise die Kohlensäure, große Anteile zur akkumulierten austauschbaren Säuremenge beisteuern.

---

\*von der IHK Hannover Hildesheim öffentlich bestellter und vereidigter Sachverständiger "Ökologischer Bodenschutz" (Bodengüte und Vorsorgemaßnahmen) Am Goldbrink 14, 49324 Melle

\*\*Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Büsgenweg 2, 37077 Göttingen

# **Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und polychlorierte Biphenyle (PCB) in urbanen Böden Bayreuths**

EUSTERBROCK, L., KRAUSS, M., WILCKE, W.

## **1 Einleitung**

Urbane Böden sind häufig erheblich mit PAK und PCB belastet (JONES et al., 1989). Neben der Lage zu spezifischen Emittenten sind für die Schadstoffbelastung von Böden in urbanen Räumen die aktuelle Nutzung und Nutzungsgeschichte (TEBAAY et al., 1993) und das Substrat, insbesondere die Beimengung technogener Komponenten, bedeutend (BLUME, 1995). Böden neben stark befahrenen Straßen weisen erhöhte PAK- und PCB-Gehalte auf (JONECK & PRINZ, 1993). Düngung bzw. Bodenverbesserung mit Aschen führt zu PAK- und PCB-Einträgen in Gartenböden (TEBAAY et al., 1993). Durch Abspülung von PAK- und PCB-belastetem Boden und Ablagerung in der Aue kommt es zu einer PAK- und PCB-Belastung von Aueböden (TEBAAY et al., 1993).

Die PAK- und PCB-Profile (Anteile der Einzelsubstanzen an den PAK- bzw. PCB-Summengehalten) der Emissionen sind spezifisch für unterschiedliche Quellen. Trotz der Transformation in der Atmosphäre und im Boden lassen sich mit Hilfe der PAK- und PCB-Profile im Boden noch Rückschlüsse auf Emittenten ziehen (WILCKE et al., 1997).

Ziel dieser Untersuchung war es (i) den Nutzungseinfluss auf die PAK- und PCB-Belastung von Böden in Bayreuth zu untersuchen und (ii) aus den PAK- und PCB-Profilen Rückschlüsse auf die Quellen dieser Schadstoffklassen zu ziehen. Die Stadt Bayreuth verfügt über keine ausgeprägte Industriestruktur, weist jedoch eine hohe Verkehrsdichte auf und befindet sich in einer Kessellage, die Inversionswetterlagen begünstigt.

## **2 Material und Methoden**

Wir beproben die Oberböden (0-5 cm) von jeweils fünf Standorten unter Wald (W), in Parkanlagen (P), in Hausgärten (G), in der Aue (Aue) des Rotmains sowie entlang der Autobahn A9 (AB) im Stadtgebiet von Bayreuth.

Der Boden wurde dispergiert, mit interner Standardlösung versetzt (acht deuterierte PAK/sieben <sup>13</sup>C-markierte PCB) und in einer Soxhletapparatur mit einem Gemisch aus Hexan:Aceton 2:1 extrahiert. Die Extrakte wurden über Aluminiumoxid-Kieselgel- und Säure-Base-Kieselgel-Säulen (nur PCB) aufgereinigt. Die Messung folgender 20 PAK und 12 PCB erfolgte am GC-MSD:

Naphthalin [Np], Acenaphthylen [Ay], Acenaphthen [Ace], Fluoren [Fl], Phenanthren [Phe], Anthracen [Ant], Fluoranthen [Fla], Pyren [Pyr], Benzo(a)anthracen [B(a)A], Chrysen+Triphenylen [C+T], Benzo(bjk)fluoranthene [B(bjk)F], Benzo(e)pyren [B(e)P], Benzo(a)pyren [B(a)P], Perylen [Per], Indeno(1,2,3-cd)pyren [IdPyr], Dibenzo(ah)anthracen [DbA] und Benzo(ghi)perylen [B(ghi)P], PCB-Kongenere 8, 20, 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180, 199, 206 und 209.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

Die Spannweite der Gesamtgehalte ( $\Sigma 20\text{PAK}$ -Gehalte/ $\Sigma 12\text{PCB}$ -Gehalte) im Boden variiert um mehr als zwei Größenordnungen und liegt zwischen 60 und 17671  $\mu\text{g}$  PAK/kg bzw. zwischen 0,27 und 45,7  $\mu\text{g}$  PCB/kg. Die niedrigsten Gesamtgehalte wurden in den Mineralböden der Waldstandorte bzw. im Oberboden am Stadtrand gemessen und verdeutlichen den städtischen Einfluss auf die Höhe der PAK/PCB-Gehalte in Böden.

Die mittleren  $\Sigma 20\text{PAK}$ -Gehalte nehmen in der Reihenfolge Garten > Park > Aue > Autobahn > Wald ab (Abb. 1). Die signifikant höheren PAK-Gehalte der Gartenböden sind vermutlich auf die Verwendung von Hausbrandaschen und Kompost zur Düngung und Bodenverbesserung zurückzuführen. Eine weitere PAK-Quelle in Hausgärten ist möglicherweise die Verwendung von Dachabspülwasser. Der Median der B(a)P-Gehalte in den Bayreuther Gartenböden (1120  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) liegt um den Faktor 7 höher als in Böden von Hausgärten aus den Ballungszentren Nordrhein-Westfalens (TEBAAY et al., 1993). Die  $\Sigma 12\text{PCB}$ -Gehalte in den Böden zeigen, mit Ausnahme der Waldböden, keine signifikanten Unterschiede zwischen den Nutzungen (Abb. 1). Aufgrund der Filterwirkung der organischen Auflage sind die Mineralböden der Wälder deutlich geringer mit PAK und PCB belastet.

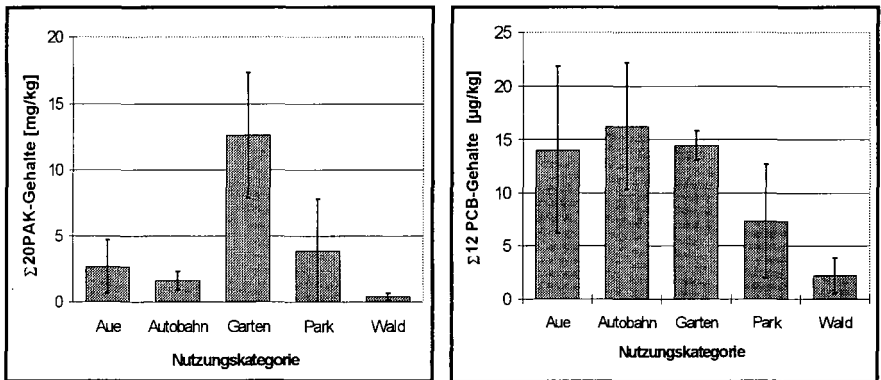


Abb. 1: PAK- und PCB-Summengehalte in den Böden der fünf Nutzungskategorien (Mittelwerte und Standardabweichungen).

Das mittlere PAK-Profil von Bayreuth wird dominiert durch B(bjk)F (19,1 %), Fla (12,8), C+T (10,4) und Pyr (10,0), das mittlere PCB-Profil durch die Kongenere 138 (34,0%), 153 (25,8) und 180 (16,9). Die Ähnlichkeit der PAK-Profile in den Bayreuther Böden und in den Böden Stephanskirchens (WILCKE et al., 1997), der Stadt Linz (WEISS & RISS, 1992) und von drei Städten Neuenglands/USA (BRADLEY et al., 1994) weist auf gleiche Eintragsmuster bzw. ähnliche Prozesse der Transformation, Verflüchtigung und Verlagerung in den Böden unter vergleichbaren klimatischen Bedingungen hin.

Eine Clusteranalyse der PAK-Profile ermöglicht die Unterscheidung von vier Standortgruppen (Abb. 2). Die „Verkehrsgruppe“ (Gr. 1) mit allen fünf Autobahnböden ist auf hoher Verkettungsdistanz von der durch die organische Auflage geprägten „Waldgruppe“ (Gr. 3) und der „Hausbrandgruppe“ (Gr. 4) getrennt.

Zwischen den Gruppen 1 und 4 bestehen zwei Hauptunterschiede. Der Anteil der niedermolekularen PAK (Np bis Pyr) an den  $\Sigma 20$ PAK-Gehalten ist in den Böden der „Hausbrandstandorte“ deutlich höher, der Anteil der drei hochmolekularen PAK IdPyr, DbA und B(ghi)P deutlich niedriger als in den Böden auf den „Verkehrsstandorten“. KHALILI et al. (1995) fanden in Emissionen der Kohleverbrennung einen höheren Anteil an 2- und 3-Ring PAK (99 %) an den PAK-Gesamtgehalten als in Kfz-Abgasen (71 %). Das Verhältnis einzelner PAK zu B(ghi)P ist auf allen „Verkehrsstandorten“ kleiner als auf den „Hausbrandstandorten“. Benzo(ghi)perylen ist ein typischer Marker für Kfz-Abgase. TEBAAAY et al. (1993) fanden abnehmende Anteile von B(ghi)P an den  $\Sigma 20$ PAK-Gehalten mit zunehmenden Abstand zur Fahrbahn.

Eine Clusteranalyse der PCB-Profile ergab keine eindeutige Gruppenbildung.

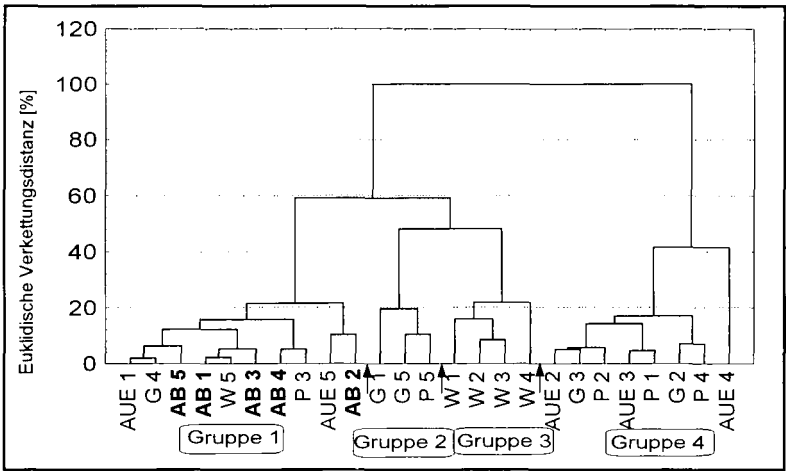


Abb. 2: Dendrogramm der PAK-Profile von 25 Bayreuther Oberböden

Der  $\Sigma 12$ PCB-Gehalt korreliert eng mit dem  $\Sigma 20$ PAK-Gehalt, allerdings nur, wenn vier der fünf Gartenstandorte und ein Parkstandort mit jeweils > 10 mg/kg ( $\Sigma 20$ PAK-Gehalte) bei der Korrelationsanalyse nicht berücksichtigt werden (Abb. 3). Dies deutet darauf hin, dass ein großer Teil der PAK und PCB aus einer diffusen Hintergrundbelastung der städtischen Atmosphäre in die Böden gelangt, da PAK andere Primärquellen haben als PCB.



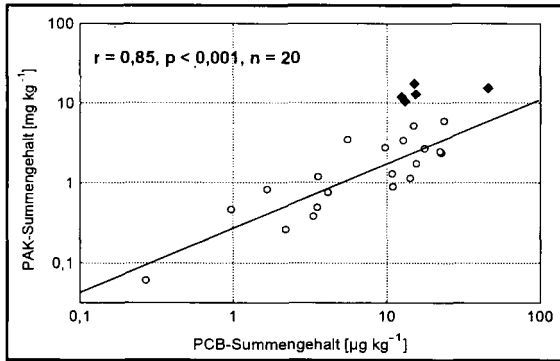


Abb. 3: Korrelation zwischen den PAK- und PCB-Summengehalten in den Boden Bayreuths. (◆ = Garten 1, 2, 3, 5 und Park 1; ○ = andere 20 Standorte)

#### 4 Schlussfolgerungen

Die PAK- und PCB-Gehalte sind in den Waldböden signifikant niedriger als in den Böden der anderen Nutzungsklassen. Darüber hinaus zeigen die PCB-Gehalte keine Abhängigkeit von der Nutzung, während die PAK-Gehalte in den Gartenböden signifikant höher liegen als in den Böden der anderen Nutzungsklassen. Mit Hilfe der Clusteranalyse lassen sich Gruppen von Böden unterscheiden, deren PAK-Profil auf Verkehr bzw. Hausbrand als dominierende PAK-Quelle hinweist.

#### 5 Dank

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung (Az. Ze154/38-1).

#### 6 Literatur

- BLUME, H.-P. (1995): Böden städtisch-industrieller Verdichtungsräume. In: Blume, H.-P., P. Felix-Henningsen, W.R. Fischer, H.G. Frede, R. Horn und K. Stahr (Hrsg.): Handbuch der Bodenkunde, ecomed-Verlag, Landsberg/Lech, Kap. 3.4.4.9.
- BRADLEY, L.J.N., B.H. MAGEE & S.L. ALLEN (1994): Background levels of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and selected metals in New England urban soils. J. Soil Contam. 3, 349-361.
- JONECK, M. & PRINZ, R. (1993): Inventur organischer Schadstoffe in Böden Bayerns. Chlorierte Kohlenwasserstoffe, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe und N-Herbizide in Böden unterschiedlicher Nutzung und Immissionsituation. GLA-Fachberichte 9, München, 155 S.
- JONES, K.C., J.A. STRATFORD, K.S. WATERHOUSE & N.B. VOGT (1989): Organic contaminants in Welsh soils: polynuclear aromatic hydrocarbons. Environ. Sci. Technol. 23, 540-550.
- KHALILI, N.R., P. A. SCHEFF & T.M. HOLSEN (1995): PAH source fingerprints for coke ovens, diesel and gasoline engines, highway tunnels, and wood combustion emissions. Atmos. Environ. 29, 533-542.
- TEBAAY, R.H., G. WELP & G.W. BRÜMMER (1993): Gehalte an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und deren Verteilungsmuster in unterschiedlich belasteten Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 156, 1-10.
- WEISS, P. & A. RISS (1992): Schadstoffe im Raum Linz. Umweltbundesamt Österreich, Monographien, Band 20, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien.
- WILCKE W., W. AMELUNG & W. ZECH (1997): Heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a rural community leewards of a waste incineration plant. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 160, 1-10.

# Steuerung der N<sub>2</sub>O-Freisetzung nach Frühjahrs- bzw. Herbstausbringung von <sup>15</sup>N-markierter Schweinegülle

von

Stephan Finke, Klaus Dittert & Burkhard Sattelmacher<sup>\*)</sup>

## Einleitung

Dem Einsatz von mineralischen und organischen Düngemitteln bei der Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Böden kommt eine Schlüsselposition für den derzeitigen Anstieg der N<sub>2</sub>O Konzentration in der Atmosphäre zu. Mehr als 75% der weltweit anthropogen verursachten N<sub>2</sub>O-Emissionen lassen sich zur Zeit auf die landwirtschaftliche Produktion zurückführen (Duxbury et al. 1993). Daran sind mineralische, sowie organische N-Düngergaben beteiligt, die auf Äckern mittelfristig, sowie kurzfristig zu einer drastischen Erhöhung der N<sub>2</sub>O-Freisetzung führen. Generell führt eine organische und/oder mineralische Düngergabe durch N-Akkumulation zu einer mittelfristigen Zunahme der N<sub>2</sub>O-Freisetzung. Kurzfristige N<sub>2</sub>O-Emissionen werden dagegen, besonders nach Frühjahrs- bzw. Herbstdüngung, nicht alleinig durch den N-Gehalt im Boden gesteuert.

Feldversuche, die Korrelationen zwischen der N<sub>2</sub>O-Emission und relevanten Parametern wie N-Gehalt, Temperatur und Wassergehalt aufzeigen, werden in der Literatur kaum gefunden, da das N<sub>2</sub>O aus dem gesamten Bodenprofil emittiert. Engere Beziehungen ergeben sich erst, wenn N<sub>2</sub>O-Quellen differenziert betrachtet werden.

Der Einsatz von <sup>15</sup>N-markierten Düngern ermöglicht es, Regulatoren, die die N<sub>2</sub>O-Freisetzung steuern, besser zu erfassen. Dadurch kann das N<sub>2</sub>O, das aus dem applizierten Dünger stammt, von dem freigesetzten N<sub>2</sub>O aus dem nicht gedüngten Boden unterschieden werden.

Ziel der Untersuchung ist es, steuernde Faktoren für das aus der Gülle stammende N<sub>2</sub>O zu benennen; insbesondere kurzfristig steuernde, die unmittelbar nach Frühjahrs - bzw. Herbstdüngung die Höhe der N<sub>2</sub>O-Emission wesentlich beeinflussen.

## Material und Methoden

Die Versuchsanlage befindet sich in Schleswig-Holstein, ca. 20km westlich von Kiel gelegen, auf dem Versuchsgut Hohenschulen. Der Schlag ist Teil der Jungmoränenlandschaft des östlichen Hügellandes, dessen Boden aus weichselzeitlichem sandigen Geschiebemergel entstanden ist. Die mittlere jährliche Temperatur liegt bei 8.5°C, die mittlere Niederschlagsmenge beträgt 850mm.

*\*) Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Lehrstuhl für Pflanzenernährung, Universität Kiel, Olshausenstr. 40, D-24118 Kiel*

Die Untersuchungen wurden für den Zeitraum eines Monats im Frühjahr vom 31.03 - 29.04.1998 und im Herbst vom 31.9. - 7.11.1998 auf einer einheitlich gedüngten Parzelle durchgeführt.

Auf dieser wurde seit 1990 jährlich im Frühjahr 120 kg Mineraldünger-N/ha sowie 80 kg Gülle-N/ha, jeweils im Frühjahr und Herbst appliziert. Die Probenahme des N<sub>2</sub>O erfolgte im 2- bis 5-tägigen Rhythmus. Um die Herkunft des N<sub>2</sub>O differenzieren zu können, wurde am 30.3. (Variante F), sowie am 30.9.1998 (Variante H) <sup>15</sup>N-markierte Schweinegülle auf zwei Flächen des Schläges ausgebracht. Die Herstellung der markierten Gülle erfolgte durch die Fütterung von Ferkeln mit <sup>15</sup>N-markierter Gerste. Sie war zum Ausbringungstermin mit 3.46 Atom % N angereichert.

Im Feld wurde die "closed chamber method" mit jeweils 3 Wiederholungen pro Variante angewendet. Im Labor, wurde die N<sub>2</sub>O-Konzentration und das <sup>15</sup>N-Verhältnis des N<sub>2</sub>O an einem IRMS "Finnigan MAT, Delta plus" bestimmt, das mit einer Finnigan N<sub>2</sub>O Aufkonzentriereinheit (Themoquest GmbH, Egelsbach, Germany) gekoppelt war.

		Kontrolle	Var. F	Var. H
<b>Geschichte der Varianten</b>	<b>Güllegabe seit 8 Jahren</b>			
	Frühjahr [kg <sup>-1</sup> ha <sup>-1</sup> ]	-	80	80
	Herbst [kg <sup>-1</sup> ha <sup>-1</sup> ]	-	80	80
	<b>Mineraldüngergabe seit 8 Jahren</b>			
	Herbst [kg <sup>-1</sup> ha <sup>-1</sup> ]	-	120	120
<b>Experiment</b>	<b>Gabe von <sup>15</sup>N-markierter Gülle im Jahr 1998</b>			
	Frühjahr [kg <sup>-1</sup> ha <sup>-1</sup> ]	-	80	
	Herbst [kg <sup>-1</sup> ha <sup>-1</sup> ]	-		80

Tab.: 1: Zeitplan der Ausbringung von markierter und nicht markierter Schweinegülle für die untersuchten Varianten

## Ergebnisse und Diskussion

### Mittelfristiger Einfluß einer Güllegabe

Mittelfristig hat ein vermehrter N-Eintrag eine Erhöhung der N<sub>2</sub>O-Emission um das 13-fache zur Folge. Dies wird anhand des Verlaufes der N<sub>2</sub>O-Dynamik deutlich (Abb. 1). Dieser Anstieg resultiert aus geringeren NH<sub>4</sub>- und NO<sub>3</sub>-N-Gehalten im Oberboden (7.1 N kg<sup>-1</sup>ha<sup>-1</sup>), im Vergleich zur gedüngten Variante (79.4 N kg<sup>-1</sup>ha<sup>-1</sup>) und deutet darauf hin, daß Stickstoff wesentlicher Parameter für die Entstehung von N<sub>2</sub>O ist. Dies wird in Übereinstimmung mit Bouwman (1994) bestätigt, der eine lineare Beziehung von zunehmender Mineral-N-Düngung und erhöhten N<sub>2</sub>O-Freisetzungsraten findet und ebenso in einer Literaturübersicht von Eichner (1990) beschrieben wird.

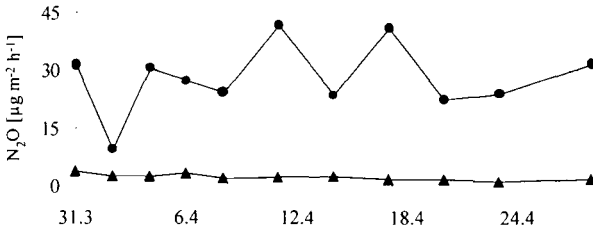


Abb.: 1: Gesamt-N<sub>2</sub>O-Emission im Frühjahr 1998: Parzelle mit 8-jähriger Düngung (160kg Gülle-N/ha/a + 120kg/ha/a Mineraldünger)  
 = ● , Kontrolle = ▲ ,

### Kurzfristiger Einfluß einer Güllegabe

Im Frühjahr und im Herbst unterscheidet sich der Verlauf der Gülle-N<sub>2</sub>O-Dynamik in hohem Maße (Abb. 2 und Abb. 3). Im Gegensatz zur Abnahme der Gülle-N<sub>2</sub>O-Emission im Herbst (Abb. 3), die parallel zur Dynamik der Gülle-NO<sub>3</sub>-Gehalte verläuft, zeigt die Gülle-N<sub>2</sub>O-Dynamik im Frühjahr (Abb. 2) keinerlei Korrelationen mit einer <sup>15</sup>N-markierten Stickstoff-Extraktion des Bodens. Verschiedene Faktoren müssen in den beiden Jahreszeiten für die Steuerung der Gülle-N<sub>2</sub>O-Freisetzung entscheidend sein.

Für die N<sub>2</sub>O-Emission aus der Gülle können - für Frühjahr bzw. Herbst - Korrelationen mit der Bodentemperatur bzw. dem Gülle-NO<sub>3</sub>-Gehalt gefunden werden.

Nach Gülleapplikation im Frühjahr ergibt sich eine Korrelation mit der Gülle-N<sub>2</sub>O-Freisetzung und der Temperatur an der Bodenoberfläche vom 3. bis zum 18. Tag (Abb. 4). Aus der Korrelation läßt sich für den Temperaturbereich von 5°C - 12°C ein Q<sub>10</sub> Wert von 30 errechnen. Der hohe Q<sub>10</sub> Wert deutet auf einen großen Einfluß der Temperatur auf die, unmittelbar nach Gülleapplikation erfolgte N<sub>2</sub>O-Emission aus der Gülle hin. Hinweise auf einen indirekten Einfluß der Temperatur auf die Gülle-N<sub>2</sub>O-Freisetzung geben Dosch und Gutser (1996), die kurze Zeit nach Gülleapplikation einen Anstieg der CO<sub>2</sub>-Emission feststellen. Dies geht einher mit einer erhöhten O<sub>2</sub>-Zehrung und kann ursächlich eine erhöhte denitrifikative N<sub>2</sub>O-Freisetzung zur Folge haben.

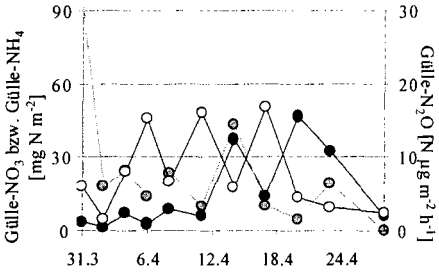


Abb.: 2: Gülle-N<sub>2</sub>O-Emission im Frühjahr = ○ ,  
 Gülle-NO<sub>3</sub>-Gehalte = ● , Gülle-NH<sub>4</sub>-Gehalte = ○ ,

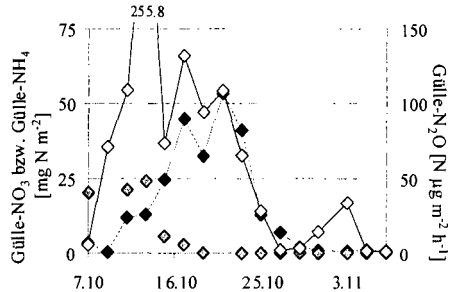


Abb.: 3: Gülle-N<sub>2</sub>O-Emission im Herbst = ◇ ,  
 Gülle-NO<sub>3</sub>-Gehalte = ● , Gülle-NH<sub>4</sub>-Gehalte = ◇ ,

Nach Gülleausbringung im Herbst wird eine Korrelation der Gülle-N<sub>2</sub>O-Freisetzung und Gülle-NO<sub>3</sub>-Gehalte für die Zeit vom 8. bis zum 31. Tag ermittelt (Abb. 5). Da das Nitrat, und nicht die Temperatur limitierend ist, finden erhöhte N<sub>2</sub>O-Emissionen nach der Gülleausbringung im Herbst statt (nicht dargestellt). Im Gegensatz dazu, verursacht eine Frühjahrsgülleausbringung, aufgrund einer Limitierung bei niedrigen Temperaturen, weitaus geringere N<sub>2</sub>O-Emissionen. Wird die applizierte N-Menge der <sup>15</sup>N-markierten Gülle ins Verhältnis gesetzt zur freigesetzten <sup>15</sup>N-N<sub>2</sub>O-Menge, so ergibt sich nach Frühjahrsgülle-Ausbringung ein prozentualer Anteil von 0.054%. Nach Herbstgülleausbringung wird von den Denitrifikanten eine höhere Umsetzung des Gülle-N zu Gülle-N<sub>2</sub>O erreicht. Sie beträgt 0.41%.

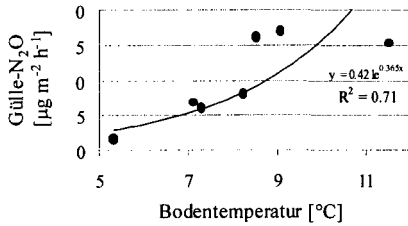


Abb.: 4: Gülle-N<sub>2</sub>O-Emission im Frühjahr für den Zeitraum vom 3. - 18. Tag = ● ,

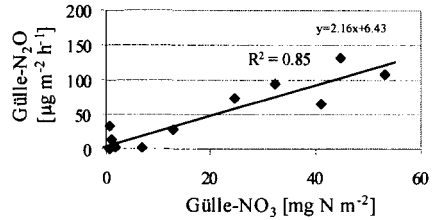


Abb.: 5: Gülle-N<sub>2</sub>O-Emission im Herbst für den Zeitraum vom 8. - 31. Tag = ◆ ,

## Schlußfolgerungen

Die N-limitierte, denitrifikative N<sub>2</sub>O-Emission ist als ein weiteres Argument in der Umweltdiskussion zur Reduzierung von herbstlichen N-Austrägen aus landwirtschaftlich genutzten Böden zu nennen. Weitere prozeßorientierte Untersuchungen müssen zeigen, ob N<sub>2</sub>O-Emissionen zum Gülle-Ausbringungstermin im Herbst generell überwiegend Nitrat gesteuert sind. Unsere Ergebnisse zeigen, daß der Gülleausbringung im Herbst, eine Ausbringung im Frühjahr, aufgrund niedrigerer Temperaturen vorzuziehen ist. Dadurch reduziert sich die N<sub>2</sub>O-Emission aus der applizierten Gülle um 86%.

## Literatur

- Bouwman, A. F. 1994. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soil. Report No. 773004004, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands.
- Duxbury, J. M., L. A. Harper und A. R. Moiser. 1993. Contribution of agroecosystems to global climate change. P. 1-18. In Agricultural Effects on Trace Gases and Global Climate Change, ASA Special Publication Number 55, Madison.
- Dosch, P., und R. Gutser. 1996. Reducing N losses (NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub>) and immobilization from slurry through optimized application techniques. Fertilizer Res. 43:165-171.
- Eichner, M, J. 1990. Nitrous oxide emissions from fertilized soils: summary of available data. J. Environ. Qual. 19, 272-280.

# Einfluß einer streifenweisen Bodenbearbeitung und Kalkung auf chemische und physikalische Eigenschaften von Waldböden

Geissen, V.<sup>1)</sup>; Kim, R.-Y.<sup>1)</sup>; Schöning, A.<sup>1)</sup>; Schütte, St.<sup>2)</sup>; Brümmer, G. W.<sup>1)</sup>

## 1 Einleitung

Oberflächliche Kalkungen versauerter Waldböden bewirken einen pH-Anstieg in der Humusaufgabe und teilweise auch im Oberboden, eine Tiefenwirkung ist jedoch nur unzureichend und erst mit starker zeitlicher Verzögerung festzustellen (GEISSEN et al. 1999). Seit Anfang der neunziger Jahre werden in verdichteten Waldböden verstärkt Bodenlockerungen bei gleichzeitiger Einarbeitung von dolomitischem Kalk und Durchmischung des Mineralbodens mit der organischen Auflage durchgeführt (SCHÜLER 1993). Die Auswirkungen dieser Maßnahmen auf die Bodenstruktur und den bodenchemischen Zustand von Waldböden werden sehr kontrovers diskutiert (BENECKE 1992). In der vorliegenden Arbeit werden die Initialwirkungen einer kombinierten Lockerung und Kalkung durch den Einsatz einer Streifenfräse auf bodenchemische und bodenphysikalische Kennwerte eines Pseudogleys dargestellt.

## 2 Material und Methoden

Als Versuchsstandort diente ein Pseudogley aus Löss über der Hauptterrasse des Rheins im Kottenforst bei Bonn. Der 80jährige Fichtenbestand dieser Fläche wurde 1988 im Rahmen einer Hubschrauberalkung mit 3 t Dolomit ha<sup>-1</sup> gekalkt. Im Januar 1996 entstand dort durch Borkenkäferfraß eine Kahlfläche, auf der im Oktober 1996 eine streifenweise Bodenbearbeitung durchgeführt wurde. Dazu wurde eine Streifenfräse eingesetzt, die den Boden bis in eine Tiefe von 35-40 cm lockerte und gleichzeitig 23 t Dolomit ha<sup>-1</sup> in die Streifen einarbeitete. Dies entsprach auf die gesamte Fläche bezogen einer Ausbringungsmenge von 3 t Dolomit ha<sup>-1</sup>. Die Breite der Frässtreifen betrug 30 cm, der Streifenabstand 2 m, so daß 13 % der Fläche bearbeitet wurden. Die Probenahme erfolgte nach der Neuanpflanzung im Juni 1997 für die bodenchemischen Analysen, im Oktober 1997 für die bodenphysikalischen Analysen (Tab. 1, 2).

**Tab. 1:** Schema der Probenahme

<i>für bodenchemische Untersuchungen</i>		<i>für bodenphysikalische Untersuchungen</i>	
<i>Varianten</i>	2 Frässtreifen (S1, S2), 1 un behandelter Kontrollstreifen (K)		
<i>Beprobung</i>	je Streifen 4 Probestellen mit je 5 m Abstand		
<i>Entnahmetiefen</i>	0-10, 10-20, 20-35, 35-50, 50-75, 75-100 cm	10-15, 40-45, 70-75 cm	
<i>Probenanzahl</i>	je Tiefe 1 Mischprobe aus 4 Einzelproben	je Tiefe 8 Stechzylinder à 100 cm <sup>3</sup>	

1) Institut für Bodenkunde, Nussallee 13, 53115 Bonn 2) Staatliches Forstamt Bonn Kottenforst-Ville

**Tab. 2:** Bodenchemische und -physikalische Analysen

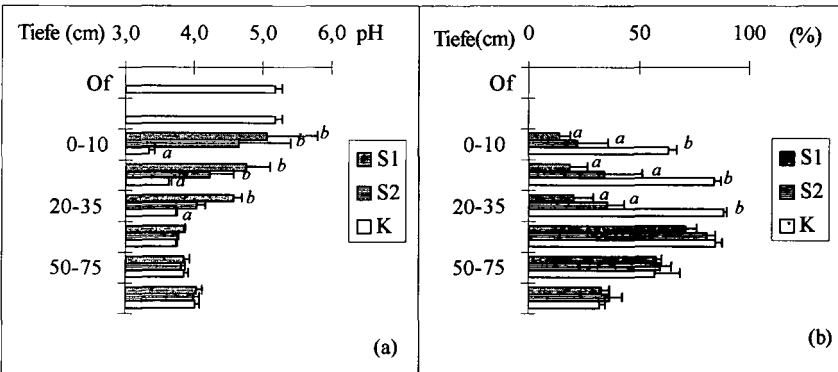
Parameter	Methode
pH	0,01 M CaCl <sub>2</sub>
Corg, Ntot	CNS-Analyser
NO <sub>3</sub>	Extraktion mit 0,01 M CaCl <sub>2</sub>
mobile Elementfraktion (Ca, Mg, P, Al, Mn, Pb)	Extraktion mit 1 M NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>
Gesamtgehalte (Ca, Mg, P, Al, Mn, Pb)	Extraktion mit 1 M NH <sub>4</sub> Cl
Lagerungsdichte (LD) / Gesamtporenvolumen (GPV)	Königswasseraufschluß
Infiltrationsrate	gravimetrische / volumetrische Bestimmung
	Doppelringinfiltrimeter (je 4 Messungen in 10 cm Tiefe)

### 3 Resultate und Diskussion

#### 3.1 Bodenchemische Eigenschaften

Die Bodenbearbeitung hat in Kombination mit der Kalkung in der bearbeiteten Tiefe zu einem signifikanten Anstieg des pH(CaCl<sub>2</sub>)-Wertes geführt (Abb. 1 a). Während der Mineralboden des unbehandelten Kontrollstreifens mit pH-Werten von 3,5-4,0 als sehr stark sauer einzustufen ist, ist der gelockerte Bereich der Frässtreifen mit pH-Werten von 4,0-5,0 nur als stark sauer zu bezeichnen. Der kritische pH-Wert von 4,5 (GEISSEN et al. 1999) wurde im Frässtreifen S1 bis in 35 cm Tiefe, in S2 bis in 10 cm Tiefe überschritten. Mit dem pH-Anstieg fand eine signifikante Abnahme der Al-Belegung der Austauscher von max. 88 % auf min. 14 % statt (Abb. 1 b). Unterhalb der Lockerungstiefe zeigten sich erwartungsgemäß keine statistisch nachweisbaren Unterschiede zwischen den Streifen.

Die Vorräte an pflanzenverfügbarem Ca und Mg waren in den Frässtreifen im gelockerten Bereich von 0-35 cm mittel/hoch bzw. als hoch zu bewerten (AK STANDORTSKARTIERUNG 1996) (Tab. 3).



**Abb. 1 a, b:** pH(CaCl<sub>2</sub>) (a) und Al-NH<sub>4</sub>Cl in % von KAKE (b) in den beiden gekalkten Frässtreifen (S1, S2) und dem unbehandelten Kontrollstreifen (K) in Abhängigkeit von der Bodentiefe (Lockerungstiefe: 35 cm); sign. Unterschiede zwischen den Streifen ( $p < 0,05$ ): a < b

Dagegen waren die Ca- und Mg-Vorräte im unbehandelten Kontrollstreifen auch unter Einbeziehung der organischen Auflage als gering einzustufen. Die Kalkung bewirkte allerdings gleichzeitig eine P-Festlegung, so daß der pflanzenverfügbare P-Vorrat in den gekalkten Frässtreifen signifikant niedriger war als im Kontrollstreifen (Tab. 3).

Streifen		Ca	Mg	P
S1	x	3204 b	1358 b	3.8 a
	s	698	289	0.5
S2	x	2386 b	1020b	3.9 a
	s	624	292	0.5
K (ohne	Of, x	403 a	213 a	5.4 b
	s	24	17	0.1
K (incl.	Of, x	494 a	237 a	10.7 c
	s	26	18	1.1

**Tab. 3:** Vorrat an NH<sub>4</sub>Cl-extrahierbarem Ca, Mg und P (kg ha<sup>-1</sup>) in 0-35 cm Tiefe der Frässtreifen (S1, S2) und des Kontrollstreifen (K); sign. Unterschiede zwischen den Streifen (p<0,05): a<b<c

Eine nach Kalkungen oft beobachtete verstärkte Mineralisierung wurde auch in den vorliegenden Untersuchungen beobachtet. In den oberen 35 cm der Frässtreifen waren signifikante C- und N-Verluste festzustellen (Tab. 4). Die im Vergleich zu Oberflächenkalkungen hohen N-Verluste sind vermutlich durch die zusätzliche Einarbeitung der organischen Substanz und die hohe Kalkgabe bedingt. Da jedoch mit den Streifen nur 13 % der Fläche bearbeitet wurden, sind die Verluste bezogen auf die gesamte Fläche relativ gering (Tab. 4). In den staunassen Böden sind die N-Verluste vermutlich zu einem wesentlichen Teil durch Denitrifikation bedingt. Nur in einem Frässtreifen wurde eine signifikante Zunahme der Nitratgehalte in der Tiefe von 75-100 cm festgestellt. Ob Nitrat schon bis über 1 m Tiefe verlagert wurde oder durch Aufnahme der Pflanzen nur eine geringe NO<sub>3</sub>-Auswaschung erfolgt ist, konnte in diesen Untersuchungen nicht geklärt werden.

Infolge der Durchmischung des Mineralbodens mit der organischen Auflage, die hohe Gehalte an mobilem Mn aufwies, stiegen die Gehalte dieser Mn-Fraktion in den oberen 35 cm der Frässtreifen an. In S1 wurde zusätzlich eine Mn-Verlagerung und -Anreicherung in der Tiefe von 75-100 cm festgestellt (Abb. 2 a). Die Gehalte an mobilem Pb waren in 0-10 cm Tiefe des Kontrollstreifens (pH 3,4) relativ hoch (Abb. 2 b). Durch die Kalkung stieg der pH-Wert in den Frässtreifen über den für die Pb-Mobilität kritischen Wert von 3,5-4,0 an, so daß die Gehalte an mobilem Pb dort signifikant niedriger waren als im Kontrollstreifen.

Die Lagerungsdichte wurde durch die Bodenlockerung in den beiden Frässtreifen uneinheitlich verändert, so daß kein eindeutiger Effekt nachzuweisen war (Abb. 3 a), die Infiltrationsrate war jedoch aufgrund eines höheren Anteils an Makroporen signifikant erhöht (Abb. 3 b).

Insgesamt sind die kurzzeitigen Effekte der Maßnahmen aus bodenchemischer und -physikalischer Sicht als positiv zu bewerten.

	Corg (t ha <sup>-1</sup> )		Ntot (t ha <sup>-1</sup> )		NO <sub>3</sub> -N (kg ha <sup>-1</sup> )	
	S1	S2	K	S1	S2	K
Of			14,7			0,6
Oh			51,5			2,5
0-10 cm	35,8 a	33,0 a	56,0	1,5 a	1,4 a	2,2 b
10-20 cm	27,1 a	27,2 a	11,9	1,1 b	1,1 b	0,5 a
20-35 cm	44,4 a	49,1 a	8,5	1,8 b	1,9 b	0,7 a
Σ bis 35 cm	107 a	109 a	143	4,4 a	4,4 a	6,5 b
Verlust bis 35	-36	-34		-2,1	-2,1	
Verl. ges. Fläche	-4,7	-4,4		-0,27	-0,27	
35-50 cm	6,7	8,1	5,6	0,6	0,5	0,4
50-75 cm	8,7	11,0	12,1	0,9	1,5	1,3
75-100 cm	10,2	9,2	9,3	1,2	0,8	0,8
Σ 35-100 cm	25,6	28,3	27	2,7	2,8	2,5
Verlust > 35 cm	n.s.	n.s.		n.s.	n.s.	
						+3,3
						+1,6

**Tab. 4:** Corg-, Ntot- (t ha<sup>-1</sup>) und NO<sub>3</sub>-N- (kg ha<sup>-1</sup>) Vorrat in den gekalkten Frässtreifen (S1, S2) und dem Kontrollstreifen (K) sowie Corg-, Ntot- und NO<sub>3</sub>-N-Verluste in den Frässtreifen im Vergleich zum Kontrollstreifen, bezogen auf die Streifen (13 % der Fläche) und auf die gesamte Fläche (Verl. es. Fläche); sign. Unterschiede (p<0,05): a<b



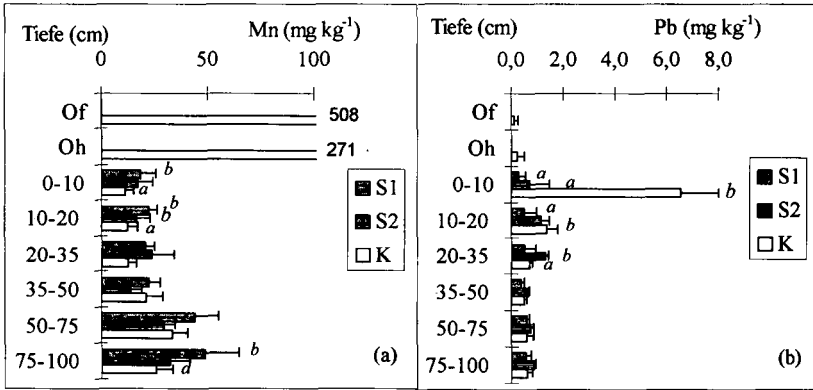


Abb. 2 a, b: Gehalte an  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbarem Mn (a) und Pb (b) ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) in den beiden gekalkten Frässtreifen (S1, S2) und dem unbehandelten Kontrollstreifen (K) in Abhängigkeit von der Bodentiefe (Lockerungstiefe: 35 cm); sign. Unterschiede zwischen den Streifen ( $p < 0,05$ ):  $a < b$

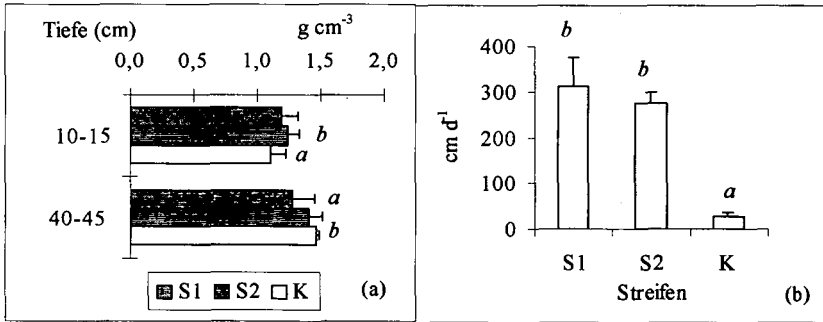


Abb. 3 a, b: Lagerungsdichte ( $\text{g cm}^{-3}$ ) (a) und Infiltrationsrate ( $\text{cm d}^{-1}$ , gemessen in 10 cm Tiefe) (b) in den beiden gekalkten Frässtreifen (S1, S2) und dem unbehandelten Kontrollstreifen (K); sign. Unterschiede zwischen den Streifen ( $p < 0,05$ ):  $a < b$

#### 4 Summary: Effects of stripwise tillage in combination with liming on chemical and physical parameters of forest soils

We studied initial effects of stripwise loosening acidic forest soils (0-35 cm depth) with a rotary hoe in combination with liming on soil chemical and physical parameters. pH values and contents of mobile Ca and Mg increased significantly within the tillaged depth whereas the content of mobile P decreased because of P-immobilisation. The treatment led to losses of Corg and Ntot caused by mineralisation and partly denitrification.  $\text{NO}_3$  leaching was obviously low. The treatment led to an increase of mobile Mn in the tillaged depth. However, the content of mobile Pb decreased because of an increased pH. Bulk density was not significantly influenced by the treatment, but the rate of infiltration significantly increased.

#### 5 Literatur

- Geissen, V., Schöning, A. & Brümmner, G. W. (1999): Entwicklung eines Sanierungskonzeptes für stark versauerte Waldböden - dargestellt am Beispiel des Kottenforstes bei Bonn. - Bonner Bodenkdl. Abh. 25, 135 S, Bonn.
- Schüler, G. (1993): Bodenschutzkalkungen und deren Auswirkungen auf Sickerwasser, Boden und Bodenbiozönose. - In: Ministerium f. Umwelt, Rheinland-Pfalz (ed.): Waldschäden. Boden- und Wasserversauerung durch Luftschadstoffe in Rheinland-Pfalz, 117-131, Mainz.
- Benecke, P. (1992): Gedanken zur Waldbodenrestaurierung mit Bodenbearbeitung. - AFZ 47/10, 542-545, München.
- AK Standortkartierung in der AG Forsteinrichtung (1996): Forstliche Standortaufnahme. - 5. Auflage, IHW. 352 S.

## Einfluß einer Wiedervernässungsmaßnahme auf die Dynamik des Schwefelhaushaltes eines degradierten Niedermoors

Gensior, A., Regnéry, J. und Zeitz, J.<sup>1)</sup>

### Einleitung

Im Rahmen des von der Deutschen Bundesstiftung Umweltschutz geförderten Forschungsprojekts „Sanierung eines degradierten Niedermoors mittels Anbau von Schilf als nachwachsendem Rohstoff unter Verwertung vorgereinigter kommunaler Abwässer“, wurden vom bodenkundlichen Teilprojekt u.a. Untersuchungen zum Schwefelhaushalt vorgenommen. Ziel war es, die Auswirkungen der Entwässerung und intensiven landwirtschaftlichen Nutzung und der Sanierungsmaßnahmen auf den Schwefelhaushalt des Niedermoors zu klären sowie dessen Einfluß auf den Stoffhaushalt des Niedermoors.

### Material und Methoden

Zum Zwecke der beispielhaften Sanierung wurde in der Sernitz - Welse -Niederung (ca. 100 km NNE von Berlin) auf einem mittelgründigen Mursch-(Norm)-Niedermoor bzw. Mursch - Kalkniedermoor (Tab. 1), eine Großversuchsfläche (10 ha) eingerichtet. Die Fläche ist mit Klärteichen versehen und wird seit der vollständigen Bepflanzung mit Schilf im Berieselungs- und Ein- bzw. Überstauverfahren wiedervernäßt.

Tab. 1 Profilaufbau und ausgewählte bodenkundliche Kennwerte des Niedermoors auf der Versuchsfläche Biesenbrow. (**Mittelwert**, **Median**, (Standardabweichung), [Spannweite]. GR = Glührückstand; LD = Lagerungsdichte;  $KAK_{\text{eff}}$  = effektive Kationenaustauschkapazität)

Tiefe (dm)		GR %	LD g/cm <sup>3</sup>	C <sub>org</sub> %	N <sub>org</sub> %	pH CaCl <sub>2</sub>	CaCO <sub>3</sub> %	Fe <sub>t</sub> g/kg	Fe <sub>o</sub> g/kg	As <sub>t</sub> mg/kg
GOF 0	nHsm-nHcsm	51,4 (4,2)	0,48 (0,04)	18,2 (4,0)	1,3 (0,4)	7,2 [1,8]	0,9 [30,6]	95,2 (26,8)	69,4 (20,5)	30,7 (15,3)
1	nHsm-nHsa, nHcsm-nHcsa	41,6 (12,6)	0,42 (0,08)	21,3 (6,9)	1,5 (0,4)	7,0 [1,1]	0,7 [30,6]	101,5 (66,7)	66,7 (21,8)	24,2 (5,8)
2										
3										
4	nHzr-nHza, nHczr-nHcza	40,0 (19,4)	0,30 (0,14)	30,7 (11,3)	1,7 (0,7)	4,6 [3,9]	2,1 [29,1]	76,1 (57,5)	57,5 (30,0)	29,6 (20,9)
5										
6										
7	nHzr-For	67,1 (19,6)	0,46 (0,20)	21,6 (13,6)	1,2 (0,6)	3,1 [2,4]	0,2 [0,5]	42,7 (11,6)	19,4 (4,2)	102,6 (46,4)
8										
9										
10	Gr	93,8 (4,7)	1,14 (0,28)	5,8 (3,1)	0,3 (0,2)	5,8 [3,5]	1,4 [2,5]	29,5 (9,5)	5,7 (1,6)	22,5 (7,0)
11										

<sup>1)</sup>HU-Berlin, Landw.-Gärtn. - Fakultät, FG Ökologie der Ressourcennutzung, Invalidenstr. 42, 10115 Berlin

Auf der Versuchsfläche wurde ein Intensivmeßfeld eingerichtet (GENSIOR et al. 1997), auf welchem u.a. die Zusammensetzung der Bodenlösung und das Redoxpotential erhoben wurden. Die Bodenproben zur Schwefelfraktionierung wurden unter Argonbeegasung entnommen, in gasdichte mit Argon befüllte Gefäße überführt und im Labor tiefgefroren. Die Homogenisierung der Proben erfolgte vor der Analyse unter Flüssigstickstoff. Gemessen wurde der Gesamtschwefel, der reduzierte mineralische Schwefel (nach SMITTENBERG et al. 1951) und der desorbierbare Sulfatschwefel.

### Ergebnisse und Diskussion

Die Auswirkungen der Entwässerung und landwirtschaftlichen Nutzung haben zu erheblichen quantitativen und qualitativen Veränderungen im Schwefelhaushalt des Niedermoorbodens geführt. Es hat eine Umverteilung des Schwefels im Profil stattgefunden. Der Oberboden ist an Schwefel verarmt, während im Unterboden, ab 65 cm Tiefe, eine deutliche Anreicherung stattgefunden hat (Abb.1). Neben dem dominierenden organisch gebundenen Schwefel findet sich lediglich desorbierbarer Sulfatschwefel in allen Horizonten. Monosulfid Schwefel konnte nicht nachgewiesen werden, Schwefel der Polysulfidfraktion in geringen Mengen in den Unterbodenhorizonten im Einflußbereich des Grundwassers (angestrebter Grundwasserstand in der Vegetationsperiode: 70 cm u. F.).

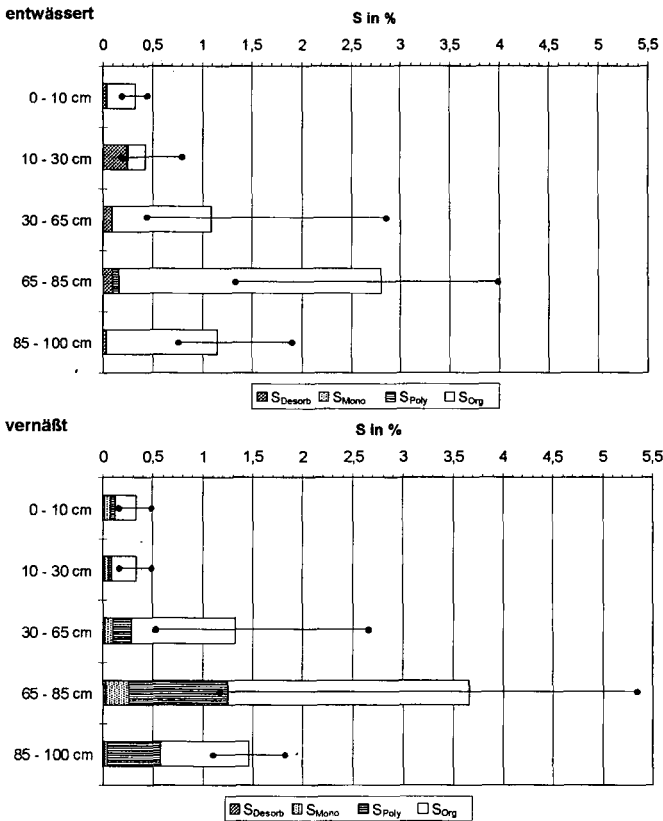


Abb.1 Qualitative und quantitative Verteilung des Schwefels im Niedermoor der Versuchsfläche Biesenbrow vor und nach der Wiedervernässung (Mittelwerte u. Range von S<sub>i</sub> in %).

Die Zusammensetzung der Bodenlösung zeigt, daß die Lösungskonzentrationen an Sulfat extrem hoch sind (Spitzenwerte ca. 3 g/l) und die Bodenlösung dominieren (Abb. 2). Während in 20 cm, 45 cm und 125 cm Tiefe das Verhältnis von Ca zu Sulfat in etwa 1:1 beträgt, sind in 75 cm Tiefe die Sulfatkonzentrationen deutlich größer als die des Ca. Der Ausgleich in der Ionenbilanz erfolgt hier hauptsächlich über das Eisen (auch Al und Schwermetalle). Auch ist die Protonenkonzentration in diesem Horizont sehr groß. Die pH – Werte liegen im Mittel zwischen 2,5 – 3,5. Diese pH – Werte sind offensichtlich auf die Bildung von Schwefelsäure zurückzuführen, die bei der Oxidation von Sulfiden entsteht. Bei diesen Sulfiden dürfte es sich in der Hauptsache um Eisensulfide handeln.

Infolge der Entwässerung wurden die organischen Substanzen im Oberboden aerob zersetzt. Dabei wird Schwefel in erheblichen Mengen freigesetzt und als Sulphat (Abb. 2), wenn nicht ausgewaschen, mehr oder weniger weit in den Unterboden verlagert. In Abhängigkeit von Sickerwassermenge und Redoxbedingungen fällt er dort als Gips aus oder wird reduziert. Er akkumuliert dann in Form von mineralischen Sulfiden, hauptsächlich und langfristig aber in organisch gebundener Form, was zu der starken Akkumulation in den Unterbodenhorizonten geführt hat. Die zahlreichen Salzkristalle, die vor allem in 40 – 80 cm Tiefe im degradierten Niedermoorboden zu finden sind (vergl. Tab. 1), konnten mittels Röntgendiffractometrie eindeutig als Gips identifiziert werden. Die starke Gipsbildung im Schwankungsbereich des Grundwassers ist vor allem Ergebnis der Pufferungsprozesse der durch Oxidation der Monosulfide entstehenden Schwefelsäure (Abb. 2). Diese Säurebildung hat zur nachhaltigen Versauerung dieses Horizontes geführt (Tab. 1). Durch die Oxidation von Sulfiden, die Bildung von Säure und damit verbundener Effekte, kommt es in den Horizonten, die starken Wechseln des Redoxpotentials unterliegenden, zeitweise zu einer verstärkten Mobilisierung von Nähr- und Schadstoffen, die, wie auch die Säure, über die in diesen Horizonten verlaufende Dräne, auf kürzestem Wege in die Vorflut gelangen und nachfolgende Systeme belasten (bzw. sickerwasserbedingt unterliegende Horizonte und das Grundwasser).

Legt man diese Mechanismen zugrunde, betrachtet die extrem hohen Sulfatkonzentrationen in der Bodenlösung aller Horizonte und folgt dem Konzept der „mobilen Anionen“, zeigt sich, daß der Schwefelhaushalt wesentliche Eigenschaften des degradierten Niedermoorbodens in erheblichem Umfang und nachhaltig beeinflusst und die Mobilisierung und Auswaschung von Nähr- und Schadstoffen im degradierten Niedermoor wesentlich steuert.

Die Wiedervernässung führte im Niedermoor zu einer deutlichen Zunahme der Schwefelgesamtgehalte im Unterboden, während im Oberboden keine signifikanten Veränderungen festgestellt werden konnten (Abb. 1). Betrachten wir die Schwefelfractionen wird deutlich, daß diese Zunahme auf die Akkumulation von reduzierten überwiegend mineralischen Schwefelverbindungen zurückzuführen ist, da die Fraktion des organisch gebundenen Schwefels in allen Horizonten kaum Veränderungen aufweist. Des weiteren wird deutlich, daß nach der Wiedervernässung in allen Horizonten reduzierte mineralische Schwefelverbindungen nachweisbar sind. Im Unterboden überwiegt die Fraktion der Polysulfide, während im Oberboden die Monosulfidfraktion etwas deutlicher ausgeprägt ist. Der desorbierbare Sulfatschwefel ist in allen Horizonten deutlich zurückgegangen (Abb. 1).

Die Zusammensetzung der Bodenlösung zeigt nach der Wiedervernässung eine deutliche Abnahme der Ionenkonzentration im Oberboden (Abb. 2). Im wesentlichen sind diese quantitativen Veränderungen auf das Sulfat zurückzuführen, dessen Konzentrationen deutlich zurückgegangen sind. Die Ursachen hierfür sind Verdünnungs-, Auswaschungs- und Reduktionsprozesse. Auch dürfte die Nachlieferung aufgrund des verminderten Torfzersatzes deutlich geringer sein. Nichtsdestotrotz bleibt das Sulfat in allen Horizonten das dominierende Anion. Im Gegensatz zum Oberboden zeigt sich im Unterboden eine Zunahme der Elementkonzentrationen in der Bodenlösung, auch der des Sulfates, die im wesentlichen auf Auswaschungsvorgänge zurückzuführen sind. Des weiteren sind die Eisenkonzentrationen in 75 cm Tiefe zurückgegangen, infolge der Minderung der Oxidation von Sulfiden. Aufgrund der leicht angestiegenen Sulfatkonzentrationen im Unterboden, sowie der extrem hohen vertikalen Wasserflüsse (aufgrund der Versuchsrandbedingungen), sind die Schwefelausträge aus dem Niedermoorboden größer als vor der Wiedervernässung (Flächenmittel ca. 4 t/ha).

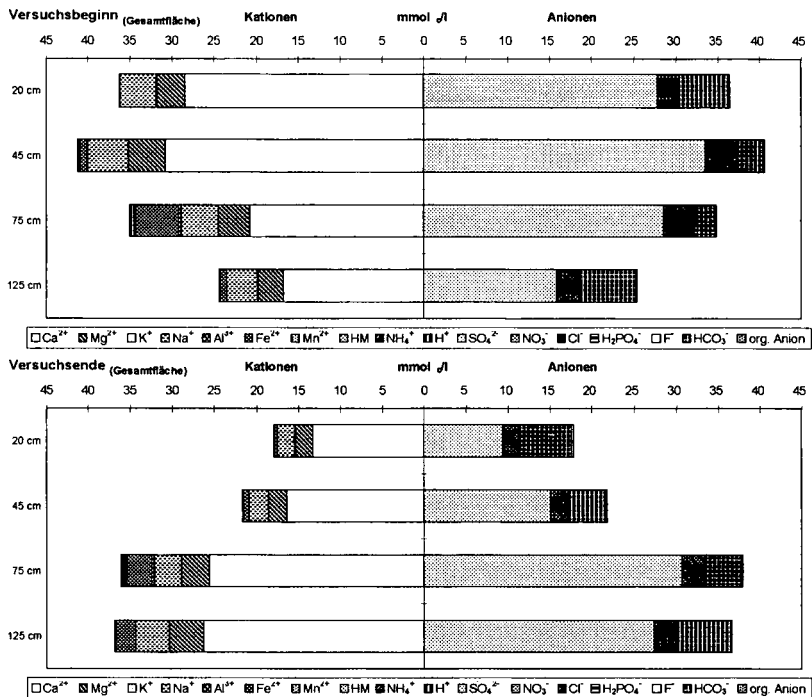


Abb.2 Gemittelte Zusammensetzung der Bodenlösung in 20 cm, 45 cm, 75 cm und 125 cm Tiefe der Versuchsfläche vor (Versuchsbeginn) und nach der Wiedervernässung (Versuchsende). Angaben in Ionenäquivalenten (mmol/l; HM = Zn<sup>2+</sup> + As<sup>3+</sup> + Pb<sup>2+</sup> + Cu<sup>2+</sup> + Cd<sup>2+</sup> + Hg<sup>2+</sup>).

### Fazit und Ausblick

- Der Schwefelhaushalt ist auch nach der Wiedervernässung eine zentrale Größe im Stoffhaushalt des Niedermoorbodens. Er hat direkt oder indirekt wesentlichen Einfluß auf das pH, die Bodenversauerung, die Mobilisierung und Immobilisierung von Nähr- und Schadstoffen und den Stoffaustausch aus dem Niedermoorboden.
- Ökologische Wohlfahrt ging im ersten Jahr nach der Wiedervernässung von den Veränderungen im Schwefelhaushalt nicht aus, aufgrund der ungünstigen Versuchsrandbedingungen und den „Altlasten der Niedermoordegradierung.“
- Die Ergebnisse deuten mit Nachdruck darauf hin, daß bei anhaltender Vernässung und Eindämmung der Versuchsrandeffekte und Abbau von „Altlasten der Niedermoordegradierung“ die Stoffausträge deutlich gemindert werden können und möglicherweise das pH ansteigt.
- Die Wiedervernässung darf nicht rückgängig gemacht werden, da bei einem wesentlichen Anstieg des Redoxpotentials die gespeicherten Nähr- und Schadstoffe sowie Säure massiv freigesetzt würden.

### Literatur

- GENSIOR, A., LEHRKAMP, H. & J. ZEITZ (1997): Sanierung eines degradierten Niedermoores mittels Anbau von Schilf als nachwachsendem Rohstoff unter Verwendung gereinigter kommunaler Abwässer. Ökologische Hefte der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät, 6, S. 88 - 92, HU - Berlin
- SMITTENBERG, J., G.W. HARMSEN, A. QUIPEL & D. OTZEN (1951): Rapid methods for determining different types of sulphur compounds in soil. Plant and Soil, III, no. 4, 353 - 360

## **Der Beitrag von pyrogenem Kohlenstoff zur organischen Substanz der Indianerschwarzerden (Terra Preta) Amazoniens**

**Glaser B.<sup>1</sup>; Guggenberger G.<sup>1</sup>; Haumaier L.<sup>1</sup>; Zech W.<sup>1</sup>**

### **Einleitung**

Im Amazonasgebiet Brasiliens treten inmitten der typischen unfruchtbaren Oxisol-Landschaft kleine Flächen von nachhaltig fruchtbaren anthropogenen Schwarzerden präkolumbianischen Ursprungs (Terra Preta) auf. Entscheidend für ihre nachhaltig hohe Fruchtbarkeit ist neben hohen Nährstoff-Vorräten wie N, P und Ca (Sombroek, 1966; Zech et al., 1990) die Bildung von stabiler organischer Bodensubstanz (SOM; Zech et al., 1990). Unter den tropisch humiden Bedingungen wird SOM normalerweise rasch mineralisiert. Häufige Holzkohle-Funde (Sombroek, 1966) und der Aromatenreichtum der SOM (Zech et al., 1990) deuten darauf hin, daß Verkohlungsrückstände (pyrogener Kohlenstoff) für die Stabilität von SOM in Terra Preta-Böden verantwortlich sind. Das Hauptanliegen unserer Studie war deshalb zu testen, in welchem Ausmaß pyrogener Kohlenstoff zur SOM dieser Böden beiträgt.

### **Material und Methoden**

Das Untersuchungsgebiet liegt im brasilianischen Amazonasgebiet. Die durchschnittliche Jahrestemperatur beträgt ca. 27°C und der durchschnittliche Jahresniederschlag ca. 2050 mm, wovon 90% in der Regenzeit zwischen Dezember und Juli fallen. Ausgangsmaterial aller Böden sind Tertiäre Sedimente. Insgesamt wurden 5 Terra Preta-Böden beprobt mit angrenzenden Oxisolen zum Vergleich. Sandreiche Böden (Profile 1 bis 3) wurden in der Nähe von Manaus und tonreiche Böden (Profile 4 und 5) ca. 400 km nördlich von Manaus bzw. südlich von Santarém beprobt. Die genauen Standorte und physiko-chemische Eigenschaften der untersuchten Böden sind in Glaser (1999) beschrieben.

Pyrogener Kohlenstoff wurde mittels Benzolcarbonsäuren (BCA) als molekularen Marker (Glaser et al., 1998) untersucht in der Feinerde, in Korngrößen-Fractionen (Grobsand, 2000 - 250 µm;

---

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

Feinsand, 250 - 20  $\mu\text{m}$ ; Schluff, 20 - 2  $\mu\text{m}$ ; Ton, < 2  $\mu\text{m}$ ) und Dichte-Fractionen (leichte Fraktion, < 2,0  $\text{g cm}^{-3}$ ; mittlere Fraktion, 2,0 - 2,4  $\text{g cm}^{-3}$ ; schwere Fraktion, > 2,4  $\text{g cm}^{-3}$ ). Die Fraktionen wurden außerdem rasterelektronenmikroskopisch (REM) und mit energie-dispersiver Röntenspektroskopie (EDX) charakterisiert.

## Ergebnisse und Diskussion

Die SOM von Terra Preta besteht bis zu 35% aus pyrogenem Kohlenstoff, z.T. bis in 80 cm Bodentiefe, während die Oxisole nur im Oberboden pyrogenen Kohlenstoff enthalten (bis zu 14%, hier nicht dargestellt). Der inerte SOM-Pool der Schluff-Fraktion enthält einen Großteil des pyrogenen Kohlenstoffs (Abb. 1). Auch die Ton-Fraktion enthält bis zu 50% des pyrogenen Kohlenstoffs. In 30 - 40 cm Bodentiefe liegt der Anteil des in der Ton-Fraktion lokalisierten pyrogenen Kohlenstoffs dabei höher als im Oberboden, was auf Illuvations-Prozesse hinweist. Ein REM-Foto der Ton-Fraktion zeigt Organo-Mineral-Komplexe als aggregiertes amorphes Material (Abb. 2, Spot 6) neben schwarzen Partikeln mit Holz-Struktur, die z.T. größer als 10  $\mu\text{m}$  sind (Abb. 2, Spot 5). Die Untersuchung der Elementarzusammensetzung der Partikel-Oberfläche mit EDX ergibt ein O:C-Verhältnis von 0,3 für Spot 5, was auf pyrogenen Kohlenstoff hinweist. Cellulose hat ein theoretisches O:C-Verhältnis von 0,88. Aufgrund der geringen Dichte von pyrogenem Kohlenstoff kann es bei der Korngrößen-Fraktionierung zur Artefaktbildung kommen, wobei Partikel von pyrogenem Kohlenstoff > 2 $\mu\text{m}$  in die Tonfraktion gelangen (Abb. 2, Spot 5). Eine organo-mineralische Komplexierung von pyrogenem Kohlenstoff in der Ton-Fraktion sollte deshalb mit Vorsicht interpretiert werden.

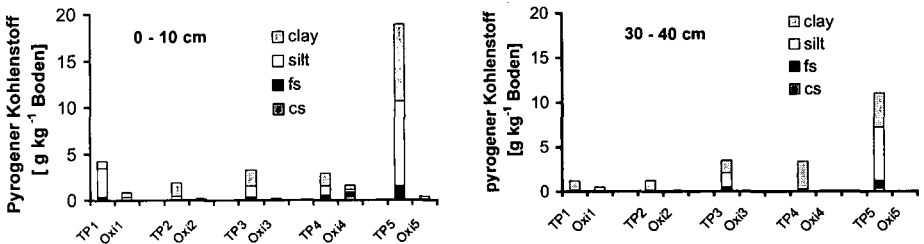


Abb. 1. Pyrogener Kohlenstoff in Korngrößen-Fractionen.

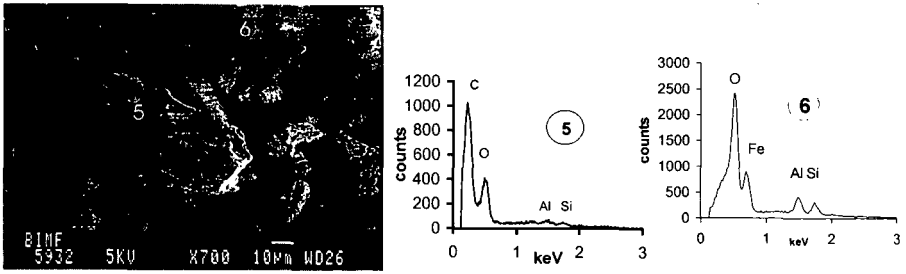


Abb. 2. REM und EDX der Ton-Fraktion einer Terra Preta. Spot 5) Partikel von pyrogenem Kohlenstoff > 2  $\mu\text{m}$ . Spot 6) Aggregierte Organo-Mineral-Komplexe.

Dichte-Fraktionierung erlaubt die Separierung und nachfolgende Charakterisierung von partikulärem pyrogenem Kohlenstoff in der leichten Fraktion ( $d < 2,0 \text{ g cm}^{-3}$ ) von organo-mineralisch komplexiertem pyrogenem Kohlenstoff ( $d 2,0 - 2,4 \text{ g cm}^{-3}$ ) und pyrogenem Kohlenstoff in der mineral-dominierten Fraktion ( $d > 2,4 \text{ g cm}^{-3}$ ). Die Untersuchung von pyrogenem Kohlenstoff in Dichte-Fractionen (Abb. 3) in Kombination mit SEM und EDX (hier aus Platzgründen nicht dargestellt) gibt Hinweise auf eine komplexe Dynamik von pyrogenem Kohlenstoff in Terra Preta-Böden. Die leichte Fraktion enthält 20 - 70% des pyrogenen Kohlenstoffs (Abb. 3). Das Vorhandensein großer Mengen an partikulärem pyrogenem Kohlenstoff in 30 - 40 cm Bodentiefe der Terra Preta-Böden zeigt einerseits, daß ein Großteil des pyrogenen Kohlenstoffs chemisch und biologisch inert vorliegt und andererseits, daß Turbation für die Verlagerung verantwortlich ist. In der tonreichen Terra Preta (TP5) hingegen liegt der größte Teil des pyrogenen Kohlenstoffs in der mittleren Fraktion und damit organo-mineralisch komplexiert vor. Oxidation an den Rändern der polyaromatischen Struktur von pyrogenem Kohlenstoff erzeugt Carboxylgruppen (Hayatsu, 1982), welche an organo-mineralischen Komplexierungsreaktionen im Boden teilnehmen können. Außerdem kann so die hohe KAK dieser Böden erklärt werden. Überraschenderweise wurden auch Spuren von pyrogenem Kohlenstoff in der schweren Fraktion nachgewiesen. REM und EDX zeigten, daß pyrogener Kohlenstoff in dieser Fraktion in Eisen- und Aluminiumoxid-Plaques eingebettet und damit physikalisch stabilisiert ist (hier aus Platzgründen nicht dargestellt).



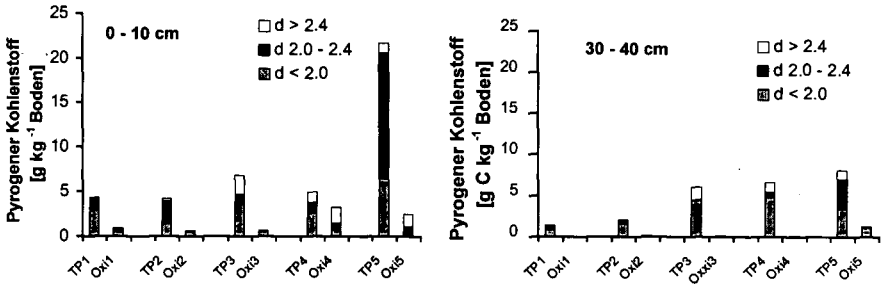


Abb. 3. Pyrogener Kohlenstoff in Dichtefractionen.

Unsere Untersuchungen zeigen, daß pyrogener Kohlenstoff maßgeblich für die Stabilität der SOM und damit für die nachhaltige Bodenfruchtbarkeit von Terra Preta-Böden verantwortlich ist. Die Applikation von Verkohlungsrückständen zusammen mit anorganischem Dünger scheint deshalb sehr erfolgversprechend zur nachhaltigen Verbesserung der Pflanzenproduktion in den humiden Tropen.

## Literatur

- Glaser, B. (1999) Eigenschaften und Stabilität des Humuskörpers der Indianerschwarzerden Amazoniens, Dissertation Lehrstuhl Bodenkunde und Bodengeographie der Universität Bayreuth, Bayreuth.
- Glaser, B., Haumaier, L., Guggenberger, G. and Zech, W. (1998) Black carbon in soils: the use of benzenecarboxylic acids as specific markers. *Organic Geochemistry* 29, 811-819.
- Hayatsu, R., Scott, R. G. und Winans, R. E. (1982) Oxidation of coal. In: Trahanovsky, W. S. (Editor), *Oxidation in Organic Chemistry, Vol. Part D*, Academic Press, New York, pp. 279-354.
- Sombroek, W.G. (1966) Amazon Soils. A reconnaissance of the Soils of the Brazilian Amazon region. Dissertation Centre for Agricultural Publications and Documentations, Onderzoekingen Verslagen van Landvrouwkundige, Wageningen.
- Zech, W., Haumaier, L. and Hempfling, R. (1990) Ecological aspects of soil organic matter in tropical land use. In: McCarthy, P., Clapp, C.E., Malcolm, R.L. and Bloom, P.R. (eds) *Humic Substances in Soil and Crop Sciences. Selected Readings*, American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison Wisconsin, USA, pp. 187-202.

## Extraktion von wasserlöslicher organischer Substanz aus Böden - Vergleich von drei Extraktionsmitteln

Gockel, K.; Mansfeldt, T.; Rennert, T.

### 1 Einleitung

Die gelöste organische Substanz hat in Böden eine Vielzahl ökologisch relevanter Funktionen. Da die Gewinnung jener mit Saugkerzen und Lysimetern relativ aufwendig ist, wird oftmals die wasserlösliche organische Substanz (WSOM) aus Böden in Batchversuchen mit einem Lösungsmittel extrahiert. Bei diesem Verfahren gibt es jedoch keine allgemeine Vorgehensweise. Verschiedene wäßrige Lösungen oder Reinstwasser werden neben anderen Randbedingungen in der Literatur angegeben (Zsolnay, 1996). Es stellt sich die Frage, ob die Ergebnisse, die mit unterschiedlichen Extraktionsmitteln erzielt wurden, miteinander verglichen werden können.

Um einen ersten Klärungsansatz zu liefern, wurde in dieser Arbeit die WSOM aus mineralischen Bodenproben und organischen Auflagen mit den häufig verwendeten Extraktionsmitteln Calciumchlorid, Kaliumsulfat und Reinstwasser gewonnen.

### 2 Material und Methoden

Bei den untersuchten Böden handelt es sich um drei stauwasserbeeinflusste Waldböden aus dem Kernmünsterland mit unterschiedlicher Bestockung (*Ulme*: beprobt: rAp, SwBv, IISd; *Buche*: org. Auflage, Sw, IISd, *Fichte*: org. Auflage, Sw, IISd). Zwischen 10/96 und 05/97 wurden an fünf Terminen auf 25x25m großen Plots jeweils drei Proben je Horizont getrennt mit einem Brennkrafthammer erbohrt, wobei die Auswahl der Bohrpunkte zufällig war. Organische Auflagen wurden vorsichtig abgehoben ( $n_{\text{ges.}} = 135$ ). Feldfrische Proben des Feinbodens und der organischen Auflage wurden mit jeweils einem der folgenden Extraktionsmittel (Verhältnis 1:5 bei Böden, 1:10 bei Auflagen) versetzt:

0,01 M  $\text{CaCl}_2$ , 0,5 M  $\text{K}_2\text{SO}_4$ , Reinstwasser

Autorenadresse: Ruhr-Universität Bochum, Fakultät für Geowissenschaften, AG Bodenkunde und Bodenökologie, 44780 Bochum

Anschließend wurden die Proben eine Stunde bei 8° C und 105 U min<sup>-1</sup> in PE-Flaschen geschüttelt. Die Phasen wurden durch Zentrifugieren (15 min, 10000 U min<sup>-1</sup>) und Membranfiltration (0,45 µm-Filter) getrennt und die WSOC-Konzentration in den Extrakten mit einem Shimadzu 5050 TOC-Analyzer bestimmt. Weiterhin erfolgte die Bestimmung der UV-Absorption bei 254 nm (Perkin-Elmer Lambda 2) und die pyrolytisch-coulometrische Bestimmung der C<sub>org</sub>-Gehalte aller Festphasen.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

Nur ein geringer Teil des gesamten Kohlenstoffs der Proben ist wasserlöslich, maximal werden 2,07% erreicht (Abb. 1). Für die organischen Auflagen bzw. den rAp-Horizont ergeben sich sehr ähnliche Werte. Für die mineralischen Horizonte zeigen sich je nach Extraktionsmittel stark unterschiedliche WSOM-Mengen, wobei bis auf eine Ausnahme K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> am meisten extrahiert.

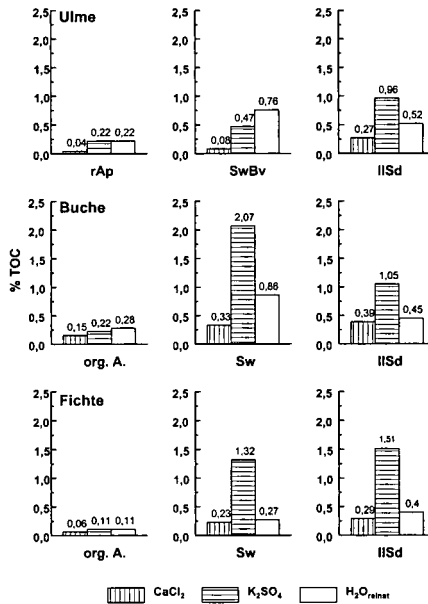


Abb. 1: Mediane der extrahierten WSOM-Mengen (bezogen auf C<sub>org</sub>-Gehalt).

Um darzustellen, in wieweit die quantitativen Ergebnisse eines Extraktionsmittels mit denen eines anderen vergleichbar sind, wurden sie miteinander korreliert (Tab. 1).

Tab. 1: Korrelationen zwischen den mit unterschiedlichen Extraktionsmitteln gewonnenen WSOM-Mengen (bezogen auf C<sub>org</sub>-Gehalt).

Standort/ Horizont	Extraktionsmittel		
	CaCl <sub>2</sub> / K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	CaCl <sub>2</sub> / H <sub>2</sub> O <sub>reinst</sub>	K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> / H <sub>2</sub> O <sub>reinst</sub>
<b>Ulme</b>			
<i>rAp</i>	0,72 **	0,59 *	0,59 **
<i>SwBv</i>	0,35	0,32	-0,07
<i>IISd</i>	0,79 **	0,68 **	0,90 **
<b>Buche</b>			
<i>org. A.</i>	0,92 **	0,80 **	0,84 **
<i>Sw</i>	0,36	0,33	0,83 **
<i>IISd</i>	0,59 *	0,86 **	0,72 **
<b>Fichte</b>			
<i>org. A.</i>	0,97 **	0,89 **	0,85 **
<i>Sw</i>	0,94 **	0,82 **	0,84 **
<i>IISd</i>	0,67 **	0,69 **	0,44 *

Es zeigt sich, daß in 22 von 27 Fällen die Ergebnisse eines Extraktionsmittels durch ein anderes signifikant (\*) oder hoch signifikant (\*\*) miteinander korrelieren. Entscheidend für das Verhalten gelöster organischer Substanz in Böden ist ihre qualitative Zusammensetzung. Hinweise auf die Aromatizität liefert die UV-Absorption bei 254 nm. Unter diesem qualitativen Aspekt unterscheiden sich die Extrakte deutlich (Abb. 2).

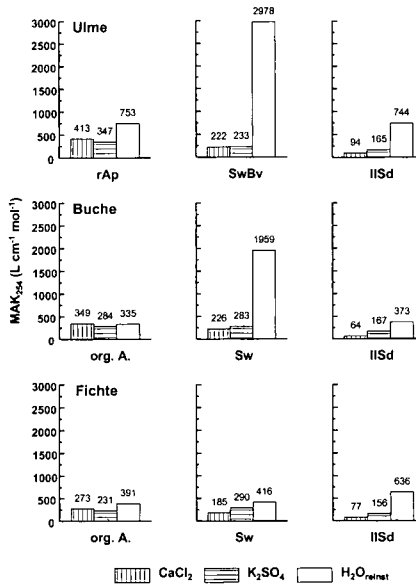


Abb. 2: Mediane der molaren Absorptionskoeffizienten.

Für die Unterbodenhorizonten gilt, daß Reinstwasser, gefolgt von  $K_2SO_4$ , die höchsten Anteile UV-aktiver Substanzen extrahiert, da es im Vergleich zu den anderen Extraktionsmitteln am wenigsten polar ist. Für die organischen Auflagen und den rAp-Horizont ergibt sich kein geschlossenes Bild. In 18 der 27 Fälle zeigt sich kein Zusammenhang zwischen den MAK<sub>254</sub>-Werten der Extrakte (Tab. 2), also ist eine Vergleichbarkeit von unterschiedlich gewonnenen Extrakten unter qualitativen Aspekten nur in geringem Umfang gewährleistet. Dabei ist zusätzlich zu beachten, daß die UV-Absorption bei 254 nm ein grober Summenparameter ist.

Tab. 2: Korrelationen zwischen den molaren Absorptionskoeffizienten der Extrakte.

Standort/ Horizont	Extraktionsmittel		
	CaCl <sub>2</sub> / K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	CaCl <sub>2</sub> / H <sub>2</sub> O <sub>reinst</sub>	K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> / H <sub>2</sub> O <sub>reinst</sub>
<b>Ulme</b>			
rAp	0,60 **	-0,20	-0,05
SwBv	-0,02	-0,40	0,10
lISd	0,90 **	0,75 **	0,64 **
<b>Buche</b>			
org. A.	0,12	0,16	-0,22
Sw	0,22	-0,34	-0,31
lISd	-0,24	0,28	0,03
<b>Fichte</b>			
org. A.	0,65 **	0,57 *	0,17
Sw	0,83 **	0,65 **	0,59 *
lISd	0,42	-0,40	-0,17

Bei der Beurteilung der Eigenschaften von WSOM muß also in jedem Falle das Extraktionsmittel beachtet werden, insbesondere dann, wenn ein Extrakt für weitere Untersuchungen verwendet wird (z.B. Versuche zur Bindung von Metallen oder organischen Schadstoffen oder Adsorptionsversuche mit WSOM an Bodenfestphasen). Dabei besteht immer die Gefahr, daß es sich bei den Ergebnissen, die mit Lösungen gewonnen wurden, die so nicht unter natürlichen Bedingungen vorkommen, ihrerseits um Artefakte handelt. Weiterhin stellt sich die Frage, in welchem Maße sich WSOM und *in situ* gewonnene DOM bezüglich ihrer Qualität ähneln.

#### 4 Literatur

Zsolnay, A., 1996: Dissolved humus in soil waters. In: A. Piccolo (ed.): Humic substances in terrestrial ecosystems, pp. 171-223. Elsevier, Amsterdam.

## **Kleinräumige Unterschiede der Schadstoffmuster auf einem LNAPL - kontaminierten Standort**

Haas, B.S., Kögel-Knabner, I., Totsche, K.U.

### **Einleitung**

Auf einem stark mit LNAPL (light non aqueous phase liquid) kontaminierten Standort wurde die Verteilung und die Änderung der Schadstoffkonzentrationen und -muster auf einer Teilfläche betrachtet. Erste Ergebnisse werden am Beispiel von PAK (polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) als einer Schadstoffgruppe der LNAPL-Phase und 3 Probenahmepunkten vorgestellt. Es wird diskutiert inwieweit Muster und Verteilung Hinweise auf die Eintragungspfade am Standort geben können.

### **Material und Methoden**

#### **Standort und Beprobung**

Auf der betrachteten Altlast wurde über 100 Jahre lang Mineralöl- und Lösungsmittelherstellung und -veredlung betrieben. Im 2. Weltkrieg wurden auf dem Gelände infolge von Bombardierungen 100000t Ölphase freigesetzt, die z.T. versickert sind. Das Löss / Lösslehm - Material des Standortes ist bis zum obersten, quartären Grundwasserleiter in 7 bis 9 m unter Geländeoberkante mit LNAPL-Phase kontaminiert. Es wurden bisher n-Alkane, PAK, BTEX (Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylole) und Phenole (mono- und dimethyl/ethyl-substituiert) nachgewiesen.

Innerhalb einer 1,25 ha großen Beprobungsfläche wurde an 14 Punkten bis auf den Grundwasserleiter Proben genommen. Die Beprobung erfolgte mittels Rammkernsondierung, beprobt wurde tiefendifferenziert. Die Proben wurden bis zur Aufarbeitung kühl gelagert bzw. eingefroren, um Verluste von LNAPL zu vermeiden.

#### **Bestimmung von bodenkundlichen Standardparametern und PAK**

Die Bestimmung der bodenkundlichen Standardparameter pH-Wert, effektive Kationenaustauschkapazität ( $KAK_{eff}$ ), pedogene Eisenverbindungen ( $Fe_d$ ), amorphe Eisenoxide, Eisenhydroxide und assoziierte Gele ( $Fe_o$ ) wurde nach Standardmethoden (Avery & Bascomb, 1974; Trüby & Aldinger, 1989; Mehra & Jackson, 1960; Schwertmann, 1964) an getrockneten Aliquots aller Proben vorgenommen. Zur Bestimmung von  $C_{tot}$  und  $N_{tot}$  (an gemahlene Probenaliquots) wurde ein C/N-Analyser (elementar vario EL) benutzt. Die Partikelgrößenverteilung wurde durch Sieben auf  $63\mu m$  und die Bestimmung der kleineren Fraktionen mit einem 'micromeritics SediGraph 5100' ermittelt.

Die Analytik für die Bestimmung der PAK umfaßt alkalische Verseifung des Bodenmaterials mit einem Methanol/KOH-Gemisch, Flüssig-flüssig-Extraktion mit Methanol und Hexan, Volumenreduktion des Hexanextraktes und Fraktionierung und Aufreinigung der Extrakte über eine Silica-Säule (modifiziert nach Hartmann, 1996). Die Extrakte wurden am GC-MSD (Fisons GC 8040 mit MD 800) über deuterierte Aufarbeitungs- und Injektionsstandards quantifiziert.

## Ergebnisse und Diskussion

### PAK-Muster

Ein Vergleich der PAK-Muster (normiert auf die Summenkonzentration der 16 bestimmten EPA-PAK) oberflächennaher (0,5 bis 1 m unter Geländeoberkante) Proben zeigt deutliche Unterschiede zwischen den Probenahmepunkten (Abbildung 1). Im Gegensatz dazu sehen die PAK-Muster grundwassernaher Proben (Entfernung zum Grundwasserleiter < 1 m) deutlich ähnlicher aus (Abbildung 2).

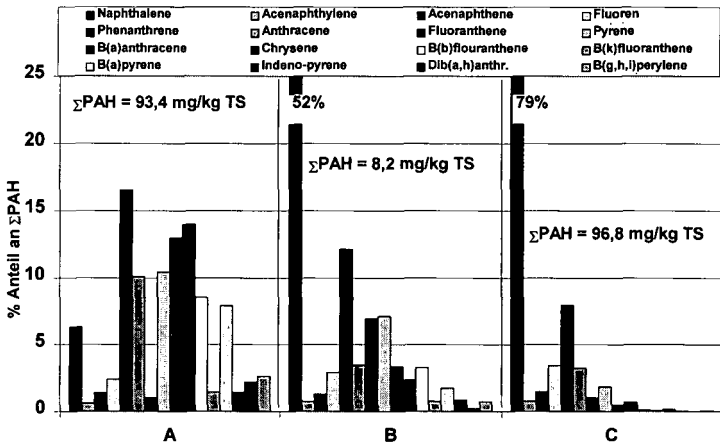


Abbildung 1: PAK-Muster oberflächennaher Proben

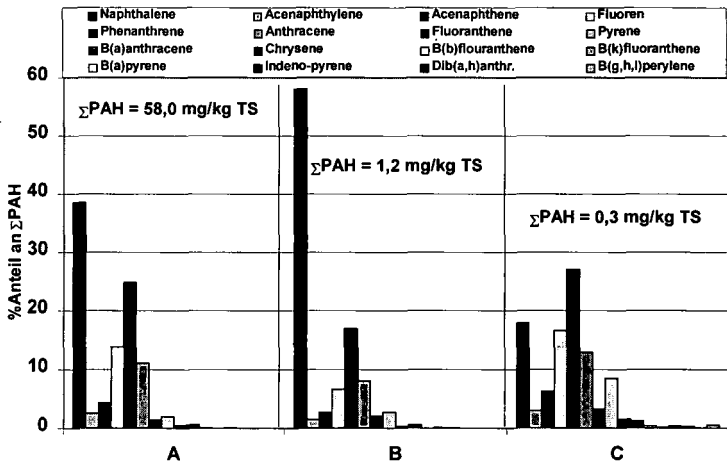


Abbildung 2: PAK-Muster grundwassernaher Proben

Auffallend bei den oberflächennahen Proben sind unterschiedliche prozentuale Anteile höherkondensierter, schwerflüchtiger (4- bis 6-Ring-) PAK, sowie der unterschiedliche prozentuale Anteil des leichtflüchtigen Naphthalin. In den Proben nahe des Grundwasserleiters dagegen dominieren durchgängig 2- und 3-Ring-PAK, die als mobiler angesehen werden.

Die Verläufe der absoluten Konzentrationen einzelner PAK mit der Tiefe (Ergebnisse hier nicht dargestellt) dagegen zeigen keine einheitliche Tendenz und erreichen kein einheitliches Niveau in Grundwassernähe.

PAK-Verlagerung

Eine Korrelationsanalyse (Programm: Statsoft Inc (1997), Statistica für Windows, Vers. 5.1) zwischen bodenkundlichen Standardparametern und einzelnen PAK lieferte keine signifikanten Korrelationen (auf 95%-Niveau) (Tabelle 1).

Tabelle 1. Korrelationsanalyse: Variablen und Ergebnisse

Variablen bodenkundlicher Parameter	pH, Fe <sub>d</sub> , Fe <sub>o</sub> , Ca, Mg, Na, K, C <sub>tot</sub> , N <sub>tot</sub> , %Sand*, %Schluff*, %Ton*
Variablen der LNAPL-Kontamination (PAK)	Konzentrationen [mg / g TS] von: Naphthalin, Acenaphylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren, Anthracen, Fluoranthen, Pyren, B(a)anthracen, Chrysen, B(b)fluoranthen, B(k)fluoranthen, B(a)pyren, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Dib(ah)anthracen, B(ghi)perylen
Probenahmepunkt A	Korrelationen traten auf zwischen: - Fe <sub>d</sub> , Fe <sub>o</sub> , PAK - C <sub>tot</sub> , PAK - %Sand*, PAK
Probenahmepunkt B	- Fe <sub>d</sub> , %Sand* - C <sub>tot</sub> , PAK
Probenahmepunkt C	- C <sub>tot</sub> , PAK

\* Prozent der Feinbodenfraktion (<2mm)

Zugleich konnte in batch-Versuchen mit kontaminiertem Bodenmaterial vom Untersuchungsstandort keine Desorptionskinetik beobachtet werden. Die Freisetzung von PAK in den batch-Versuchen (Versuchsdauer 48h, Boden:Wasserverhältnis 1:20) erfolgte innerhalb der ersten 2 Stunden des Versuchs; die Konzentrationen in der Flüssigphase blieben dann für die restliche Versuchsdauer konstant. Die theoretische Wasserlöslichkeit der einzelnen PAK wurden nicht erreicht. Von den 2- und 3-Ring-PAK wurden 20 bis 50% der in den Proben bestimmten PAK-Gehalte (=operationell als Gesamtgehalte betrachtet) freigesetzt.

Hinweise auf eine Differenzierung der PAK-Muster infolge von Sorptions- und Desorptionsprozessen in der Bodensäule konnten also nicht gefunden werden. Das Freisetzungsverhalten deutet auf eine Gleichgewichtseinstellung zwischen Fest- und Flüssigphase hin bzw. auf einen kolloidvermittelten Transport der PAK in die Wasserphase.

Eintragswege

Die Betrachtung der PAK-Muster am Untersuchungsstandort allein läßt keine eindeutigen Rückschlüsse darüber zu, ob die LNAPL, die auf dem Grundwasserleiter vorliegen, infolge von vertikalem Transport dorthin gelangt sind, oder ob eine horizontale Verfrachtung von LNAPL auf dem Grundwasserleiter erfolgt. Der Mustervergleich zusammen mit den Ergebnissen aus den batch-Versuchen lassen eine vertikale Verfrachtung der PAK möglich erscheinen. Die in den Oberflächenproben auftretenden, hochmolekularen PAK können Teerresten und hochviskosen Schwerölen zugeordnet werden, die auch nach langen Zeiträumen keine Tendenz zur Verlagerung in größere Tiefen haben. Ein Transport in Phase ist also ausgeschlossen, eine Auswaschung von 4- bis 6-Ring-PAK aufgrund ihrer sehr geringen Löslichkeit sehr unwahrscheinlich. Eine Auswaschung von PAK mit niedrigeren Molmassen und damit eine Verfrachtung in die Phase erscheint dagegen möglich. Die Ergebnisse der batch-Versuche zeigen, daß der Anteil freisetzbare 2- und 3-Ring-PAK sehr hoch ist. 'Lösungsvermittlung' durch andere Bestandteile der LNAPL-Phase bzw. Kolloidtransport können die Verlagerung der PAK begünstigen. Ein Transport von niedrigerviskosem 'Öl' (welches geringe Anteile höhermolekularer PAK enthält) in Phase ist ebenfalls möglich. Bei der Probenahme konnten präferenzielle Fließpfade für LNAPL in Phase nachgewiesen werden.

Aus den vorliegenden Ergebnissen ist die Annahme einer bevorzugten vertikalen Verfrachtung von 2- und 3-Ring-PAK, die zu einer Vereinheitlichung der PAK-Muster mit zunehmender Tiefe führt rein spekulativ. Denn der horizontale Transport einer LNAPL-Phase, die hauptsächlich 2- und 3-Ring-PAK enthält (und in keiner direkten Verbindung zu den an der Geländeoberfläche freigesetzten Kontaminationen steht!) auf dem



Grundwasserleiter in Grundwasserfließrichtung kann nicht ausgeschlossen werden. Mutmaßlich überlagern sich in den betrachteten Proben Einflüsse aus vertikalem und horizontalem Stofftransport.

Um für den betrachteten Standort Aussagen über die vorherrschenden Eintragspfade für PAK ins Grundwasser treffen zu können, wird die Datengrundlage deutlich erweitert und die Transportprozesse am Standort genauer betrachtet.

### Zusammenfassung

Die Betrachtung von PAK-Mustern an einem stark mit LNAPL kontaminierten Standort zeigt deutliche Unterschiede zwischen oberflächennah und grundwassernah entnommenen Proben.

Da keine Korrelation zwischen bodenkundlichen Standardparametern (die u.a. Sorptionseigenschaften des Bodenmaterials repräsentieren) und PAK-Gehalten gefunden wurde und in batch-Versuchen mit kontaminierten Bodenproben keine Desorptionskinetik beobachtet werden konnte, erscheint eine Differenzierung der PAK-Muster aufgrund von Sorptions-/Desorptionsprozessen unwahrscheinlich. Die Dominanz besser wasserlöslicher, mobilerer PAK in den grundwassernahen Proben, sowie eine schnelle Gleichgewichtseinstellung zwischen Wasser- und Festphase in den batch-Versuchen deuten auf eine Differenzierung der PAK-Muster infolge von Transport in Wasser- oder LNAPL-Phase hin. Präferenzielle Fließpfade könnten den vertikalen Transport begünstigen.

Ob die vertikale Verfrachtung von 2- und 3-Ring-PAK gegenüber dem horizontalen Transport von LNAPL (und damit PAK) an dem betrachteten Standort dominiert, kann jedoch mit der vergleichenden Betrachtung von PAK-Mustern nicht festgestellt werden.

### Literatur

- Avery, B.W. & Bascomb, C.L. (1974), Soil Survey Laboratory Methods, Soil survey technical monograph, No.6, Rothamsted Experimental Station, Harpenden, Herts, UK
- Hartmann, R. (1996), Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in forest soils: critical evaluation of a new analytical procedure, International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 62, 161-173
- Mehra, O.P. & Jackson, M.L. (1960), Iron oxide removal from soils and clay by dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate, Clays Clay Miner., 7, 317-327
- Schwertmann, U. (1964), Differenzierung der Eisenoxide des Bodens durch Extraktion mit Ammoniumoxalat-Lösung, Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenkd., 105, 194-222
- Trüby, P. & Aldinger, E. (1989), Eine Methode zur Bestimmung der austauschbaren Kationen in Waldböden, Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenkd., 152, 301-306

## Präferentielle Fließwege – Orte präferentieller N-Umsetzung ?

Hagedorn F.<sup>a</sup>, Schleppi P.<sup>a</sup> und Flühler H.<sup>b</sup>

### Einleitung

*Preferential flow*, der 'schnelle' Transport von Wasser durch einen kleinen Teil des Bodenvolumens, ist ein häufig beobachtetes Phänomen in Böden (Flury et al., 1994). Möglicherweise bieten präferentielle Fließwege, häufig Poren und Risse, auch andere Lebensbedingungen (Nährstoff-, Wasser- und O<sub>2</sub>-Versorgung) für Mikroorganismen als die Bodenmatrix. Ziel dieser Studie war es zu untersuchen, ob entlang von präferentiellen Fließwegen mehr N umgesetzt wird als in der Bodenmatrix.

### Material und Methoden

#### *Untersuchungsgebiet*

- Alptal (Kanton Schwyz, Schweiz); 1200 m ü.NN., 2300 mm Jahresniederschlag, 5°C Jahresdurchschnittstemperatur, 15° Hangneigung.
- Geologie: Flysch; kalkhaltige Tone und Mergel.
- Bodentyp: Hang-Anmoorgley in den Geländesenken und Hanggley mit Moder- bzw. Rohhumusauflagen auf den Geländekuppen. Grundwasserstand zwischen 0 und 80 cm Tiefe.
- Vegetation: *Bazzanio-Abietum* auf den Kuppen und *Equiseto-Abietum* bzw. *Carici remotae-Fraxinetum* in den Senken.
- 

---

<sup>a</sup> Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), CH-8903 Birmensdorf

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

### Versuchsaufbau: Mikroaugkerzen

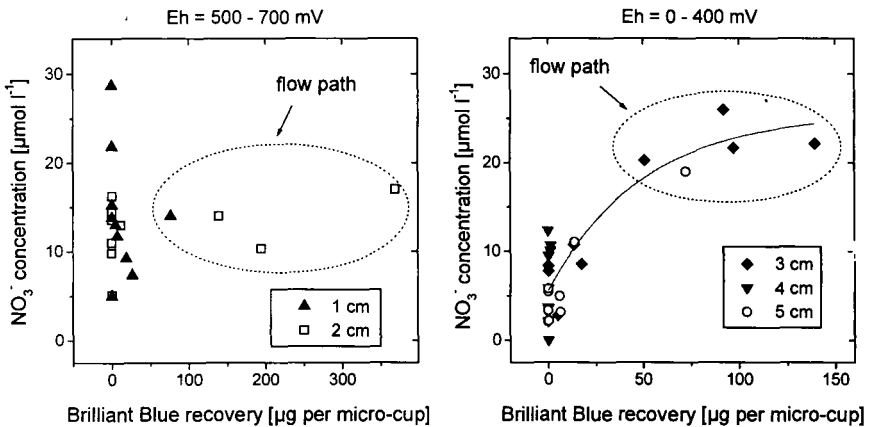
In den obersten 5 cm eines Hang-Anmoorgleys einer Senke installierten wir 50 Mikroaugkerzen mit einer Oberfläche von je  $12 \text{ mm}^2$  in einem regelmässigen Raster (Einzelheiten siehe Hagedorn et al., 1999). Ein Farbtracer (Brilliant Blue FCF) wurde mit einem Feldsprinkler homogen oberhalb der Mikroaugkerzen verteilt. Mikroaugkerzen, die auf den blauen Farbstoff innerhalb von 24 h ansprachen, ordneten wir den Fließwegen zu; diejenigen, die nicht auf das Brilliant Blue reagierten, gehörten zu der Bodenmatrix. Anschließend wurden mit simulierten Niederschlägen  $\text{NH}_4^+$  ( $2.5 \text{ mmol m}^{-2}$ ),  $\text{NO}_3^-$  sowie  $\text{Cl}^-$  ( $5 \text{ mmol m}^{-2}$ ) aufgebracht, und der Verlauf der Bodenlösungsschemie entlang von Fließwegen und innerhalb der Bodenmatrix verfolgt.

### Analytik

Die Kat- und Anionen bestimmten wir mittels Kapillarelektrophorese (BioFocus 3000, BioRad). Brilliant Blue wurde photometrisch bei 630 nm gemessen (UV-160, Shimadzu).

## Ergebnisse und Diskussion

Nur 27 der 50 Mikroaugkerzen sammelten innerhalb von 24 h den homogen aufgebrachtten Farbtracer (Abb. 1). Dies zeigt, daß ein großer Teil der Oberbodens von den infiltrierenden Niederschlägen umflossen wurde. Eine mögliche Ursache hierfür ist die dichte Bodenvegetation,

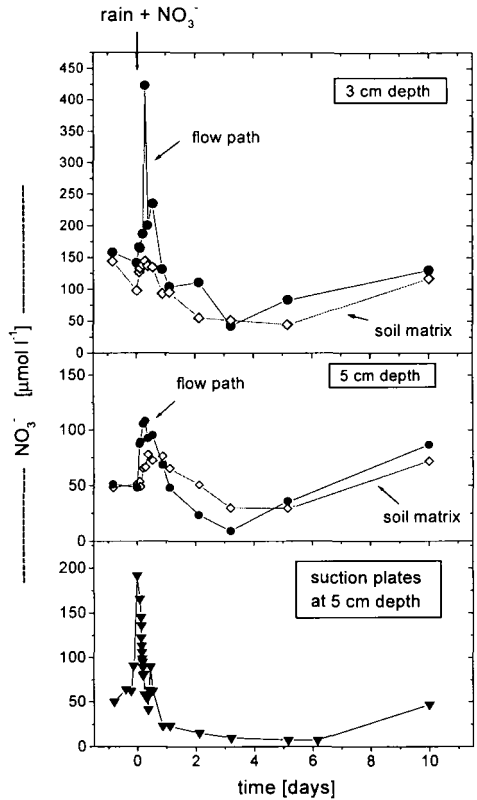


**Abb: 1** Beziehung zwischen  $\text{NO}_3^-$ -Konzentration und dem Ort der Beprobung (Fließweg = hohe Wiederfindung von Brilliant Blue).

die zu einer zeitlichen und räumlichen Umverteilung der homogen applizierten Farblösung führte. In 3, 4 und 5 cm Tiefe waren die  $\text{NO}_3^-$  Konzentrationen der Bodenlösung entlang von Fließwegen deutlich höher als diejenigen der Bodenmatrix.

In 1 und 2 cm Tiefe hingegen ist kein Zusammenhang zwischen Position der Mikrosaugkerze und der  $\text{NO}_3^-$  Konzentration zu erkennen. Mit Redoxelektroden konnten wir zeigen, daß der Boden unterhalb von 2 cm Tiefe zumindest zeitweilig anaerob war, während die oberen 2 cm auch nach Regenfällen aerob blieben (Hagedorn et al., 1999). Höhere  $\text{NO}_3^-$  Konzentrationen entlang von Fließwegen unter anaeroben Bedingungen könnten zum einen auf kürzere Kontaktzeiten des infiltrierenden  $\text{NO}_3^-$ -reichen Niederschlagswassers mit dem anaeroben und daher denitrifizierenden Boden zurückzuführen sein. Zum anderen bieten Fließwege aber möglicherweise auch günstigere Bedingungen für eine Netto-Nitrifikation.

Die zeitliche Dynamik der  $\text{NO}_3^-$  Konzentration zeigt, daß beides der Fall war (Abb.2). Die  $\text{NO}_3^-$ -Konzentrationen entlang der Fließwege wiesen größere zeitliche Schwankungen auf als diejenigen der Bodenmatrix, wo sie konstant niedrig blieben. Auf den mit  $\text{NO}_3^-$  angereicherten Niederschlag reagierten die Fließwege im Gegensatz zur Matrix sehr schnell. Das ist ein deutlicher Hinweis darauf, daß die Kontaktzeiten des infiltrierenden Wassers mit dem Boden entlang von Fließwegen geringer waren. Unterstützt wird dies durch die  $\text{Cl}^-$  und  $\text{SO}_4^{2-}$ - Durchbrüche (Daten nicht gezeigt, Hagedorn et al., 1999). Die identifizierten Fließwege reagierten bei jedem der zu verschiedenen Zeitpunkten ausgebrachten Tracer schneller als die Matrix. Die Fließwege sind daher zumindest über den Versuchszeitraum von 6 Wochen stabil.



**Abb.2:**  $\text{NO}_3^-$  Konzentration der Bodenlösung von Fließwegen und der Bodenmatrix in 3 und 5 cm Tiefe sowie zweier Saugplatten in 5 cm Tiefe.

In den 24 h nach dem Niederschlag nahmen die  $\text{NO}_3^-$  Konzentrationen in den Fließwegen stärker ab als in der Matrix. Dies deutet auf eine erhöhte Denitrifikation entlang von Fließwegen hin. Begleitende Denitrifikationsmessungen unterstützten diesen Befund (Hagedorn et al., 1999). Nach Niederschlägen erhöhte sich die Denitrifikationsrate nur während der darauffolgenden 24 h, einer Zeitspanne, in der ein Großteil der Matrix mit dem Regenwasser nicht in Kontakt kam. In der darauffolgenden Trockenphase stiegen die  $\text{NO}_3^-$ -Konzentrationen in den Fließwegen schneller an als in der Bodenmatrix (Abb.2). Dieser Anstieg ist nicht auf einen Konzentrationseffekt zurückzuführen. Das Molverhältnis von  $\text{NO}_3^-$  zu dem 'quasi-inerte' Cl<sup>-</sup> steigt in den Fließwegen (3 und 5 cm Tiefe) um 5 bzw. 3.5 an, während das Verhältnis in der Matrix nur um 0.3 bzw. 0.2 zunimmt. Der Grund für die erhöhte Netto-Nitrifikation entlang von Fließwegen liegt wahrscheinlich in der besseren  $\text{O}_2$ -Versorgung (Dziejowski et al., 1997).

Vergleicht man die  $\text{NO}_3^-$  Konzentrationen der Fließwege und der Bodenmatrix mit denjenigen zweier Saugplatten in unmittelbarer Nähe der Mikroaugkerzen (Abb.2), so zeigt sich, daß die  $\text{NO}_3^-$  Auswaschung in erster Linie durch die Fließwege bestimmt wurde. Obwohl Fließwege nur einen kleinen Anteil am Bodenvolumen haben, scheinen sie für die  $\text{NO}_3^-$  Dynamik des gesamten Boden von wichtiger Bedeutung zu sein.

## Schlußfolgerungen

Die Ergebnisse dieser Fallstudie mit Mikroaugkerzen in einem Gley zeigen, dass präferentielle Fließwege auch Orte präferentieller N Umsetzung sind. Sie sind im Vergleich zur Bodenmatrix häufigeren Wechseln von Naß- und Trockenphasen ausgesetzt, und sie weisen eine erhöhte Versorgung mit Nährstoffen und  $\text{O}_2$  auf. In erster Linie wird die  $\text{NO}_3^-$  Auswaschung durch die Fließwege bestimmt, obwohl diese nur einen kleinen Anteil am gesamten Bodenvolumen haben. Fließwege sind daher 'hot-spots' im Boden; Orte mit einer erhöhten Aktivität, die für Prozesse auf der größeren Skala wichtig sind.

## Literatur

- Dziejowski, J.E., A. Rimmer, und T.S. Steenhuis (1997): Preferential movement of oxygen in soils ?. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 1607-1610.
- Flury, M., H. Flüher, W.A. Jury, und J. Leuenberger (1994): Susceptibility of soils to preferential flow of water: A field study. *Water Resour. Res.* 30: 1945-1954.
- Göttlein, A., und R. Blasek (1996): Analysis of small volumes of soil solution by capillary electrophoresis. *Soil Sci.* 161: 705-716.
- Hagedorn, F., J. Mohn, P. Schleppl, und H. Flüher (1999): The role of rapid flow paths for nitrogen transformation in a forest soil – a field study with micro suction cups. *Soil Sci. Soc. Am. J.* (in press).

# Verhalten und Verbleib organischer Schadstoffe während der Bioabfall-Kompostierung

von

HARTLIEB, N.; KÖRDEL, W.

## 1. Einleitung und Fragestellung

Durch Verrottungsprozesse bei der Bioabfallkompostierung werden sowohl die organische Substanz als auch anwesende organische Kontaminanten beeinflusst. Je nach Persistenz der Schadstoffe werden geringe Anteile partiell zu Metaboliten abgebaut oder vollständig zu CO<sub>2</sub> (FÖRSTNER *et al.*, 1996). Ein Gefahrenpotential stellen Kontaminanten dar, die während der Kompostierung nicht-extrahierbare Rückstände (neR) bilden oder die durch Sorption an gelöste organische Substanz (DOM) gebunden werden, welche als Transportmedium die Mobilität der Kontaminanten im Boden erhöht. Eine Freisetzung gebundener Rückstände im Verlauf weitergehender Umwandlungsprozesse der Huminstoffe in der Kompostmatrix ist nicht ausgeschlossen (DFG, 1998). Damit stellen diese Schadstoffe unter Umständen eine latente Gefahr für die Umwelt dar.

Ziel des Projekts war es, das Verhalten und den Verbleib dreier <sup>14</sup>C-markierter Testsubstanzen (DEHP, Pyren und Simazin) in verschiedenen Stadien der Kompostierung (4, 11, 17 und 29 Wochen) zu untersuchen, um das Gefahrenpotential einer Kompostanwendung abschätzen zu können.

## 2. Untersuchungsstrategie

Als Ausgangsmaterial für den Versuch wurde Bioabfall verwendet. Die Applikation der Testsubstanzen auf das Ausgangsmaterial erfolgte vor der Kompostierung und getrennt voneinander. Die Kompostierung wurde unter realitätsnahen Bedingungen in Edelstahlreaktoren durchgeführt. Die Reaktoren mit einem Volumen von 1,8 m<sup>3</sup> waren mit einer internen und externen Temperatursteuerung ausgestattet und eigneten sich für eine Simulation der Heiß- und Nachrotte.

Zunächst wurde die thermophile Phase für 4 Wochen bei 70 °C simuliert. Der Rohkompost wurde dann auf 30 °C abgekühlt und eine Nachrotte für weitere 7 Wochen durchgeführt. Eine Beobachtung des Langzeitverhaltens der Testsubstanzen erfolgte für insgesamt einem halben Jahr bei 30 °C und 40 % Wassergehalt. Probenahme von Kompostmaterial erfolgte nach der Heißrotte, nach der Nachrotte und nach weiteren 17 und 29 Wochen im Verlauf der Langzeitstudie.

## 3. Analysestrategie

Der Verbleib der eingesetzten Testsubstanzen wurde durch Konzentrationsbestimmungen in der Kompostmatrix und in der Reaktorabluft untersucht.

Die Kompostmatrix wurde sequentiell extrahiert und in den Extrakten wurde die <sup>14</sup>C-Radioaktivität mittels Flüssigszintillationszählung (Liquid Scintillation Counting, LSC, Packard) bestimmt. Extrahiert wurde mit Wasser, Acetonitril, Toluol am Soxhlet und NaOH. Mittels Radio-HPLC (RP18 Hypersil mit Gradientenelution Acetonitril/Wasser) wurden die einzelnen Substanzen in den Extrakten identifiziert und quantifiziert. In der extrahierten Kompostmatrix wurde der Anteil an neR durch Verbrennung (Packard Oxidizer) und LSC bestimmt.

Zur Quantifizierung der Mineralisierungsrate wurde die Reaktorabluft durch einen Polyurethan-Schaumfilter geleitet, um flüchtige organische Verbindungen aufzufangen. Weiterhin wurde in der Abluft enthaltenes CO<sub>2</sub> in Natronlauge absorbiert. Die Radioaktivität in der Natronlauge wurde täglich über LSC bestimmt.

<sup>1</sup>Abteilung Bodenschutz, Fraunhofer-Institut für Umwelchemie und Ökotoxikologie, D-57392 Schmallenberg

## 4. Ergebnisse und Diskussion

### Mineralisierung

Innerhalb der thermophilen Phase war eine schnelle Mineralisierung von DEHP festzustellen, der mineralisierte Anteil betrug nach 200 Tagen insgesamt 70 % des applizierten DEHPs (Abb. 1).

Simazine zeigte während des gesamten Versuchsverlaufs nur einen geringen Abbau zu CO<sub>2</sub>.

Pyren nahm eine Zwischenstellung ein. Nach einer niedrigen Mineralisierungsrate während der thermophilen Phase, setzte in der Nachrotte ein verstärkter Abbau zu CO<sub>2</sub> ein. Nach einem halben Jahr wurden ca. 56 % des applizierten Pyrens mineralisiert. Diese verzögerte Mineralisierung entspricht den Ergebnissen von MARTENS (1982), der ebenfalls feststellte, daß PAK in frischem Kompost nur geringfügig mineralisiert wurden, während in ausgereiftem Kompost selbst für höherkondensierte PAK hohe Mineralisierungsquoten beobachtet werden konnten.

Andere flüchtige organische Substanzen außer CO<sub>2</sub> wurden insgesamt nur zu <0,1 % der applizierten Radioaktivität festgestellt.

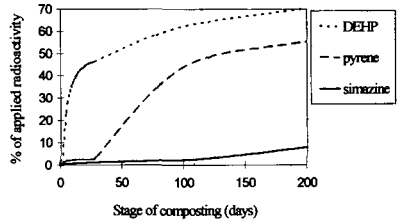


Fig. 1: Mineralisation of DEHP, pyrene and simazine measured as <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> in the exhaust air.

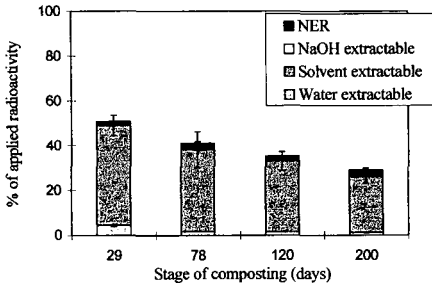


Fig. 2: Fate of <sup>14</sup>C-activity in the reactor segment containing <sup>14</sup>C-DEHP.

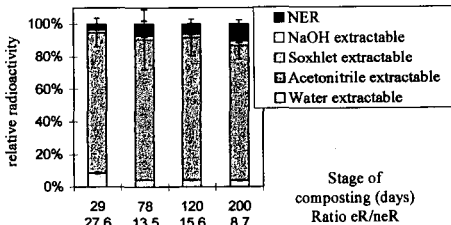


Fig. 3: Distribution of <sup>14</sup>C-activity in the compost matrix of the reactor segment containing <sup>14</sup>C-DEHP.

### Verteilung in der Matrix

#### DEHP

In Abbildung 2 ist zu sehen, daß der wäßrig extrahierbare Anteil der applizierten Radioaktivität während des Versuchszeitraums unter 4 % blieb und leicht abnahm. Acetonitril-Extrakte und Soxhletextrakte wurden zu einem organischen Extrakt zusammengefaßt. Der Hauptanteil der Radioaktivität lag in den organischen Extrakten vor und wurde mittels HPLC als DEHP identifiziert. Eine HPLC-Analyse der wäßrigen Extrakte war nicht möglich, da die Konzentration an Radioaktivität zu gering war. Es ist sehr wahrscheinlich, daß hier polare Metaboliten vorlagen (WEBER, 1989). Die verbliebenen nER beliefen sich auf kleiner 3 %.

Auffällig waren die starken Schwankungen der Werte, die als Abweichung (berechnet über Fehlerfortpflanzung) mit Balken dargestellt sind. Die Schwankungen sind bezeichnend für DEHP-Analysen und wurden in einem ähnlichen Versuch von FÖRSTNER (1996) beschrieben. Sie gehen nicht auf Analysefehler zurück, sondern müssen mit einer inhomogenen Verteilung im Probenmaterial zusammenhängen.

Abbildung 3 zeigt die Verteilung der Radioaktivität in der Matrix. Das Verhältnis von extrahierbarer Radioaktivität zu nER nahm im Versuchszeitraum ab, was auf eine geringe Freisetzung gebundener Rückstände schließen läßt. Allerdings wurden die Verhältniswerte aus

den Mittelwerten errechnet. Bei Berücksichtigung der geschätzten Abweichungen ist eine klare Aussage über die Wiederfreisetzung von DEHP nicht möglich. Angesichts der geringen Bildung von neR würde eine Wiederfreisetzung jedoch nur einen kleinen Anteil der applizierten Radioaktivität betreffen.

### Pyren

Der Abbildung 4 ist zu entnehmen, daß der wäßrig extrahierbare Anteil der applizierten Radioaktivität während des Versuchszeitraums unter 5 % blieb und leicht abnahm. Auch hier konnte in den wäßrigen Extrakten aufgrund der geringen Konzentrationen keine HPLC Analyse durchgeführt werden. Das Vorhandensein von polaren Metaboliten ist jedoch sehr wahrscheinlich (HARTLIEB *et al.*, submitted).

Acetonitril-Extrakte und Soxhletextrakte wurden in Abbildung 4 zu einem organischen Extrakt zusammengefaßt. Die Radioaktivität in den organischen Extrakten wurde mittels HPLC als Pyren identifiziert, Metaboliten ließen sich nicht nachweisen.

In der thermophilen Phase wurden rund 12 % der applizierten Radioaktivität nicht-extrahierbar gebunden, in dieser Zeit war die Mineralisierungsquote zu vernachlässigen (siehe Abb. 1). Nach Einsetzen der Mineralisierung stieg der Anteil gebundener Rückstände sprunghaft an. Dies zeigt sich deutlicher in Abbildung 5.

Mineralisierung und neR Bildung traten demnach gemeinsam auf. Ein Zusammenhang zwischen den beiden Prozessen läßt sich mit den Ergebnissen von ESCHENBACH (1995) herstellen. ESCHENBACH fand in Langzeitversuchen heraus, daß in sterilen Bodenproben keine weitere neR Bildung festgestellt werden konnte. Daraus geht hervor, daß die neR Bildung zumindest teilweise ein mikrobiell katalysierter Prozess war. Wie von MAHRO (1993) beschrieben, ist außerdem denkbar, daß die Mineralisierung von Stoffen über einen Einbau in die Humusmatrix effizienter vorstatten geht als eine direkte Mineralisierung.

Darüber hinaus veränderte sich das Verhältnis Acetonitril-extrahierbarem zu Soxhlet (Toluol)-extrahierbarem Pyren im Versuchszeitraum (Abbildung 5). Dies spricht für eine Festlegung von Pyren durch Adsorptions- und Alterungsprozesse.

Daraus folgernd war die Bildung von neR nicht auf einen Reaktionsmechanismus zurückzuführen.

Insgesamt ist eine Freisetzung von neR sehr unwahrscheinlich, wie die starke Abnahme des Verhältniswertes eR/neR zeigt und die geringen Abweichungen der Werte. Dies deckt sich mit Untersuchungen von ESCHENBACH (1995), die in Langzeitversuchen keine Remobilisierung von PAK aus Altlastenböden feststellen konnte.

### Simazin

Die HPLC-Analyse zeigte, daß neben Simazin polare Metaboliten in den wäßrigen und organischen Extrakten vorhanden waren (siehe Abbildung 6). Die verbliebenen neR beliefen sich schon direkt nach der thermophilen Phase auf 60 % der applizierten Radioaktivität und nahmen im Laufe der Langzeitversuche zu. Die Anwesenheit von Metaboliten in den Extrakten macht es wahrscheinlich, daß bei der Bildung von neR neben Simazin auch Metaboliten beteiligt waren, die chemisch an die Matrix gebunden wurden.

Abbildung 7 zeigt ein sehr enges Verhältnis der eR/neR. Da die Schwankungen der Ergebnisse größer waren als der Verhältniswert, läßt sich eine Wiederfreisetzung nicht ausschließen.

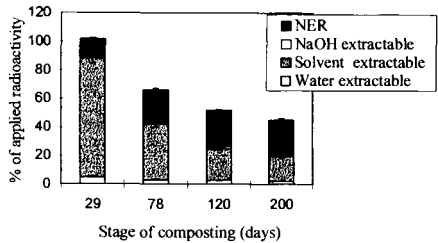


Fig. 4: Fate of <sup>14</sup>C-activity in the reactor segment containing <sup>14</sup>C-Pyrene.

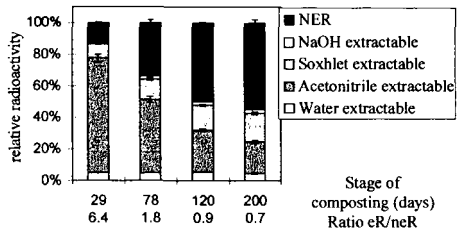


Fig. 5: Distribution of <sup>14</sup>C-activity in the compost matrix of the reactor segment containing <sup>14</sup>C-Pyrene.



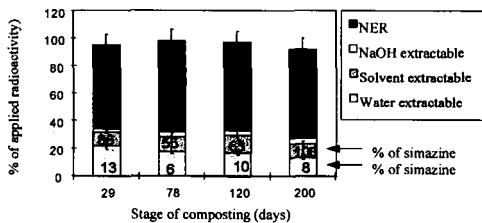


Fig. 6: Fate of  $^{14}\text{C}$ -activity in the reactor segment containing  $^{14}\text{C}$ -Simazine.

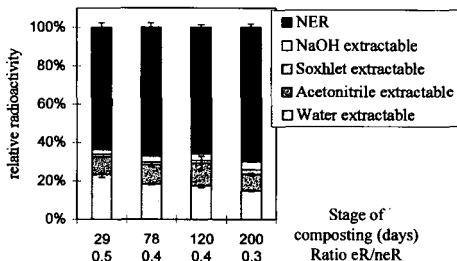


Fig. 7: Distribution of  $^{14}\text{C}$ -activity in the compost matrix of the reactor segment containing  $^{14}\text{C}$ -Simazine.

## 5. Zusammenfassung

Die hier untersuchten Xenobiotika zeigten ein sehr unterschiedliches Verhalten im Kompostierungsprozess und in der darauf folgenden Langzeitstudie. Der Verbleib, wie beispielsweise die Bildung gebundener Rückstände oder die Mineralisierung, ließ sich nicht mit einem Reaktionsmechanismus erklären. Die Gefährdung der Umwelt durch eine Kompostanwendung aufgrund der Freisetzung gebundener Rückstände muß diskutiert werden:

**DEHP:** der Anteil neR betrug im gesamten Versuchszeitraum nicht mehr als 3 % der applizierten Radioaktivität. Aufgrund starker Abweichungen der Werte kann eine Aussage über eine Freisetzung gebundener Rückstände nicht getroffen werden. In jedem Fall ist die Gefahr einer Wiederfreisetzung von DEHP und seiner Metaboliten gering, da es sich hier um wenige Prozent der applizierten Menge handelt.

**Simazin:** der Anteil neR steigerte sich im Laufe des Versuchs von 60 % auf 65 % der applizierten Radioaktivität. Die neR Bildung ging sowohl auf einen physikalischen Einschluss zurück, als auch auf eine Festlegung von Metaboliten durch kovalente Bindung. Eine Freisetzung gebundener Radioaktivität ist nicht vollkommen auszuschließen, allerdings ist fraglich, ob es sich

hier um die Ausgangssubstanz Simazin handeln würde.

**Pyren:** der Anteil neR nahm nach der thermophilen Phase sprunghaft zu und erreichte im Versuchszeitraum 25 % der applizierten Radioaktivität. Die Festlegung von Radioaktivität ging sowohl auf mikrobielle Aktivität zurück als auch auf reine Adsorptions- und Alterungsprozesse. Eine Freisetzung gebundener Rückstände im Versuchszeitraum ist unwahrscheinlich.

## Danksagung

Die Deutsche Bundesstiftung Umwelt finanzierte das Projekt.

## Literatur

- Deutsche Forschungsgemeinschaft (1998): Pesticide bound residues in soil. Workshop. Senate Commission for the Assessment of Chemicals used in Agriculture. Report 2. Wiley-VCH-Verlag, Weinheim.
- ESCHENBACH, A. (1995): Einfluß von *Pleurotus ostreatus*, Kompost, *Shingomonas paucimobilis* und der Kontaminationsdauer auf den Verbleib und Abbau  $^{14}\text{C}$ -markierter PAK in Altlastenböden. Dissertation, Uni-Marburg.
- FÖRSTNER, U.; VAN RAAIJ, E. (1996): Neue Techniken der Kompostierung. Economica Verlag Bonn.
- HARTLIEB, N.; KÖRDEL, W. Dissolved organic matter fractions formed during composting of municipal biowaste: influence on the partitioning of  $^{14}\text{C}$ -pyrene. IHSS-9 Conference Proceedings, submitted.
- MAHRO, B.; KÄSTNER, M. (1993): Der mikrobielle Abbau von PAK in Böden und Sedimenten: Mineralisierung, Metabolitbildung und Entstehung gebundener Rückstände. BioEngineering, 9, 50-58.
- MARTENS, R. (1982): Concentrations and microbial mineralization of four to six ring polycyclic aromatic hydrocarbons in composted municipal waste. Chemosphere, 11, 761-770.
- WEBER, B. (1989): Verhalten von  $^{14}\text{C}$ -markierten Umweltchemikalien bei der Herstellung von Gartenkompost. Dissertation, Uni-München.

## Dynamik der klimarelevanten Spurengase N<sub>2</sub>O und CO<sub>2</sub> in Regenwaldböden Costa Ricas

Maren Heincke\*

### Einleitung

Trotz erheblicher Anstrengungen sind die globalen Bilanzen des klimarelevanten Spurengase N<sub>2</sub>O und CO<sub>2</sub> bisher noch mit größeren Unsicherheiten behaftet. Insbesondere die Emissionsbeiträge ungestörter, natürlicher Ökosysteme wurden ungeachtet ihrer großen Bedeutung bisher im Vergleich zu anthropogen verursachten Freisetzungen sehr viel ungenauer und seltener quantifiziert. Regenwaldböden nehmen eine zentrale Stellung in den globalen Dynamiken der Spurengase N<sub>2</sub>O und CO<sub>2</sub> ein. Allerdings liegen - im Vergleich zur gemäßigten Zone - erst relativ wenige Emissionsuntersuchungen vor. Über die Dynamiken der Gase innerhalb des Bodenkörpers von Regenwäldern ist erst relativ wenig bekannt.

Zielsetzung der vorliegenden Untersuchung war daher, die zeitliche und räumliche Dynamik des N<sub>2</sub>O sowie CO<sub>2</sub> innerhalb von Bodenluft und Bodenlösung von Regenwaldböden sowie im Grundwasser zu verfolgen.

### Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden in einem primären, nährstoffreichen Tieflandregenwald im Nordosten Costa Ricas (La Selva Field Station; 10° 26' N 84° 0' W; mittlere Jahrestemperatur 26 °C; mittlere Jahresniederschlagssumme: 3990 mm) durchgeführt. Drei Schächte (Grundfläche 1\*2 m, 3 m tief) befanden sich in Inceptisolen, 3 Schächte (Grundfläche 1\*2 m, 4 m tief) in Oxisolen. Von Mai bis Juli 1998 (Übergang Trocken- zu Regenzeit, 16 Termine) wurde regelmäßig die Bodenluft in 6 bzw. 7 Tiefen (5, 20, 40, 75, 150, 250, 350 cm) beprobt. Außerdem waren in jedem Schacht 3 Dochtsammler installiert zur Regenereignis-bezogenen Erfassung des Sickerwassers. Die Dochtsammler waren ausgestattet mit flexibel dehnbaren Sekretbeuteln, die eine gasdichte Beprobung der Bodenlösung ermöglichten. Je Schacht waren zusätzlich 3 Boxen gefüllt mit Anionenaustauscher zum Erfassen der Nitrat-Versickerung eingebaut. Analysiert wurden mittels Gaschromatographie die N<sub>2</sub>O- und CO<sub>2</sub>- Konzentrationen in der Bodenluft sowie gaschromatographisch/photometrisch die N<sub>2</sub>O-, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>- und NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Konzentrationen der Bodenlösung. Durch bereits vorinstallierte Temperaturfühler und TDR-Sonden wurden außerdem die Bodentemperatur sowie die Bodenwassergehalte erfaßt. Im Juni 1998 wurde an 3 verschiedenen bewaldeten Sumpf-Standorten mit Tropaquepts und einem höher gelegenen Humitropept-Standort an insgesamt 20 Pegeln (1-4 m Tiefe) mit Abständen von 1-16 m zu Bächen mehrfach Grundwasser gesammelt und ebenfalls dessen N<sub>2</sub>O-, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>- und NH<sub>4</sub><sup>+</sup>- Konzentrationen bestimmt.

### Ergebnisse und Diskussion

#### N<sub>2</sub>O in der Bodenluft:

Die N<sub>2</sub>O-Konzentrationen in der Bodenluft waren mit Werten zwischen 0,18 ppm bis 4,37 ppm (n = 578) relativ niedrig. Die Häufigkeitsverteilung zeigte, daß die meisten Werte in der Klasse von

\* Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, heincke@uni-hohenheim.de

0,31-0,62 ppm lagen. Die einzigen beiden anderen Studien zur  $N_2O$ -Konzentration in der Bodenluft von ungedüngten Tropenböden belegten ebenfalls geringe Werte von ca. 0,3 ppm (Frolking, 1993) bis maximal 8 ppm (Verchot et al., 1999). Zeitweilig lagen die  $N_2O$ -Konzentrationen unter dem atmosphärischen Hintergrund von 0,31 ppm. Vermutlich war dies auf  $N_2O$ -Konsumption zurückzuführen, da diese Ereignisse mit wassergesättigten Bedingungen im Boden in Beziehung gesetzt werden konnten.

Die  $N_2O$ -Konzentrationen (0,24-1,37 ppm) in der Bodenluft der Oxisole hatten nur eine relativ geringe räumliche und zeitliche Variabilität, stiegen im allgemeinen mit der Tiefe und im Verlauf der Regenzeit an. Die jüngeren und fruchtbareren Inceptisole besaßen hingegen eine viel ausgeprägtere Dynamik mit stärkerer  $N_2O$ -Akkumulation, was evtl. auf eine höhere mikrobielle Aktivität zurückzuführen war.

Bei der Tiefenverteilung der  $N_2O$ -Konzentrationen zeigten sich verschiedene Muster, die Hinweise auf unterschiedliche  $N_2O$ -Bildungs- und Transportprozesse gaben. Im Mai und Juni waren die  $N_2O$ -Konzentrationen eher niedriger und nahmen im allgemeinen mit der Tiefe zu. In den hochaggregierten Oberböden waren die  $N_2O$ -Konzentrationen in der Bodenluft oft nahe des atmosphärischen Hintergrundwertes, vermutlich da über die Macroporen ein sehr guter Gasaustausch gewährleistet war. Die  $N_2O$ -Konzentrationszunahme mit der Tiefe war wahrscheinlich auf eingeschränkte Diffusion bedingt durch höhere Lagerungsdichten und höhere Wassergehalte zurückzuführen. In der Trockenzeit wurde auch in anderen Regenwaldböden eine  $N_2O$ -Anstieg mit der Tiefe registriert (Frolking, 1993: 0-40 cm; Verchot et al., 1999: 0-8 m).

Im Verlauf der Regenzeit stiegen die  $N_2O$ -Konzentrationen (kontinuierlich > 1 ppm) bei den Inceptisolen in 5 cm Tiefe stark an. Dieses  $N_2O$  wurde wahrscheinlich in den humusreichen Oberböden gebildet, deren extrem hohe Mineralisierungs-, Nitrifikations- und Denitrifikationspotentiale in vielen Untersuchungen andere Autoren belegt wurde. Es muß berücksichtigt werden, daß evtl. die Hauptproduktion von  $N_2O$  oberhalb von 5 cm Tiefe stattfand, da Baumlaub extrem schnell umgesetzt wird, und eine konstante Quelle an leichtverfügbarem N und C darstellt.

Im Juni/Juli gab es außerdem abrupte Anstiege der  $N_2O$ -Konzentrationen im Unterboden vor allem der Inceptisole. Dafür bestehen verschiedene Erklärungsmuster: (i) Eine verstärkte  $N_2O$ -Produktion im Unterboden durch Denitrifikation bei sehr hoher Wassersättigung trat ein. Limitierende Faktoren dafür dürften  $NO_3^-$  und leicht verfügbare C-Quellen gewesen sein (ii) Evtl. fand z.T.  $N_2O$ -Leaching von dem Oberboden in den Unterboden mit anschließendem Ausgasen statt. Die Voraussetzungen dafür waren günstig, denn im Oberboden war in der Regenzeit der WFPS um die 80 % und es gab viele Starkregenereignisse. (iii) Nachdem Grundwasser in die Schächte eingedrungen war, stieg die  $N_2O$ -Konzentration in den darüberliegenden Horizonten wesentlich an, evtl. aufgrund der Verdrängung  $N_2O$ -reicher Bodenluft nach oben oder aufgrund von  $N_2O$ -Neubildung im Grundwasser selber oder des Kapillarsaums. Sobald der Grundwasserspiegel wieder gesunken war, nahmen die  $N_2O$ -Konzentrationen sehr schnell in allen Horizonten zu. Evtl. war dieses  $N_2O$  zuvor in der flüssigen Phase gespeichert gewesen und gaste nun beim Trocknen der Böden aus.

Es gab kein Zusammenhang zwischen  $N_2O$ -Bodenluftgehalten und WFPS. Allerdings traten die höchsten  $N_2O$ -Bodenluftkonzentrationen zumeist während oder kurz nach sehr starken Regenereignissen auf. Deutliche  $N_2O$ -Konzentrationsanstiege in der Bodenluft begannen nicht direkt mit Einsetzen der Regenzeit Mitte Mai, obwohl dann der WFPS drastisch von ca. 60 % auf 80 % anstieg, sondern erst Anfang Juli. Eine Ursache dafür könnte die außergewöhnlich lange und starke Trockenheit in den Monaten Januar bis Mai 1998 gewesen sein. Evtl. brauchten die Mikroorganismenstämmen erst einige Zeit, um sich wieder neu aufzubauen oder Substratlimitierung, z.B. von leicht verfügbarem C, spielte eine Rolle.

Der steinigste und deutlich am trockenste Inceptisol-Schacht 3 besaß durchgehend die höchsten  $N_2O$ -Konzentrationen. In 150 cm und 250 cm sowie im Oberboden bauten sich immer wieder  $N_2O$ -Konzentrationen von mehreren ppm auf, während in den mittleren Tiefen die  $N_2O$ -Konzentrationen durchweg niedriger blieben um die 0,5 ppm. Vermutlich wurde bei diesem Schacht bei der

Denitrifikation aufgrund niedrigerer Wassergehalte der letzte Reduktionsschritt zum  $N_2$  weniger stark durchgeführt und außerdem die  $N_2O$ -Bildung durch den sehr schnellen Wechsel von anaeroben und aeroben Bedingungen und somit Nitrifikation-Denitrifikation gefördert.

### CO<sub>2</sub> in der Bodenluft

Die CO<sub>2</sub>-Konzentrationen in der Bodenluft lagen zwischen 0,11 Vol. % und 4,2 Vol. %. Es gab drei offensichtliche Trends: (i) Die CO<sub>2</sub>-Konzentrationen stiegen sehr kontinuierlich mit der Tiefe an, was vermutlich auf Diffusionshemmnisse zurückzuführen war. In den oberen Horizonten war die mittlere CO<sub>2</sub>-Konzentration zwischen 0,13-0,58 Vol. %, in den untersten Horizonten zwischen 2,32-3,74 Vol. %. Die höchste CO<sub>2</sub>-Bodenluftkonzentration von über 4 Vol. % wurde in 3,5 m Tiefe der Oxisole registriert. (ii) Die CO<sub>2</sub>-Konzentrationen waren generell höher in den fruchtbareren und vermutlich biologisch aktiveren Inceptisolen als in den Oxisolen. Dieser Unterschied war vor allem in 5 und 20 cm Tiefe am deutlichsten, in denen die CO<sub>2</sub>-Konzentration ca. 2 bzw. 3 mal höher in den Inceptisolen als in den Oxisolen waren. (iii) Die CO<sub>2</sub>-Konzentration stieg mehr oder minder kontinuierlich im Verlauf der Regenzeit von Mai nach Juli an. Die zeitliche Variabilität der Konzentrationen lag zwischen 1,3 % zu 43 % und war in den oberen Horizonten höher als in den tieferen. Sehr hohe CO<sub>2</sub>-Konzentrationen von mehreren Vol. % in der Bodenluft sind typisch für Tropenböden (siehe Review von Amundson und Davidson, 1990). Welche Anteile Mineralisierungsprozesse und Wurzelatmung bzw. Transportprozesse als Ursprung des CO<sub>2</sub> in mehreren Metern Tiefe besaßen, ist unklar. Auffällig war die ähnliche zeitlich-räumliche Dynamik und Unterschiede zwischen den Bodentypen von  $N_2O$  und CO<sub>2</sub>, die beide Parameter für den Anaerobiegrad von Böden sind.

### N<sub>2</sub>O in der Bodenlösung:

Die Konzentration des gelösten  $N_2O$  in der Bodenlösung schwankte zwischen 0,09 ppmv und 10,27 ppmv und war demnach relativ niedrig. Die 3 Werte des gelöstem  $N_2O$  in den jeweils 3 Dichtsammelern je Schacht variierten pro Termin untereinander sehr stark. Dies wurde evtl. verursacht durch die heterogene Verteilung anaerober Bereiche und mikrobieller Aktivitäten. Die durchschnittlichen Konzentrationen an gelöstem  $N_2O$  (0,63-1,10 ppmv  $N_2O$ ) waren hingegen in 5 der Schächte sehr ähnlich. Lediglich der Inceptisol-Schacht 3 zeigte einen deutlich höheren Mittelwert mit 2,45 ppmv  $N_2O$ . In diesem Schacht waren auch die  $N_2O$ -Bodenluftkonzentrationen am höchsten. Die Mehrzahl der Werte aller Schächte (85 %, n = 112) zeigte - bezogen auf den atmosphärischen Hintergrundswert von 0,31 ppm - eine  $N_2O$ -Übersättigung bis zum Faktor 44 an. Zeitweise trat auch Untersättigung auf. Diffusionsgleichgewichtsberechnungen der Konzentrationen von gelöstem  $N_2O$  und  $N_2O$ -Bodenluftkonzentrationen zum gleichen Zeitpunkt und gleicher Tiefe stimmten nur z.T. gut überein. Allerdings entsprachen die Mittelwerte der gelösten und gasförmigen  $N_2O$ -Konzentrationen in 5 der Schächte gut (78-104 %) den Diffusionsgleichgewichtsberechnungen. Lediglich ein Oxisol-Schacht bildete eine Ausnahme. Die Konzentrationen an gelöstem  $N_2O$  zeigten keine deutliche zeitliche Dynamik. Jedoch waren die durchschnittlichen Werte im Mai und Juni höher als im Juli. Dies ist evtl. mit einem Verdünnungseffekt zu erklären, da die Konzentrationen an gelöstem  $N_2O$  negativ mit der gesammelten Sickerwassermenge korreliert waren und diese im Verlauf der Regenzeit anstiegen. Der Ursprung des gelösten  $N_2O$  ist unklar: höhere Übersättigungsraten zeigen evtl. eine Bildung des  $N_2O$  im Unterboden an. Evtl. entstammte ein Teil des  $N_2O$  auch dem  $N_2O$ -leaching. Eine grobe Kalkulation zeigte, daß nur die verschwindend geringe Menge von ca. 0,033 kg  $N_2O$  ha a durch Leaching das System verläßt. Dies ist in der selben Größenordnung wie der geschätzte  $N_2O$ -Austräge aus ungestörten Ökosystemen der gemäßigten Zone (siehe Review Heincke und Kaupenjohann, 1999).

### N<sub>2</sub>O im Grundwasser

Die Konzentration an gelöstem  $N_2O$  im Grundwasser reichte von 0,17 ppmv bis 2,76 ppmv. Die meisten Werte (90 %, n = 48) zeigten in Bezug auf den atmosphärischen Hintergrundswert und bei

25 °C Wassertemperatur eine Übersättigung bis um den Faktor 9,4. Die Mittelwerte der Konzentrationen an gelöstem  $N_2O$  der Sumpf-Standorte mit Tropaquepts unterschieden sich untereinander kaum (0,52-0,63 ppmv). Es war keine Abhängigkeit der  $N_2O$ -Konzentrationen vom Abstand der Pegel zu den Bächen zu erkennen. Hingegen war die mittlere Konzentration an gelöstem  $N_2O$  an dem trockeneren und am Hang liegenden Humitropept-Standort deutlich höher (1,03 ppmv). Evtl. war die Ursache dafür, daß dort die Denitrifikation weniger vollständig bis zum  $N_2$  durchgeführt wurde. Die Konzentrationen an gelöstem  $N_2O$  sind mit Ergebnissen aus einem Puerto Ricanischen Einzugsgebiet eines Regenwaldes vergleichbar, wo die Werte im Grundwasser sich zwischen 0,05-9,1  $\mu g N_2O-N/L$  bewegten (Bowden et al., 1992). Es war unklar, ob das  $N_2O$  im Grundwasser selber gebildet wurde oder aus den humusreichen Oberböden, die ein sehr hohes Denitrifikationspotential besitzen, heruntergewaschen wurde. Es ist auch unsicher, ob das  $N_2O$ , das im Grundwasser gelöst ist, in die darüberliegende Bodenschichten oder über die Bäche in die Atmosphäre ausgast. Da auch die Pegel in 1 m Abstand zu den Bächen  $N_2O$ -Übersättigungen aufwiesen, ist letzterer Emissionspfad nicht unwahrscheinlich.

### **Nitrat und Ammonium in Bodenlösung und Grundwasser**

Die Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen in Bodenlösung und Grundwasser lagen fast alle nahe der Nachweisgrenze. Nur einzelne Proben hatten maximale Konzentrationen von 0,3 mg  $NO_3^-/L$  bzw. 4,98 mg  $NH_4^+/L$ . Von den insgesamt 18 Anionenaustauscher-Boxen, die in den Schächten eingebaut waren, konnte fast kein Nitrat desorbiert werden. Im allgemeinen begünstigen einige der Bedingungen in La Selva das  $NO_3^-$ -Leaching (extrem hohen Niederschläge,  $NO_3^-$ -Akkumulation im A-Horizont, Mikroaggregation der Böden), andere hingegen begrenzen es (dicke Mycorrhizapolster, Anionenaustausch). Nitrat-Leaching scheint im Untersuchungszeitraum nur eine geringe Rolle gespielt zu haben, was eine Interpretation der z.T. relativ hohen  $N_2O$ -Konzentrationen im Unterboden erschwert.

### **Schlußfolgerungen und Ausblick**

Dies ist die erste Untersuchung, die in den Tropen die  $N_2O$ -Dynamik in Bodenluft und Bodenlösung sowie Grundwasser gleichzeitig erfaßt. Da die Meßperiode nur ca. 2 Monate umfaßte, können die Ergebnisse nicht als repräsentativ für den gesamten Jahreslauf angesehen werden. Weitere eher prozeßorientierte Untersuchungen sollten folgen, denn die Dynamiken der Spurengase innerhalb des Bodenkörpers sind sehr komplex und können zum Verständnis der Emissionsereignisse beitragen.

### **Danksagung:**

Danken möchte ich vor allem Prof. Dr. E. Veldkamp (Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Universität Göttingen), dessen Bodenschächte in Costa Rica für diese Untersuchungen benutzt werden durften, und der die  $CO_2$ - und WFPS-Daten zur Verfügung stellte! Außerdem gilt mein besonderer Dank der Eiselen-Stiftung, Ulm, und dem DAAD, Bonn, für die großzügigen Finanzierungshilfen!

### **Literatur:**

- Amundson RG und Davidson EA (1990) Carbon dioxide and nitrogenous gases in the soil atmosphere. Journal of Geochemical Exploration 38: 13-41
- Bowden WB, McDowell WH, Asbury CE und Finley AM (1992) Riparian nitrogen dynamics in two geomorphologically distinct tropical rain forest watersheds: nitrous oxide fluxes. Biogeochemistry 18: 77-99
- Frolking SE (1993) Modeling soil climate controls on the exchange of trace gases between the terrestrial biosphere and the atmosphere. Dissertation: 1-126
- Heincke M und Kaupenjohann M (1999) Effects of soil solution on nitrous oxide emissions: a review. Nutrient Cycling in Agroecosystems (im Druck)
- Verchot LV, Davidson EA, Cattanio JH, Ackerman IL, Erickson HE und Keller M (1999) Land use change and biogeochemical controls of nitrogen oxide emissions from soils in eastern Amazonia. Global Biogeochemical Cycles 13: 31-46

## **Einfluß von leicht umsetzbaren Kohlenstofffraktionen auf Redoxpotentialveränderungen während simulierter Hochwasserereignisse in Auenböden des Biosphärenreservates Mittlere Elbe**

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

### **Einleitung:**

Die Verfügbarkeit von Nährstoffen für Pflanzen wird in Auenböden wesentlich durch chemische und mikrobielle Oxidations- und Reduktionsprozesse bestimmt, welche durch den Gehalt des Bodens bzw. des Porenwassers an Sauerstoff kontrolliert werden. Solange in einem Boden Sauerstoff zur Verfügung steht, unterliegen ausschließlich Sauerstoff, anorganische Stickstoff- und Manganverbindungen Oxidations- und Reduktionsreaktionen. Kommt es zu einer Überflutung des Bodens, so werden unter Sauerstoffsättigung inaktive Redoxsysteme, wie anorganische  $\text{Fe}^{3+}$ -Verbindungen, Sulfate und  $\text{CO}_2$  ( $\text{CO}_3^{2-}$  bzw.  $\text{HCO}_3^-$ ) durch anaerobe bzw. fakultativ anaerobe Mikroorganismen reduziert. Die Intensität dieser Reduktionsprozesse hängt stark vom Gehalt des Bodens an organischer Substanz sowie von der Temperatur ab (Glinski et al., 1986). Die Konsequenz dieser Reaktionen ist ein Absinken des Redoxpotentials des Bodens und ein Ansteigen des pH-Wertes (Dowdell und Smith, 1974). D'Angelo und Reddy (1994) zeigten, daß die Produktivität sowie die Wasserqualität von Auenböden wesentlich durch die Umsetzung der organischen Substanz des Bodens bestimmt wird. Dabei wird die Art und Menge an freigesetzten Nährstoffen nicht nur von der mikrobiellen Aktivität des Bodens bestimmt, sondern auch von der chemischen Zusammensetzung (Umsetzbarkeit) der organischen Substanz des Bodens (Fenchel und Jorgensen, 1977). Mc Latchey und Reddy (1998) zeigten, daß beim Übergang von oxidierenden zu reduzierenden Bedingungen die Umsetzungsraten der organischen Substanz des Bodens abnehmen, was mit einem Absinken der mikrobiellen Biomasse und der Enzymaktivität verbunden ist.

In Naturböden bzw. langjährig gleich bewirtschafteten Flächen stellt sich über lange Zeiträume hinweg ein Fließgleichgewicht zwischen dem Aufbau und der Zersetzung von organischer Substanz des Bodens und damit des organischen Kohlenstoffs ein (Körschens, 1997). Für die Betrachtung des Einflusses der organischen Substanz des Bodens auf Transformationsprozesse von Nähr- und Schadstoffen im Boden ist nur der Teil der organischen Substanz des Bodens bedeutsam, der in praktisch relevanten Zeiträumen Umsatzprozessen unterliegt. Körschens (1990) klassifiziert die organische Substanz des Bodens in einen inerten, an den Transformationsprozessen weitgehend unbeteiligten Teil und einen umsetzbaren Teil. Böden mit sehr hohen Anteilen an umsetzbarer organischer Substanz des Bodens können demnach auch hohe Mengen an Nähr- und Schadstoffen transformieren, so daß eine Beeinträchtigung des Ökosystems hinsichtlich einer Überversorgung mit Nährstoffen oder einer Aufnahme bzw. Verlagerung von Schadstoffen die Folge sein kann.

In den folgenden Versuchen wurde der Einfluß von mikrobiellen Leistungsparametern, der organischen Substanz des Bodens sowie deren umsetzbarer Teil auf das Redoxverhalten von überstauten Auenböden getestet.

### Material und Methoden:

Im Biosphärenreservat Mittlere Elbe wurden entsprechend der Intensität und Dauer der Überflutung Grünlandbereiche ausgegrenzt und Bodenleitprofile angelegt, bis auf das Bodenvarietäten- bzw. Substratsubtypenniveau klassifiziert und horizontbezogen beprobt. Die Ansprache der Bodenprofile erfolgte nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (1994) (KA 4). Das Biosphärenreservat ist durch Niederschlagswerte zwischen 540 und 570 mm gekennzeichnet. Die mittlere Jahreschwankung der Temperatur liegt bei 18,5°C (Monatsmittel 0°C, Juli 18,5°C).

Um eine Überflutung der ausgewiesenen Grünlandbereiche zu simulieren, wurde der Verlauf des pH-Wertes und des Redoxpotentials im Laborversuch in Bodensuspensionen (Boden / Wasser<sub>(bidest)</sub> - Verhältnis 1:8, 4 Replikationen) über 120 Tage verfolgt. Es wurde die mittlere Redoxpotentialänderung pro Tag ermittelt, wobei bei den Unterbodenhorizonten über die gesamte Versuchszeit und bei den Oberbodenhorizonten nach Erreichen des niedrigsten Redoxpotentialwerts gemittelt wurde.

Es werden hier beispielhaft ein Auengley aus Auenschluffton (Flutrinne) und ein Vega - Gley aus Auenschluffton (höher gelegenes Grünland) betrachtet. Beide Böden unterscheiden sich wesentlich in ihrem organischen Kohlenstoffgehalt im Oberbodenhorizont.

Die Fraktionierung der organischen Substanz des Bodens erfolgte nach der Heißwasserextraktionsmethode (Schulz, 1990). Die Bestimmung der beta-Glykosidaseaktivität erfolgte nach Hoffmann und Dedeken (1965).

Tab. 1: Bodenansprache einer Flutrinne und eines feuchten Grünlandbereiches

Flutrinne							
Bodenform: Auengley aus Auenschluffton (FAO - Unesco (1990): Eutric Fluvisol)							
Horizont- Nummer	Horizont- bez.	Tiefe [cm]	Bodenart	C <sub>org</sub> [%]	C <sub>hwl</sub> [mg/100g]	ΔEh / d	pH-Wert [CaCl <sub>2</sub> ]
1	AoGo- aoAa	3	LS2	11,6	325	-58	4,7
2	AoG-aoAh	10	Lt2	3,7	106	-13	4,9
3	AM-aoGo	45	Tu3	1,1	15	-7,4	5,8
4	AGkso	75	Tu3	1,3	13	-6,2	5,9
5	aGso	110	Tu3	0,9	12	-5,3	6,0
6	aGw	110+	mSgs	0,3	2	-3,5	6,0

Feuchtes Grünland							
Bodenform: Vega-Gley aus Auenschluffton (FAO-Unesco (1990): Eutric Fluvisol)							
Horizont- nummer	Horizont- bez.	Tiefe [cm]	Bodenart	C <sub>org</sub> [%]	C <sub>hwl</sub> [mg/100g]	ΔEh / d	pH-Wert [CaCl <sub>2</sub> ]
1	aAh	10	Sl4	7,3	311	-40,8	5,2
2	aM-aoAh	32	Lu	2,5	69	-25,9	5,3
3	aoAh-aM	50	Tu3	1,5	25	-15,9	5,4
4	aGo-aM	82	Tu4	0,8	8	-2,5	5,7
5	aM-aoGo	118	Lu	0,6	5	-0,3	6,0
6	aoGo	150	Lu	0,5	2	-0,6	5,8

### Ergebnisse und Diskussion:

Aufgrund der hohen organischen Kohlenstoffgehalte der Böden (Tabelle 1) wurde nach Überflutung mit einer drastischen Absenkung des Redoxpotentials gerechnet. So konnten Schwartz et al. (1999) in Feldversuchen zeigen, daß nach einer großflächigen Überflutung eines Deichvorlands im Bereich der unteren Mittelelbe drastische Redoxpotentialabsenkungen in Abhängigkeit vom organischen Kohlenstoffgehalt beobachtet werden konnten.

In den Laborexperimenten konnte gezeigt werden, daß die Redoxpotentialabsenkungen in den humusreichen Oberbodenhorizonten deutlich unterschiedlich zu den anderen Bodenhorizonten verliefen. Bei einer Versuchsdauer von 120 Tagen wurden auch in den jeweiligen Oberbodenhorizonten trotz hoher Corg - Gehalte keine negativen Redoxwerte erreicht. Die Minimalwerte des Redoxpotentials lagen sowohl in der Flutrinne als auch in den höher gelegenen Grünlandbereichen um 60 mV, wobei das Redoxpotential in Flutrinnenbereichen deutlich schneller als in den höher gelegenen Grünlandbereichen sank. Es scheint, daß der organische Kohlenstoff zwar die Kinetik der Redoxpotentialänderung nicht aber die Kapazität der Potentialabsenkung beschreiben kann.

Eine mögliche Ursache dafür ist eine unzureichende Menge an umsetzbaren Kohlenstoff, denn nur dieser Anteil der organischen Bodensubstanz beeinflusst die im Boden ablaufenden Prozesse der Stofftransformation entscheidend und wird in Abhängigkeit von dessen Eigenschaften und Standortbedingungen auch mineralisiert. Als Maß für die im Boden ablaufenden Umsetzungs- und Mineralisierungsprozesse wurde als umsetzbarer Anteil der organischen Bodensubstanz der heißwasserlösliche Kohlenstoff (Chwl) an den Bodenleitprofilen bestimmt, da ein hoher Corg nicht zwingend einen hohen umsetzbaren Anteil der organischen Substanz bedingt.

Die Heißwasserfraktion wird chemisch charakterisiert durch ihren Gehalt an Kohlenstoff und Stickstoff. Entsprechend den Annahmen über die stofflichen Zusammensetzung dieser Fraktion, besitzt sie ein enges C/N- Verhältnis ähnlich des C/N-Verhältnisses der mikrobiellen Bodenbiomasse (Schulz, 1997). Neben einer ausreichenden Menge an umsetzbaren Kohlenstoff ist auch die Leistungsfähigkeit (Aktivität) der mikrobiellen Biomasse entscheidend, da wie eingangs erwähnt die Redoxpotentialänderungen wesentlich durch mikrobielle Prozesse gesteuert werden. Beispielhaft wird hier die beta-Glukosidase, als ein Enzym das leicht umsetzbare Kohlenstoffverbindungen als Energiequelle nutzt, vorgestellt.

Wie aus Tabelle 1 ersichtlich, wurden sowohl in der Flutrinne als auch in dem höher gelegenen Grünlandbereich in dem jeweiligen Oberbodenhorizont gleich hohe Werte an heißwasserlöslichem Kohlenstoff gemessen, was eine mögliche Ursache für die gleichen Minimalwerte bei den Redoxpotentialverläufen beider Oberbodenhorizonte ist. In den tiefer gelegenen Horizonten nimmt mit dem Anteil an heißwasserlöslichem Kohlenstoff auch die Intensität der im Boden ablaufenden Reduktionsprozesse und die beta-Glukosidaseaktivität stark ab, was sich in einer geringen Änderung des Redoxpotentials pro Tag der Überstauung widerspiegelt.

Bei Betrachtung aller untersuchten Bodenprofile erwies sich sowohl der organische Kohlenstoff (Corg), der umsetzbare Kohlenstoff (Chwl) als auch die beta-Glukosidase als geeignet, Änderungen des Redoxpotentials in Auenböden festzustellen und vorherzusagen (Abbildung 1-3), wobei der organische Kohlenstoff zwar die Kinetik der Redoxpotentialveränderungen, nicht aber die Kapazität beschreiben kann. Dazu ist die Bestimmung von umsetzbaren Kohlenstofffraktionen in Kombination mit mikrobiellen Leistungsparametern nötig.

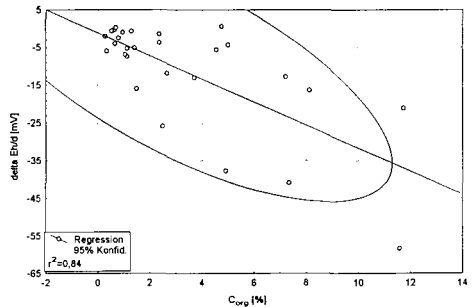


Abb. 1: Zusammenhang zwischen Redoxpotentialänderung und organischem Kohlenstoff (N=28) untersucht an Bodenprofilen von Auenböden



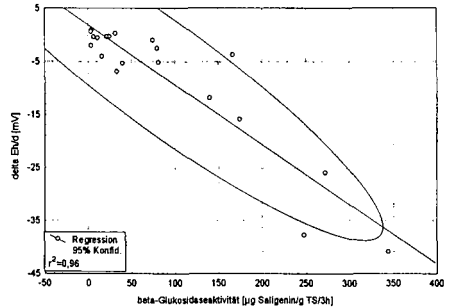
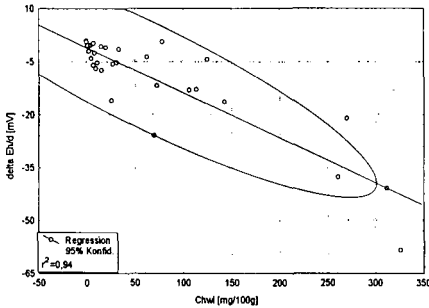


Abb. 2: Zusammenhang zwischen Redoxpotentialänderung und heißwasserlöslichem Kohlenstoff (N=32) untersucht an Bodenprofilen von Auenböden

Abb. 3: Zusammenhang zwischen Redoxpotentialänderung und beta-Glukosidaseaktivität (N=20) untersucht an Bodenprofilen von Auenböden

**Zusammenfassung:**

In Laborversuchen wurde der Einfluß ausgewählter Enzymaktivitäten, der organischen Substanz des Boden ( $C_{org}$ ) sowie deren umsetzbarer Teil (heißwasserlöslicher Kohlenstoff ( $C_{hwi}$ )) auf das Redoxverhalten von überstauten Auenböden getestet. Dazu wurde der Verlauf des pH-Wertes und des Redoxpotentials in Bodensuspensionen (Boden / Wasser - Verhältnis 1:8) verfolgt.

Trotz hoher organischer Kohlenstoffgehalte der Böden traten nur in dem jeweils obersten Bodenhorizont Redoxpotentialänderungen in Abhängigkeit von der Überflutungsdauer auf, wobei die Minimalwerte des Redoxpotentials bei 60 mV lagen. In den tiefer gelegenen Horizonten traten nur geringfügige Redoxpotentialänderungen auf.

Sowohl der organische Kohlenstoff ( $C_{org}$ ), die beta-Glukosidase als auch der umsetzbare Kohlenstoff ( $C_{hwi}$ ) erwiesen sich als geeignet, Änderungen des Redoxpotentials in Auenböden vorherzusagen. Damit besteht die Möglichkeit im Überstauungsfall die Fähigkeit von Böden Nähr- und Schadstoffe zu transformieren abzuschätzen bzw. vorherzusagen.

**Literatur:**

D'Angelo E M, Reddy K R (1994): Diagenesis of organic matter in a wetland receiving hypereutrophic lake water: II Role of inorganic electron acceptors in nutrient release. *Journal of Environmental Quality*, 23, 937-943

Dowdell R J, Smith K A (1974): Field studies of the soil atmosphere. II. Occurrence of the nitrous oxide. *Journal of Soil Sciences*, 25, 231-238

Fenchel T M, Jorgenson B B (1977): Detritus foodchains of aquatic ecosystems: The role of bacteria. *Advanced Microbial Ecology*, 1, 1-58

Glinski J, Bennicelli R, Stepniewska Z (1986): Changes in the oxygen conditions of the soil of different degrees of compaction subjected to water and drying under the conditions of a model experiment. *Polish Journal of Soil Sciences*, 19, 21-26

Hoffmann G, Dedeken M (1965): Eine Methode zur colorimetrischen Bestimmung der beta-Glukosidase-Aktivität im Boden. *Zeitschrift f. Pfl.ernährg. Düngg. U. Bdkd.* 108, 193-198

Körchsens M, Schulz E, Klimanek E-M, Franko U (1990): Die organische Bodensubstanz-Bedeutung, Definition, Bestimmung. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*, 41/6, 427-434

Körchsens M (1997): Abhängigkeit der organischen Bodensubstanz (OBS) von Standort und Bewirtschaftung sowie ihr Einfluß auf Ertrag und Bodeneigenschaften. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*, 41/6, 435-444

McLachey G P, Reddy K R (1998): Regulation of organic matter decomposition and nutrient release in a wetland soil. *Journal of Environmental Quality*, 27, 1268-1274

Schulz, E. (1997): Charakterisierung der organischen Bodensubstanz (OBS) nach dem Grad ihrer Umsetzbarkeit und ihre Bedeutung für Transformationsprozesse für Nähr- und Schadstoffe. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*, 41/6, 465-484

Schwartz R, Gröngöft A, Michlich, G. (1999): Die Bedeutung der Eindeichung auf den Wasser- und Stoffhaushalt ausgewählter Böden an der Mittelelbe. In: K. Friese, K. Kirschner und B. Witter (ed.): *Stoffhaushalt von Auenökosystemen der Elbe und ihrer Nebenflüsse*. Umweltforschungszentrum Leipzig – Halle, UFZ – Bericht, 1/1999: 109-112

## **Prozessuale Leerräume als Komplemente von „hot spots“ in Böden**

von

**Hildebrand, E.E. & Schack-Kirchner, H.**

### **1. Einleitung**

Die Analyse von Strukturen und die Decodierung struktureller Information ist z.B. bei zellbiologischen Forschungen „state of the art“. Bei ökosystemaren Forschungsvorhaben ist dieser Ansatz weniger gebräuchlich und beliebt. Man kann allgemein sagen: je höher ein Forschungsvorhaben in der Hierarchie von Ökosystemen angesiedelt ist, desto mittelwertorientierter ist es i.d.R. Je mehr jedoch Prozesse in diskreten Prozessarealen organisiert sind, desto höher ist der Informationsverlust bei Mittelungen. Im folgenden sind daher einige Beispiel prozessualer hot spots auf verschiedenen Hierarchieebenen dargestellt und Konsequenzen für die bodenkundliche Forschung abgeleitet.

### **2. Makrostrukturen: Bestandesebene**

In einem Fichten-Altbestand fanden MANDERSCHIED & MATZNER (1995) bei 20 einzeln beprobten, in einem Transekt installierten Lysimetern Variationskoeffizienten der Ionenkonzentrationen in der Bodenlösung von 5% bis 128%. Außer bei Nitrat konnte ein großer Teil dieser Variation durch den Abstand des Lysimeters zum nächsten Baum erklärt werden. Offensichtlich kreierte die Kronenarchitektur über die Variation des Bestandesniederschlags „hot spots“ des Stofftransportes vor allem für solche Ionen, deren Konzentration weniger durch pedogene Quellen und Senken modifiziert wird. Die Variabilität abgeleiteter Ionen- und Wasserflüsse ist natürlich noch höher als die der Primärdaten.

Die Auswirkung der Kronenarchitektur auf die Muster von Bestandesniederschlag und Stofffluß im Boden ist das Generalthema der Conventwaldstudie bei Freiburg. ZIRLEWAGEN & v. WILPERT (1998) fanden, daß der Stofffluß in 180 cm Bodentiefe hauptsächlich in Struktureinheiten stattfindet, in denen eine schwellenartige Verbesserung der Mineralisierungsbedingungen stattgefunden hat. Die übliche Nicht-Beachtung solcher wenig flächenrepräsentativer Störsituationen hätte z.B. das Prozeßverständnis für den Nitrataustrag auf der Wassereinzugsgebietssebene unmöglich gemacht.

### **3. Böden (Mesostrukturen): Skelettoberflächen als hot spots der Nährelementspeicherung**

Diese Hot spots wurden an Strukturen gefunden, an denen man es eigentlich gar nicht erwartet hätte: Vermiculitisierte Skelettkavitäten als Nährelementspeicher in Waldböden (KOHLER, v. WILPERT u. HILDEBRAND, 1999): Dieses Beispiel ist insofern bedeutsam, da diese „hot spots“ der Speicherung austauschbarer Mb-Kationen bei konventionellen, destrukturierenden Analysen der Feinerde verworfen werden. Gerade dieser Nährelementspeicher könnte aber in manchen Fällen das Plausibilitätsdefizit zwischen desolaten bodenchemischen Parametern der Feinerde und dem befriedigenden oder gar guten Bestandeswachstum von Waldökosystemen erklären. Am Beispiel des Conventwaldes

---

<sup>1</sup> Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Freiburg, Bertoldstraße 17, D-79098 Freiburg

kann man die gesamte Feinerde des Bv- Horizontes nahezu als „prozessualer Leerraum“ im Hinblick auf die Speicherung austauschbarer Mb-Kationen bezeichnen (Abb. 1).

Die Überprüfung, ob diese hot spots der pflanzenverfügbaren Nährelementspeicherung gezielt von Feinwurzeln und/oder Mykorrhizahyphen aufgesucht werden, steht noch aus. Dies wird z.Zt. in einem mikropedologischen Ansatz geprüft. Bestätigt sich diese Arbeitshypothese, wäre die Grenzfläche Bodenskelett/Feinerde auch hot spot der Nährelementaufnahme (Abb. 2).

Austauschbare Ca-Vorräte in 20-80 cm Bodentiefe, Conventwald

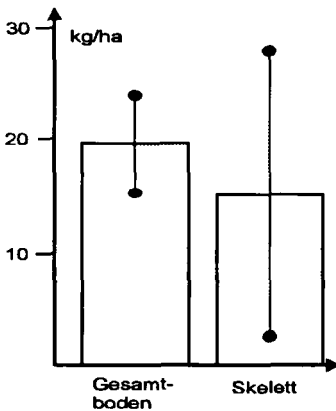


Abbildung 1: Bodenskelett als Hauptspeicher austauschbaren Calciums im Mineralboden des Conventwaldes

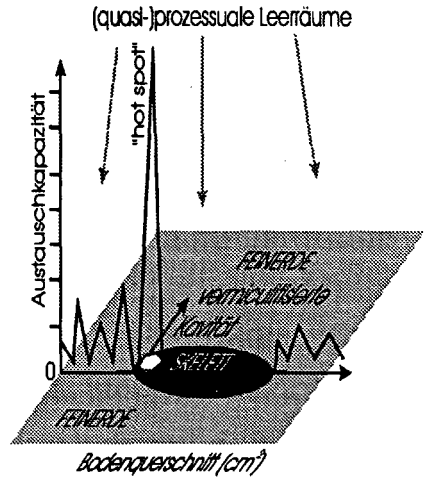


Abbildung 2: Skelettoberflächen als potentielle "hot spots" der Nährelementspeicherung und -aufnahme

### 3. Böden (Mikrostrukturen)

„Klassische“ Leerräume in Böden im Zusammenhang mit aggregierten Böden sind die von ZAUSIG & HORN (1992) beschriebenen anaeroben Bereiche im Aggregatinneren bindiger Böden, oder die von uns dargestellten Leerräume der Nährelementaufnahme ebenfalls im Aggregatinneren lehmiger Waldböden (HILDEBRAND, 1994). Auch der z.Zt. viel diskutierte „preferential flow“ ist ein Prozeß, der in „hot spots“ stattfindet, denen die sekundäre Bodenstruktur zugrundeliegt (HAGEDORN et al. 1999).

### 4. Klumpung von Pilzhyphen in Böden

Makroporen sind ein universeller, d.h. in einer großen Bandbreite von bodenphysikalischen und bodenchemischen Bedingungen der Ordnungsparameter für die weit über dem Zufall liegende Klumpung von Pilzhyphen in Böden.

Aus diesen, auf Mustererkennung beruhenden Befunden kann man folgende ökologische Folgerung ableiten:

- dieses Muster ist ökologisch naheliegend, weil im Makroporenraum Grenzflächen zwischen Bodenlösung und Bodenluft am häufigsten vorkommen und relativ ortsfest sind. Damit können

die Organismen innerhalb kleiner Bodenvolumina simultan mit beiden Transportphasen des Bodens wechselwirken;

- die häufig nach der Größe vorgenommene Zuordnung, wonach Feinwurzeln den Grobporenraum, Pilzhypen von Mykorrhizen den Mittelporenraum von Böden erschließen, ist falsch;
- Mykorrhizen erschließen prinzipiell keine Mikrokompartimente, die nicht auch von Feinwurzeln erschlossen werden könnten, die Eindringtiefe in die Bodenmatrix endet i.d.R. bei 50  $\mu\text{m}$  (Abb.3);
- makroporenwandnahe Bodenbereiche können daher generell als hot spots aerob atmender Organismen des Meso- und Mikrobereiches angesehen werden.

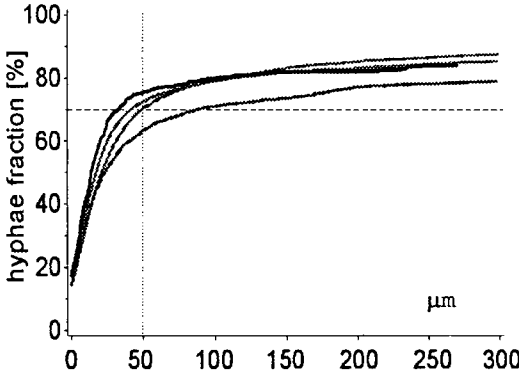


Abbildung 3: Eindringtiefe von Pilzhypen in die Bodenmatrix, die Kurven repräsentieren unterschiedliche Standorte und Horizonte

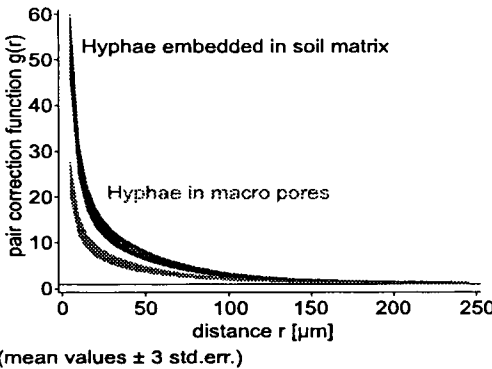


Abbildung 4: Paarkorrelationsfunktionen für die Distanzverteilung von Pilzhypen, die in Makroporen angetroffen werden ( $n \approx 70000$ ) bzw. die von Bodenmatrix umgeben sind ( $n \approx 11000$ ). In beiden Fällen besteht bis zur Distanz von ca. 100  $\mu\text{m}$  eine nicht durch den Zufall erklärbare Klumpung, die zur minimal möglichen Distanz zunimmt.

### 5. Konsequenzen für die bodenkundliche Forschung

Zahlreiche bodenbiologische und bodenchemische Schlüsselprozesse sind in hot spots organisiert bzw. laufen in diskreten Prozessarealen ab, die von relativ großen prozessualen Leerräumen getrennt sind. Die Gefahr ist also groß, daß prozessuale Leerräume analysiert werden. Das gilt vor allem dann, wenn aufgrund hohen apparativen Aufwandes (z.B. bei der Lysimetrie) sog. repräsentative Areale aufgesucht und beprobt werden. Daraus ergeben sich zwei Forderungen:

- Wenn die Kenntnis wahrer Mittelwerte erforderlich ist (wie z.B. bei der globalen Bedeutung von Waldböden als Spurengasquellen oder -senken), sollten die von der bodenkundlichen Forschung eingesetzten Verfahren so einfach sein, daß sie in einer der Heterogenität des Untersuchungsobjektes angemessenen Wiederholungszahl gefahren werden können. Dabei zählt es sich u.E. in den meisten Fällen aus, sich dümmer zu stellen, als man zu sein glaubt, d.h. auf die Einteilung in augenscheinlich repräsentative und nicht repräsentative Areale zu verzichten.
- Es müssen Verfahren der räumlichen Statistik eingesetzt werden, um verborgene Muster auf allen Hierarchieebenen von Ökosystemen von Zufallselementen zu befreien

und damit sicht- und quantifizierbar zu machen. Wenn man z.B. eine komplex modulierte Welle analysiert, sollte zuerst die Grundschwingung bekannt sein, bevor Feinheiten der Modulation untersucht werden.

Ein Verfahren, das diesem Anliegen dient, ist z.B. die Berechnung von Paarkorrelationsfunktionen. (STOYAN & STOYAN, 1994). Das Prinzip der Paarkorrelationsfunktion ist folgendes: die Abstände aller Objekte zueinander werden mit den Abstandshäufigkeiten in einem poissonverteilten Punktfeld verglichen; es gibt dann 3 Möglichkeiten:

- alle Abstände sind zufällig verteilt, die Übereinstimmung mit der Poisson'schen Verteilung wird dann durch eine lineare Funktion des Typs  $Y=1$  angezeigt;
- die Abstände zeigen eine Fluktuation, d.h. ein abstandsabhängiges Abwechseln von Über- ( $Y>1$ ) und Unterrepräsentation ( $Y<1$ ) bestimmter Abstände gegenüber dem Poisson'schen Punktfeld (Beispiel: "verstecktes" Muster eines früheren Pflanzverbandes im Altbestand eines Waldes).
- Die Paarkorrelationsfunktion fällt monoton von hohen Werten und nähert sich asymptotisch 1 an. In diesem Fall wird eine typische Clusterung im Bereich minimal möglicher Distanzen angezeigt (Abb.4).

Im Fall der Paarkorrelation werden somit die Zufallselemente einer Distanzverteilung durch einen Rechenprozeß herausgefiltert (STOYAN & STOYAN, 1994), so daß versteckte Muster sichtbar werden.

## 6. Schluß: Galaxien und Pilzhyphen: Gemeinsames und Trennendes

Wie unterschiedlich auch die Assoziationen sein mögen, die Pilzhyphen und Galaxien in uns wecken, das Muster ihres Vorkommens ist - im Lichte von Paarkorrelationsfunktionen betrachtet - identisch. Die Verteilung aerober Organismen und die damit verknüpften Stoffwechselforgänge in Waldböden können also als netzartige Strukturen mit weit über dem Zufall liegenden Klumpungen im Bereich der minimal möglichen Distanzen beschrieben werden. Die Entstehung riesiger prozessualer Leererräume des Hyphenwachstums in Böden kann als geklärt angesehen werden: Da die nicht durch den Zufall gedeckten Klumpungen exakt im Größenbereich der Makroporen (bis 100  $\mu\text{m}$ ) auftreten, ist offensichtlich die permanente Sauerstoffverfügbarkeit der Ordnungsparameter der Verteilung von Pilzhyphen. Im Gegensatz dazu ist der kosmische Ordnungsparameter, der den klumpigen Zustand der sichtbaren Materie des Weltalls bewirkt hat, noch nicht eindeutig identifiziert.

## 5. Literatur

- HAGEDORN, F.; SCHLEPPI, P.; BUCHER, J.B.; und FLÜHLER, H. (1999): Nitrat-Auswaschung aus Waldböden vom  $\text{mm}^2$  zum  $\text{km}^2$ . Berichte Freiburger Forstliche Forschung Heft 7, 67-72.
- HILDEBRAND, E.E. (1994): The Heterogeneous Distribution of Mobile Ions In the Rhizosphere of Acidic Forest Soils: Facts, Causes and Consequences. J. Environ. Sci. Health, A29(9), 1973-1992.
- KOHLER, M., v.WILPERT und HILDEBRAND (1999): The soil Skeleton as a Source for Short Term Supply of „Basic“ Cations in Forest Soils of the Black Forest (Germany). Water Air Soil Poll. Im Druck.
- MANDERSCHIED, B. und MATZNER, E. (1995): Spatial and temporal variation of soil solution chemistry and ion fluxes through the soil in a mature Norway spruce (*Picea abies(L)Karst.*) stand. Biogeochemistry 30, 99-114.
- STOYAN, D. und STOYAN, H. (1994): Fractals, Random Shapes and Point Fields, 389 S., John Wiley & Sons, New York.
- ZAUSIG, J. und HORN, R. (1992): Soil Water Relations and Aeration Status of Single Aggregates, taken from a Gleyic Vertisol. Z. Pflanzernähr. Bodenk. 155, 237-245.
- ZIRLEWAGEN, D. und v.WILPERT, K. (1999): Bedeutung kleinräumiger Störungen des Bestandesgefüges für Stofftransporte mit der Bodenlösung. Berichte Freiburger Forstliche Forschung Heft 7, 137-142.

# Beschleunigung der mikrobiologischen Bodensanierung durch Bodenerwärmung mittels hochfrequenter elektromagnetischer Felder

S. Hüttmann<sup>1</sup>, B. Angelmi<sup>2</sup>, A. Menzel<sup>1</sup>, P. Jütterschenke<sup>2</sup>, L. Beyer<sup>1</sup>

## 1. Einleitung

Die Bodentemperatur hat einen starken ökologischen Einfluß auf die Mineralisationsleistung der Mikroorganismen (Brock und Madigan, 1991). Sie gilt deswegen als geschwindigkeitsbestimmender Faktor beim mikrobiellen Schadstoffabbau in einem System, in dem alle übrigen Parameter für das mikrobielle Wachstum auf ein Optimum eingestellt wurden. Dies ist die typische Situation bei in-situ und on-site-Sanierungsmaßnahmen (Hüttmann, 1999). Unter ungünstigen Witterungsbedingungen bzw. unter kalten klimatischen Verhältnissen kann eine gezielte Temperaturerhöhung im Boden bzw. in den Bodenmieten folglich den Sanierungsprozeß beschleunigen.

Eine Möglichkeit, um Bodenmaterial homogen zu erwärmen, ist der Einsatz hochfrequenter Felder. Das Bodenmaterial innerhalb des HF-Feldes erwärmt sich durch eine Umwandlung von mechanischer Schwingungsenergie in Wärme, ein Prozess, der dielektrische Erwärmung genannt wird (Edelstein et al., 1994). Ein großer Vorteil dieser Methode ist die homogene Temperaturverteilung innerhalb des elektromagnetischen Feldes im Vergleich zur Anwendung externer Wärmequellen.

## 2. Material und Methoden

**Laborversuche:** Unterschiedlich mineralölkontaminiertes Bodenmaterial wurde in einer Bodensäule ( $\emptyset$  innen: 80 mm;  $\emptyset$  außen: 200 mm) einem hochfrequenten Feld ausgesetzt. Die Belüftung der Bodensäule erfolgte mit kohlendioxidfreier Luft, Durchflußrate: 2 – 4 l h<sup>-1</sup> kg<sup>-1</sup>. Die HF-Arbeitsfrequenz von 6,78 MHz (ISM-Band) wurde durch einen HF-Generator SEG 100 (ehem. Funkwerk Köpenick, Berlin) bei einer Leistung von 0,1 kW generiert. Die Anregungselektrode war im Zentrum der Bodensäule lokalisiert, die geerdete Elektrode umgab die Bodensäule außerhalb der Glasummantelung.

**Technischer Maßstab:** Es wurden Regenerationsmieten in Dreiecksform aufgebaut (Grundfläche: 1,8 x 1,0; Höhe: 0,45 m). Die HF-Feldgenerierung erfolgte mit einem Hüttinger-Generator (PFG 5000), Generatorleistung 0,5 - 2,5 kW. Das Elektrodensystem bestand aus einer Bodenplatte als untere Abschirmung und einer oberen Mietenabdeckung aus flexibler Kupfergaze als Erregerelektrode.

**Meßmethoden:** Mikrobielle Atmungsraten von Bodenproben: Isermeyer-Methode (Alef, 1991); In-situ-Bodenatmung: Messung mit tragbarer Kohlendioxid-Meßsonde auf IR-Basis (Blanke und Bacher, 1997); Mikrobielle Biomasse: Substratinduzierte Respiration (Anderson und Domsch, 1978); Kultivierbare Zellzahlen: Mikrotropfen-Methode (Drews, 1974) in einem nährstoffreichen Komplexmedium (Alef, 1991); Mineralölkohlenwasserstoffe: Bodenextraktion mit 1,1,2-Trichlortrifluorethan und infrarotspektrometrische Bestimmung in Anlehnung an die Methode DIN 38409 H18 (Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, 1981).

## 3. Ergebnisse und Diskussion

Zunächst wurde untersucht, wie sich mikrobielle Mineralisationsraten in unterschiedlichen Bodenmaterialien bei variierender Temperatur und Mineralölkontamination verhalten. Zu diesem Zweck wurden verschiedene Testböden auf MKW-Konzentrationen von 1000, 5000, 25000 und 50000 mg kg<sup>-1</sup> TS aufkontaminiert und bei Temperaturen von 10°C, 20°C und 30°C inkubiert. In der Tabelle 1 sind die durchschnittlichen Q<sub>10</sub>-Werte für den Temperaturbereich zwischen 10 und 20°C sowie zwischen 20 und 30°C bei unterschiedlicher MKW-Kontamination dargestellt.

Die Q<sub>10</sub>-Werte im Temperaturbereich zwischen 10° und 20°C lagen unabhängig von der Mineralölkontamination ausnahmslos im Wertebereich zwischen 1,9 und 2,1. Im Temperaturbereich zwischen 20 und 30°C

<sup>1</sup> Groth & Co. (GmbH & Co.), Abt. Umwelttechnik und Consult, Feldmannstr. 1, 25524 Itzehoe

<sup>2</sup> ARBES-Umwelt GmbH, Köpenicker Str. 325b, 12555 Berlin-Köpenick

lagen die mittleren  $Q_{10}$ -Werte leicht darunter, unterschieden sich aber nicht signifikant von den ersteren. Ein Einfluß der Kontaminationshöhe auf den  $Q_{10}$ -Wert aufgrund toxischer Einflüsse, wie in der Literatur postuliert (Tate, 1995; Eismann et al., 1997), ließ sich nicht nachweisen.

Tabelle 1: Mittlere  $Q_{10}$ -Werte verschiedener Testböden bei unterschiedlicher Mineralölkontamination

Mineralölgehalt	1.000 mg kg <sup>-1</sup>	5.000 mg kg <sup>-1</sup>	25.000 mg kg <sup>-1</sup>	50.000 mg kg <sup>-1</sup>
$Q_{10}$ (10-20°C)	2,04 ± 0,5	2,00 ± 0,4	1,98 ± 0,4	2,06 ± 0,3
$Q_{10}$ (20-30°C)	1,74 ± 0,3	1,86 ± 0,3	1,88 ± 0,3	1,83 ± 0,2

Die Mineralölabbaurate wurde ebenfalls in verschiedenen Versuchsböden bei den Temperaturen 4°C, 10°C, 20°C, 25°C(+/- 5°C) und 30°C gemessen. Sie nahm in allen untersuchten Böden in diesem Bereich mit steigender Temperatur zu, wie dies auch in anderen Arbeiten nachgewiesen wurde (Riser-Roberts, 1992; Whyte et al., 1999). Ein etwas differenzierteres Bild ergab sich bei der Berechnung des Quotienten aus Mineralölabbaurate und des jeweiligen thermischen Energieeintrages (Tab. 2). Dieser Quotient drückt die Effizienz des Energieeintrages im Hinblick auf die Steigerung des Mineralölabbaus infolge höherer Temperatur aus. Er lag innerhalb der Temperaturspanne von 10-30°C annähernd auf gleich hohem Niveau, sank aber oberhalb von 20°C leicht ab. Die Zufuhr thermischer Energie zur Steigerung des mikrobiellen Mineralölabbaus ist demnach vor allem im Bereich zwischen 10° und 20°C besonders effizient.

Tabelle 2: Mineralölabbaurate in Abhängigkeit vom thermischen Energieeintrag

Inkubationstemperatur	10°C	20°C	25 (±5)°C	30°C
MKW-Abbausteigerung/Energieeintrag ( $\Delta$ MKW kWh <sup>-1</sup> )	18,53 ± 1,9	18,91 ± 8,9	16,61 ± 2,7	13,5 ± 3,6

In Kurzzeitexperimenten mit Inkubationszeiten von jeweils 2 Stunden im hochfrequenten Feld wurde zunächst die unterschiedliche Wirkung der gewählten Inkubationstemperatur auf die Bodenmikroorganismen untersucht. Zu diesem Zwecke wurde unterschiedliches Bodenmaterial in einem HF—Feld auf Temperaturen von 25°, 35°, 45° und 55°C erwärmt. Eine Schädigung der mikrobiellen Biomasse, die das 10%-Niveau überschritt, wurde bei Inkubationstemperaturen oberhalb 35°C nachgewiesen (Tab. 3). Eine HF-Inkubation von Bodenmaterial bei 55°C für 2 Stunden führte allerdings zu einer Überlebensrate von weniger als 1%. Die mikrobiellen Biomassewerte sanken weniger stark, d.h. dieser Biomassewert reagierte im Vergleich zu den Keimzahlmessungen weniger empfindlich.

Tabelle 3: Kultivierbare Keimzahlen und SIR nach 2-stündiger HF-Exposition bei unterschiedlicher Temperatur

Inkubationstemperatur	Start	25°C	35°C	45°C	55°C
Keimzahl nach Versuchsende	100%	90,1%	117,0%	17,3%	0,3%
Biomasse nach Versuchsende	100%	99,9%	99,7%	81,0%	nicht bestimmt

In der Regel führte die Erhöhung der Bodentemperatur auf 35 bis 38°C zu einer Zunahme der Bodenatmung gegenüber der Referenztemperatur von 25°C. Die Wirkung der Exposition verschiedener Bodenmaterialien im hochfrequenten Feld auf die Entwicklung der mikrobiellen Biomasse bei unterschiedlichem Energieinput ist in Abbildung 1 dargestellt. Bei Inkubationszeiten von 100 und mehr Stunden wurde bei einem HF-Energieinput bis zu 0,5 kWh kg<sup>-1</sup> Boden eine Reduktion der mikrobiellen Biomasse von maximal 20% bei feinkornhaltigen Bodenmaterialien und bis zu 80% bei reinen Sandböden gemessen. Diese Wirkung wurde jedoch auch in Bodenmaterial beobachtet, das bei vergleichbaren Temperaturen im Brutofen inkubiert wurde und ist vermutlich auf den Mangel an temperaturangepaßten Mikroorganismen zurückzuführen.

Die MKW-Abbauraten im HF-Feld bei 35°C sind in Tabelle 4 den MKW-Abbauraten bei 25 bzw. 35°C unter Ofeninkubation gegenübergestellt. Die MKW-Abbauraten waren grundsätzlich höher bei einer Inkubationstemperatur von 35°C im Vergleich zu 25°C. In einem Experiment (Tab. 4, Nr. 2) mit Bodenmaterial aus einem stark gealterten Heizölschaden konnte nur bei einer Temperatur oberhalb 25°C ein nennenswerter MKW-Abbau gemessen werden. In den Versuchsreihen waren die gemessenen Mineralölabbauraten weitgehend unabhängig von der Art der Wärmequelle. Der mikrobielle Abbauprozess im HF-Feld wurde in einem Temperaturbereich zwischen 0°C bis 35°C umso stärker beschleunigt, je höher

der Temperaturunterschied zum unbehandelten Kontrollboden war. Daten aus der Literatur bestätigen diese Ergebnisse (Riser-Roberts, 1992; Whyte et al., 1999).

Abbildung 1: Zusammenhang zwischen HF-Energieeintrag und Biomasseentwicklung

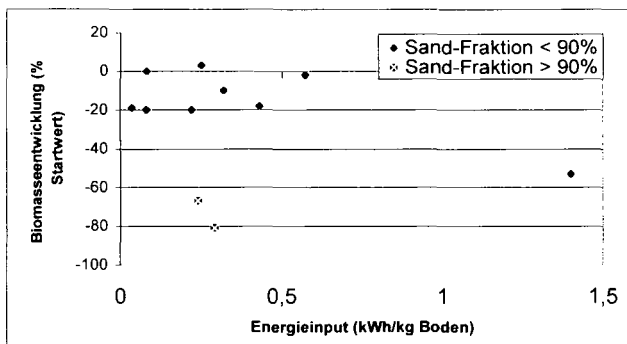


Tabelle 4: Mineralölabbauraten in unterschiedlichen Bodenmaterialien bei verschiedenen Inkubationstemperaturen (n.b. = nicht bestimmt)

Nr. des Experiments	Bodenmaterial*	Inkub. dauer [d]	MKW-Abbauraten [mg kg <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> ]		
			bei 25°C	bei 35°C im Ofen	bei 25 - 35°C im HF-Feld
1	Sand	18	19	32	30
2	Lehmiger S.	16	0	n.b.	11
3	Schluffiger S.	14	15	n.b.	21

Die praktische Umsetzung des Bodenerwärmungsverfahrens wurde am Beispiel des Dreiecksmietverfahrens demonstriert, das in der Praxis im on-site und off-site Bereich häufig zum Einsatz kommt. Dieses Verfahren stellt aufgrund der Mietengeometrie eine besondere Herausforderung für die Elektrodengestaltung zum Aufbau des hochfrequenten Feldes dar.

Infolge einer nicht parallelen Elektrodengestaltung kam es im Mietenkörper zu einer unvermeidlichen Inhomogenität des HF-Feldes, wodurch sich das Bodenmaterial in den einzelnen Mietenbereichen unterschiedlich stark erwärmte. Dies wiederum führte zu einer entsprechend unterschiedlich starken Wirkung auf die Bodenmikroorganismen. Am stärksten war diese Wirkung im Mietenkopf, den geringsten Einfluß übte das HF-Feld auf die Mikroorganismen im Mietenfuß nahe der geerdeten Elektrode aus. In Tabelle 5 sind die Auswirkungen einer 28-tägigen HF-Feldexposition auf Biomasse, Basalatmung und den metabolischen Quotienten (qCO<sub>2</sub>) als „Streßindikator“ in unterschiedlichen Bereichen einer Versuchsmiete dargestellt.

Tabelle 5: Biomasse, Basalatmung und qCO<sub>2</sub> vor und nach HF-Inkubation in einer Versuchsmiete

Parameter	Start	ohne HF		mit HF	
		Mietenfuß	Mietenkern	Mietenkopf	Mietenkopf
Biomasse (% Startwert)	100	108,5	80,9	50,4	45,2
Basalatmung (mg kg <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	6,11	4,43	3,49	2,86	2,87
qCO <sub>2</sub>	0,47	0,32	0,33	0,44	0,49

Die mikrobielle Biomasse blieb in dem ausgewählten Bodenmaterial ohne HF-Einfluß nahezu konstant und fiel im HF-elektromagnetischen Feld nach 28 Tagen auf Werte zwischen 45 und 80% des Startwertes ab. Die Basalatmung sank im Verlaufe des Mineralölabbaus sowohl ohne als auch mit HF-Behandlung deutlich ab. Der qCO<sub>2</sub> sank in der unbehandelten Bodenmiete deutlich ab. Eine Abnahme dieses Quotienten war ebenfalls im Mietenfuß der HF-behandelten Miete zu messen. Demgegenüber blieb die Atmung in Relation zur Biomasse im Mietenkern und Mietenkopf nahezu konstant.



#### 4. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Die Wirkung des elektromagnetischen Feldes auf die mikrobielle Atmungsaktivität und Lebendzellzahlen hing weitgehend von der Dauer und der Stärke des Hochfrequenz-Energieeintrags ab. Die Bodenatmung korrelierte bis zu einer Bodentemperatur von 35°C positiv mit dem Temperaturanstieg. Temperaturen oberhalb von 45°C verursachten jedoch eine starke Reduzierung der mikrobiellen Biomasse innerhalb weniger Stunden. Dauererwärmungsversuche von mehr als 72-stündiger Inkubation im HF-Feld reduzierten die mikrobielle Biomasse um bis zu 80% sowie Lebendzellzahlen um bis zu 99% selbst dann, wenn die Bodentemperaturen unterhalb von 40°C gehalten wurden. Als zentrale Einflußgrößen auf die mikrobielle Biomasse stellten sich der jeweilige Energieinput, die Inkubationszeit und die Bodenart heraus.

Nur eine schonende Anwendung hochfrequenter Felder in täglichen, einmaligen Erwärmungszyklen auf maximal 35°C führte zu einer Beschleunigung des biologischen Abbauprozesses. Darüber hinaus konnte in Bodenmaterialien mit stark gealterter Mineralölkontamination eine Stagnation des mikrobiellen Mineralölabbau durch Temperaturerhöhung überwunden werden.

Aus den vorliegenden Ergebnissen läßt sich ableiten, daß hochfrequente Felder ein geeignetes Mittel sind, um günstige Bodentemperaturen für hohe mikrobielle Mineralisationsleistungen sicherzustellen. Dadurch lassen sich mikrobielle Bodensanierungsprozesse schneller und trotzdem ökonomisch durchführen. Die praktische Umsetzung des Bodenerwärmungsverfahrens wurde am Beispiel des in der Sanierungspraxis häufig verwendeten Dreiecksmietenverfahrens erfolgreich demonstriert. Das Verfahren bietet die Möglichkeit, biologische Sanierungsverfahren auch unter kalten klimatischen Verhältnissen durchzuführen, wo dies bisher nicht mit vertretbarem Zeitaufwand möglich war.

Eine Anwendung des Verfahrens der dielektrischen Erwärmung durch HF-elektromagnetische Felder ist auch in anderen Bereichen sehr gut denkbar, in denen biologische Systeme den Witterungsbedingungen ausgesetzt sind, wie z.B. in der Biofiltertechnik, Abwasserreinigung, biologischen Barrieren etc. Durch eine automatisierte Wärmezufuhr mit Hilfe eines HF-Feldes können diese Verfahren witterungsunabhängig ganzjährig betrieben werden und dadurch biologischen Reinigungssystemen zu einer höheren Akzeptanz verhelfen.

#### 5. Literatur

- Alef, K. 1991. Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie. Aktivitäten, Biomasse, Differenzierung. ecomed, Landsberg, München.
- Anderson, J. P. E. and K. H. Domsch. 1978. „A Physiological Method for the Quantitative Measurement of Microbial Biomass in Soil“. *Soil Biol. Biochem.* **10**, S. 215 - 221.
- Blanke, M. M. and W. Bacher. 1997. Atmung eines Bodens im Gemüsebau zu Beginn der Vegetationsperiode. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*. **160**, S. 52 - 55.
- Brock, T. D. and M. T. Madigan. 1991. *Biology of Microorganisms*. 6<sup>th</sup> ed. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.
- Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (9. Lieferung 1981) Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H), Bestimmung von Kohlenwasserstoffen (H 18). Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V.
- Drews, G. 1974. *Mikrobiologisches Praktikum*. 2nd edition. Springer-Verlag, Berlin, New York.
- Edelstein, W. A., I. E. T. Iben, O. M. Mueller, E. E. Uzgiris, H. R. Philipp, and P. B. Roemer. 1994. Radiofrequency Ground Heating for Soil Remediation: Science and Engineering. *Environmental Progress*. **13**. S. 247 - 252.
- Eismann, F., Kuschek, P. und Stottmeister, U. 1997. Microbial phenol degradation of organic compounds in natural systems: Temperature-inhibition relationships. *Environmental Science & Pollution Research* **4**, 203-207.
- Hüttmann, S. 1999. Untersuchungen zur mikrobiellen Dynamik, Prozeßkontrolle und Beschleunigung des mikrobiellen Kohlenwasserstoffabbau in mineralölverunreinigten Bodenmaterialien mit dem Mietenwendeverfahren. Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenernährung und Bodenkunde Nr. 47, Universität Kiel.
- Riser-Roberts, E. 1992. *Bioremediation of Petroleum contaminated sites*. C. K. Smoley, Boca Raton, Florida.
- Tate, R. L. 1995. Process Control in Soil. In *Soil Microbiology* (R.L. Tague, Hrsg.) S. 93-122. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Whyte, L. G., Bourbonnière, L., Bellerose, C. und Greer, C. W. 1999. Bioremediation assessment of hydrocarbon-contaminated soils from the high arctic. *Bioremediation Journal* **3**(1), S. 69 - 79.

# (Un-)Geeignete Bezugsfaktoren bei Emissionen und Immissionen von reaktiven Verbindungen der Nährstoffe C, N, P und S sowie von Schadstoffen einer nachhaltigen Landwirtschaft und Landnutzung

von

Isermann, K.\*

## 1 Einleitung

In der Wirtschaft und (Umwelt-)Politik und damit auch in der Gesetzgebung werden die **absoluten Emissionsfrachten und dementsprechende Immissionsfrachten** je Zeiteinheit (z.B. 1 Jahr) verschiedener Verursacherbereiche und somit auch des Komplexbereiches „Landwirtschaft / Humanernährung / Abwasser und Abfall“ sowie der Landnutzung häufig auf sehr ungeeignete oder gar (vorsätzlich) irreführende Weise zu ganz verschiedenen Faktoren als **spezifische Emissionen bzw. Immissionen** in Beziehung gebracht. Insofern stellt sich also die Frage, in welchem Falle sind welche Emissionsparameter darzustellen und dementsprechend auch als Qualitätsziele auszuweisen.

## 2 Ergebnisse und Schlußfolgerungen

Grundsätzlich sind Emissionen und dementsprechende Immissionen von Stoffen als entsprechende Frachten zu den ökologischen, sozialen und ökonomischen Komponenten nachhaltiger Wirtschafts- und Lebensweisen zuzuordnen. Für die Bereiche der nachhaltigen Landwirtschaft und Landnutzung wird dies allgemein in **Tab. 1** anhand der reaktiven Verbindungen der Nährstoffe C, N, P und S sowie des Schadstoffs Cd dargestellt, exemplarisch dann in **Tab. 2** die Bedeutung und Aussagekraft von Stoffkonzentrationen und -frachten für die Hydrosphäre erläutert sowie in **Tab. 3** konkret am Beispiel der P-Einträge in die deutschen Einzugsgebiete der Oberflächengewässer von Nordsee, Ostsee und Schwarzem Meer die jeweils geeigneten Emissionsparameter aufgeführt.

### 2.1 Zuordnung von Emissionen/Immissionen zur ökologischen Komponente der Nachhaltigkeit

Wie **Tab. 1** verdeutlicht, sind **absolute, also unspezifische Emissionsfrachten** stets bei chronischen Schädwirkungen bei den gesamten (an)organischen C-, N-, P-, S- und Schadstoffen anzugeben, ebenso generell bei allen (in-)direkt klimarelevanten Gasen. Hier werden Zeithorizonte von mindestens 50 Menschengenerationen, also von mehr als 1000 Jahren berücksichtigt. **Tab. 2** verdeutlicht dies exemplarisch am Beispiel der Hydrosphäre: So ist die **Ausweisung z.B. von Emissionsfrachten und zugleich -konzentrationen** bei den meisten dort angegebenen Zielsetzungen gleichermaßen bedeutsam wie z.B. bei chronischen ökotoxikologischen Schädwirkungen wie jener der N- und P-Eutrophierung (Hypertrophierung) unter Berücksichtigung nicht nur der vorübergehenden Immobilisation (deshalb scheinbare Retention = Senkenfunktion), sondern auch der nachfolgenden Remobilisierung (=Quellenfunktion) z.B. dieser Nährstoffe sowohl in den dort betroffenen aquatischen Böden (Sedimenten) als auch in den terrestrischen Böden z.B. der Land- und Forstwirtschaft (Isermann 1999). Altlasten (Senken) werden so längerfristig zu Baldlasten (Quellen) mit oder auch ohne Zutun des Menschen. Deshalb beinhalten z.B. in **Tab. 3** (2. Nachhaltige Situation der P-Einträge bis 2015) nachhaltige Qualitäts- sowie entsprechende Handlungsziele als kritische zu unterschreitende P-Konzentrationen und -Frachten nicht (nur) gelöstes (Ortho-)Phosphat-P, sondern Gesamt-P mit  $100 \mu\text{g TP l}^{-1}$  entsprechend jährlich gesamthaft  $10\,700 \text{ t} \pm 300 \text{ g TP ha GF}^{-1}$  bzw. im Verursacherbereich Landwirtschaft  $2\,550 \text{ t} \pm 150 \text{ g TP ha LF}^{-1}$  ohne Anrechnung jener, wenn auch temperaturkorrigierten Retention in den Gewässersedimenten wie z.B. bei Behrendt et al. (1999). **Emissionskonzentrationen** sind wiederum besonders

\*Dr. Klaus Isermann, Büro für Nachhaltige Land(wirtschaft) und Agrikultur (BNLA)  
Heinrich-von-Kleist-Straße 4, D 67374 Hanhofen

Tab. 1

(Un-)Geeignete Bezugsfaktoren bei der Emission von reaktiven Verbindungen der Nährstoffe C, N, P und S sowie von Schadstoffen einer nachhaltigen Landwirtschaft und Landnutzung (Isermann und Isermann 1999)

Nachhaltigkeitskomponente und jeweiliger Emissionsparameter	Bezugsfaktoren => Beispiel: NH <sub>3</sub> -N-Emissionen der Landwirtschaft (D)	(Un-)Geeignete Anwendung von Bezugsfaktoren bei: Reaktiven Verbindungen der Nährstoffe				
		C	N	P	S	Schadstoffen z.B. Cd
1. <u>Ökologische Komponente</u> 1.1 <u>Frachten je Zeiteinheit</u> → Unspezifisch	keine → 1995: 608 kt NH <sub>3</sub> -N/a	1. <u>Chronische</u> Schädwirkungen der entsprechenden Immissionen / Depositionen in den (naturnahen) Ökosystemen und Umweltbereichen (u.a. Immobilisierung/Remobilisierung): <b>Gesamte (an)organische C-, N-, P-, S- und Schadstofffrachten</b> 2. <u>Generell (in)direkte klimarelevante Gase:</u> CO <sub>2</sub> =CO+CO <sub>2</sub> NO <sub>x</sub> =NO+NO <sub>2</sub> NMVOC N <sub>2</sub> O COS (CO <sub>2</sub> , F <sub>2</sub> ) NH <sub>3</sub> =NH <sub>3</sub> +NH <sub>4</sub> (CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> S				
1.2 <u>Konzentrationen</u> → Medienspezifisch	Transport- und Reaktionsmedien (Wasser, Luft, Boden) → 8 µg NH <sub>3</sub> -N/m <sup>3</sup> → 0,39 mg NH <sub>3</sub> -N/l	Akuten Schädwirkungen der entsprechenden Immissionen / Depositionen in den (naturnahen) Ökosystemen CH <sub>4</sub> HNO <sub>3</sub> , N <sub>2</sub> O Ortho-P SO <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> S Cd <sup>2+</sup> NMVOC NO <sub>x</sub> =NO+NO <sub>2</sub> (Ges.-P) (NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> O <sub>3</sub> SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>				
1.3 <u>Dichten</u> → Flächenspezifisch	Emittierende Flächen → 38 kg NH <sub>3</sub> -N/ha LF a Deponierende Flächen → 27 kg NH <sub>3</sub> -N/ha FN a	CO <sub>2</sub> =CO+CO <sub>2</sub> NH <sub>3</sub> DOC NH <sub>4</sub> , NO <sub>x</sub>				
1.4 <u>Verursacherbezogen</u> → Objektspezifisch	Emittierende Verursacher → 36 kg NH <sub>3</sub> -NGV a → 3,5 kg NH <sub>3</sub> -N/100kg MD-N a → 7,4 kg NH <sub>3</sub> -N/E a	Ableitung von Emissionsfaktoren hinsichtlich aller reaktionsfähigen Verbindungen → <b>Veranschaulichungsfaktoren</b>				
2. <u>Soziale Komponente</u> → Produktspezifisch	Emission je produzierter und/oder konsumierter Einheit → 7 kg NH <sub>3</sub> -N/1000kg Milch "Soziale Wahrheit der Produktpreise"	Nur sinnvoll bei: a) <u>notwendiger Produktion/Konsumtion</u> , also <u>nicht</u> bei Luxus-Produktion/Konsumtion b) <u>Mangelnder bis bedarfsgerechter Versorgung</u> → Versorgungsgrad = Produktion → Konsumtion / Bedarf ≤ 1, also <u>nicht</u> bei Überschussproduktion /-Konsumtion				
3. <u>Ökonomische Komponente</u> → Schadspezifisch	Monetärer Schaden der Emissionen je produzierter und/oder konsumierter Einheit "Ökologische Wahrheit der Produktpreise"	Bewertung der von der Produktion und/oder Konsumtion verursachten Emissionsschäden, z.B.: Deutsche Landwirtschaft (1995) (Isermann u. Isermann 1999): Nettowertschöpfung (NWS)= Scheinbare NWS: 25 Mrd DM/a minus Emissionsschäden: 100 Mrd. DM/a = -75 Mrd. DM/a				

re0357

Tab. 2

Bedeutung und Aussagekraft von Stoff-Konzentrationen und -Frachten für die Wassergüte von Grundwasser und Oberflächengewässer, d.h. Binnengewässer, Küstengewässer und Meere

(Isermann 1999, erweitert nach Pinz et al. 1998)

[ X = Anwendung grundsätzlich möglich, XX = schwerpunktmäßige Anwendung ]

Hydrosphäre <sup>1)</sup>	Grundwasser		Oberflächengewässer			
	Konzentration	Fracht	Binnengewässer, u.a. Fließgewässer		Küstengewässer, Meere	
Zielsetzung (z.B. Nährstoffe N+P)	Konzentration	Fracht	Konzentration	Fracht	Konzentration	Fracht
1. Charakterisierung der Wassergüte	X	X	X	X	X	X
2. Qualitäts-Sanierungsziele	X	X	X	X	X	XX
3. Festlegen von Emissionswerten	X	X	X	X	X	XX
4. Trendanalysen	X	X	X	X	X	X
5. Bilanzierungen (Herkunft, Transport, „Verbleib“, Remobilisierung)	X	XX	X	XX	X	XX
6. Ökotoxikologische Schädwirkungen						
a) akut	X		X		X	
b) chronisch=> +Remobilisation	X	X	X	X	X	X
7. Nutzungsbezogene Grenzwertangaben	XX	X	XX	X	XX	X

1) Diese Betrachtungsweise gilt grundsätzlich auch für die Atmosphäre => Umweltschutz: Qualitäts- und Handlungsziele auf der Grundlage von Stoff-Konzentrationen (kritische Eintragsraten) und zugleich von Stoff-Frachten (kritische Eintragsmengen)

re0325IV

Tab. 3

Absolute (t) und spezifische (je landwirtschaftlich genutzte Fläche, Gesamtfläche bzw. Einwohner) jährliche Phosphoreinträge in die deutschen Einzugsgebiete der Oberflächengewässer von Nordsee, Ostsee und Schwarzem Meer:  
 1. gegenwärtig nichtnachhaltig (A) in 1983/87 und (B) 1993/97  
 2. und nachhaltig (C) spätestens 2015 entsprechend den kritischen P- Konzentrationen und –Frachten (besonders) der (inländischen) Oberflächengewässer  
 (Behrendt et al. 1999, ergänzt durch Isermann und Isermann 1999: Anteile der Landwirtschaft und nachhaltige Situation spätestens bis 2015)

Nachhaltigkeit	1. Nichtnachhaltig → Überhöhte Konzentrationen und Frachten								2. Nachhaltig → kritische Konzentration und Frachten			
	(A) 1983/87				(B) 1993/95				(C) spätestens bis 2015 ± krit. P-Konzentrationen u. Frachten a) krit. Konzentr.: 100 µg Total P l <sup>-1</sup> b) Abfluß 298 mm± 107·10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> yr <sup>-1</sup>			
Landw. genutzte Flächen(LF)[10 <sup>4</sup> ha]	18,2				16,2				17,0			
Gesamtflächen (GF) [10 <sup>4</sup> ha]	35,7				35,7				35,7			
Einwohner (E) [10 <sup>4</sup> ]	77,8				81,8				85,0			
P- Einträge	t	kg ha LF <sup>-1</sup>	kg ha GF <sup>-1</sup>	kg <sup>-1</sup> E <sup>-1</sup>	t	kg ha LF <sup>-1</sup>	kg ha GF <sup>-1</sup>	kg <sup>-1</sup> E <sup>-1</sup>	t	kg ha LF <sup>-1</sup>	kg ha GF <sup>-1</sup>	kg <sup>-1</sup> E <sup>-1</sup>
Quellen:												
1. Diffuse Quellen	29 620 (100) [32]	--	0,83	0,38	24 640 (-17) [66]	--	0,69	0,30	4 300 (-85) [40]	-	0,12	0,05
...davon: Landwirtschaft	18 030 (100) [19]	0,99	0,51	0,23	18 670 (+4) [60]	1,15	0,52	0,23	2 550 (-88) [15]	0,15	0,07	0,03
2. Punktquellen <sup>1)</sup>	63 920 (100) [68]	--	1,79	0,82	12 610 (- 80) [34]	--	0,35	0,15	6 400 (- 90) [60]	--	0,18	0,08
3. Gesamte Quellen	93 540 (100) [100]	--	2,623	1,20	37 250 (- 60) [100]	--	1,04	0,45	10 700 (- 88) [100]	--	0,30	0,13
<sup>1)</sup> Kommunale Kläranlagen und industrielle Direktleiter <sup>2)</sup> Vgl.: Gegessen: 0,47 (3,6 fach mehr als 0,13 ± tolerierbar in den Oberflächengewässern re0359												

Tab. 4

Aktuelle (1994/97) jährliche volkswirtschaftliche Schäden in Deutschland [Mrd. DM/a] durch die nichtnachhaltige:  
 A) Produktion von Nahrungsmitteln durch die Landwirtschaft  
 B) Konsumtion von Nahrungsmitteln durch die Humanernährung  
 C) Produktion und Konsumtion von Nahrungsmitteln durch die Landwirtschaft bzw. Humanernährung  
 gemessen an der nachhaltigen Ausgangssituation von 1950/53 ohne entsprechende Schäden (Isermann 1999)

	Verursacherbereiche			Autoren
	A) Landwirtschaft	B) Humanernährung	C) Landwirtschaft und Humanernährung	
<b>Monetäre Situation (Mrd.DM/a):</b>				
1. „Scheinbare“ Nettowertschöpfung	25	50	75	BML (1998/99)
2. Schäden <sup>1)</sup>	--	--	-200	
...davon:				
2.1 Umweltschäden (1989)	ABL: -79 + NBL: -21 = 100	--	-100	UPI (1991)
2.2 (über)ernährungs(mit-)bedingte Gesundheitsschäden	--	-100	-100	Wolfram (1998) Isermann und Isermann (1997/ 99)
3. Reale Nettoschadensschöpfung	-75	-50	-125	BML (1998/99)
4. Subventionen bzw. Produktionssteuern (MwSt)	D: 11 + EU: 14 = 25	--	20	
	--	-5		
5. <u>Schadenseffizienz der Subventionen [ % ]</u>	(75/25 x 100=) 300	--	(125 / 20 x 100=) 625	

<sup>1)</sup> Ohne Schäden (Kosten) der:

a) überernährungsbedingten Abwasser- und Abfallwirtschaft

b) Perversforschung, d.h. Forschungskosten für Schadensermittlung, Schadensüberwachung (z.B. Monitoring der Verursacher – und Umweltbereiche) sowie Schadensmodellierung

re0334 doc

wichtig bei akuten ökotoxikologischen Schädwirkungen sowie bei nutzungsbezogenen Grenzwertangaben (Tab. 2). Die **alleinige** Ausweisung von Emissionskonzentrationen wie bei den meisten Umweltgesetzen im Abluft- und Abwasserbereich ist hingegen abzulehnen, weil dabei das Verdünnungsprinzip nutzend mit beliebig hohen Abluft- bzw. Abwassermengen ebenfalls beliebig hohe und somit auch gesetzeskonforme Emissionsfrachten insbesondere in die naturnahen Ökosysteme mit ihrem „Langzeitgedächtnis“ eingetragen werden. **Flächenspezifische Emissionen als Emissionsdichten** sowie **objektspezifische verursacherbezogene Emissionen** eignen sich besonders zur Ableitung von Emissionsfaktoren und stellen zugleich Veranschaulichungsfaktoren dar: So sind z.B. die gegenwärtigen (1993/95) jährlichen P-Einträge von Tab. 3 der Landwirtschaft mit 18 670 t bzw. der gesamten Quellen von 37 250 t kaum vorstellbar, jedoch sehr anschaulich, wenn man diese mit  $1,15 \text{ kg ha LF}^{-1}$  auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche bzw. mit  $1,04 \text{ kg GF}^{-1}$  auf die Gesamtfläche oder mit  $0,45 \text{ kg E}^{-1}$  auf die Einwohner ( $\approx$  mit  $0,47 \text{ kg E}^{-1}$  ca. dem mit den Nahrungsmitteln aufgenommenen P) bewirkt, zumal wenn man berücksichtigt, daß maximal nur  $0,15 \text{ kg ha LF}^{-1}$  bzw.  $0,30 \text{ kg ha GF}^{-1}$  oder  $0,13 \text{ kg E}^{-1}$  toleriert werden können.

## 2.2 Zuordnung von Emissionen / Immissionen zur sozialen Komponente der Nachhaltigkeit

Eine Zuordnung der Emissionen / Immissionen je produzierter und/oder konsumierter Einheit beinhaltet entsprechend Tab. 1 die soziale Wahrheit der somit auch gekennzeichneten Produktpreise und kann nur bei notwendiger Produktion bzw. Konsumtion im Stadium der mangelnden bis bedarfsgerechten Versorgung zur Anwendung gebracht werden, also nicht bei Luxus- und Überschußproduktion bzw. -konsumtion. So ist es z.B. sinnlos, die Emissionen an Methan, Lachgas, Ammoniak,  $\text{NO}_2$  oder P je kg erzeugtem Fleisch auszuweisen, wenn dieses wie in den sog. entwickelten Ländern bei immer noch 2-8fach zu hohen entsprechenden Emissionen nicht nur in 2fach zu hoher Menge des Bedarfes konsumiert wird, sondern wie z.B. in der EU -u.a. wegen des Überhanges von „BSE-Fleisch“ – unter Inanspruchnahme des Steuerzahlers im „EU-Marktentlastungsprogramm“ zusätzlich auch noch für 1 DM/kg über den Weltmarkt nach Polen, Südafrika oder in die Mongolei verschleudert wird. Auf diese Weise wird die Umwelt immer unweilteffizienter vermehrt beeinträchtigt. So betragen zudem entsprechend Tab. 4 die jährlichen (über)ernährungs(mit)bedingten Gesundheitsschäden bei der Bevölkerung von Deutschland 100 Mrd. DM der nur eine „scheinbare Nettowertschöpfung“ des Ernährungsbereiches von 50 Mrd. DM gegenübersteht, der also letztlich eine Nettoschadenschöpfung von 50 Mrd. DM aufzuweist.

## 2.3 Zuordnung von Emissionen/Immissionen zur ökonomischen Komponente der Nachhaltigkeit

Die Zuordnung der monetären Schäden der Emissionen/Immissionen je produzierter und/oder konsumierter Einheit sollte als Bestandteil der ökologischen Wahrheit dann die Produktpreise mitgestalten. So beträgt entsprechend Tab. 3 und insbesondere Tab. 4 z.B. der überwiegend durch Emissionen der Nährstoffe C, N und P aber auch durch Pflanzenschutzmittel verursachte jährliche Schaden der Landwirtschaft ca. 100 Mrd. DM, der nur eine „scheinbare“ Nettowertschöpfung von ca. 25 Mrd. DM gegenübersteht, also letztlich eine Nettoschadenschöpfung von 75 Mrd. DM bewirkt wird (Isermann 1999). Bei sonst unveränderter Gesamtsituation käme die deutsche Landwirtschaft also bzgl. der realen Nettowertschöpfung erst in die Gewinnzone, wenn diese ca. 3fach so hohe Produktpreise wie gegenwärtig realisieren könnte. – Solche Rechnungen und Relationen lassen sich wegen der generellen Nichtberücksichtigung der Umweltschäden in den Produktpreisen und deren Abwälzung auf die Nachwelt auch für andere Wirtschaftsbereich (z.B. Energiebereich, einschl. Verkehr) und sogar gesamthaft für die Volkswirtschaft z.B. Deutschlands oder der USA darstellen (Walz et al. 1995)

## 3 Literatur

Behrendt, H., Huber, P., Ley, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G und Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. Forschungsbericht 29625515 im Auftrag des Umweltbundesamtes vom 30. Juni 1999, 288 S. – Isermann, K. (1999): Phosphor(P)-Bilanzen der Landwirtschaft Europas vor dem Hintergrund der nachhaltigen Entwicklung ihrer P-Haushalte (EU-COST-ACTION 832/1997-2002), VDLUFA-Schriftenreihe Kongreßband 1999 (Halle) (Im Druck). – Pinz, K., Kornatzki, K.H. und Schneider, J. (1998): Bedeutung und Aussagekraft von Stoffkonzentrationen und -Frachten für die Gewässergüte in Fließgewässern. Wasser und Boden, 50/8, 6-10. – Walz, R., Ostertag, K. und Block, N. (1995): Synopse ausgewählter Indikatransätze für Sustainable Development. Bericht Fraunhofer-Institut (ISI)/Karlsruhe. UBA-FB 10105016, 73 S.

## Untersuchungen zur Schwermetallsituation auf Spielplätzen im Stadtgebiet von Rostock

Kahle, P., Marzusch, P. Spank, U.

### 1 Problemstellung

Im urbanen Raum zählen Spielplätze zu den sensibelsten Nutzungen. Diese sind vorrangig zu bewerten, da aus den verschiedenen Aktivitäten vor allem der Kleinkinder mit der Ingestion von Boden zu rechnen ist. Hierbei sind der Aufnahmepfad „Hand zu Mund Aktivität“ und ggf. Pica-Verhalten („Erdessen“, übermäßige orale Aufnahme von Erden) von umwelthygienischer Bedeutung. Für das Stadtgebiet von Rostock existiert bislang keine ausreichende Datengrundlage zur Kennzeichnung der Belastungssituation von Spielplätzen. Vor diesem Hintergrund wurden Untersuchungen zum Schwermetallstatus Rostocker Spielplatzböden eingeleitet. Sie haben zum Ziel, das nutzungsspezifische Gefährdungspotential dieser Böden abzuschätzen und Handlungsempfehlungen für die weitere Bewirtschaftung zu geben.

### 2 Untersuchungsmaterial

Gegenstand der Untersuchung bilden 29 über das gesamte Stadtgebiet von Rostock verteilte Spielplätze, die nach den Kriterien geographische Lage, Alter, Sauberkeit sowie Lage zu Emittenten, Wohngebieten und vielbefahrenen Straßen ausgewählt wurden. Zum Untersuchungszeitpunkt waren die Spielplätze 4-40 Jahre alt und wiesen Flächengrößen im Bereich von 70-1400m<sup>2</sup> auf. Zur Untersuchung kamen 79 Böden, davon 50 aus dem für spielende Kinder relevanten Bereich. Sie entstammen sowohl den Spielsandflächen unter den Geräten und Sitzbänken als auch den angrenzenden Bolzplätzen und Rasenflächen. Die Prüfmaterialien wurden im Zuge von 2 Untersuchungsperioden gewonnen: 14 Spielplätze 1994/95 (Untersuchungsmaterial A); 15 Spielplätze 1997/98 (Untersuchungsmaterial B). Die Probenahmetiefen betragen 0-35cm und 35-80cm (Untersuchungsmaterial A) bzw. 0-10, 10-35 und 35-80cm (Untersuchungsmaterial B). Alle Untersuchungsmaterialien stellen Mischproben aus jeweils 15-25 Einstichen dar.

### 3 Prüfparameter und Untersuchungsmethoden

Die Bodenaufnahme im Gelände beinhaltete die Einzelmerkmale Farbe, Feuchte, Hydromorphie, Bodenart, Humus- und Karbonatgehalt. Im Labor wurden die Gehalte an Cadmium, Blei, Zink und Kupfer (Untersuchungsmaterial A) bzw. Cadmium, Chrom, Nickel, Blei, Quecksilber und Kupfer (Untersuchungsmaterial B) an feingemörstem (<0,1mm) homogenisierten Boden bestimmt. Die Messungen erfolgten nach Königswasseraufschluß (DIN 38414) mittels Atomabsorptionsspektrometrie bzw. ICP-AES. Zur Bewertung wurden die Prüfwerte für Spielflächen aus der Bodenschutzverordnung (BBodSchV) und zum Vergleich mit Arbeiten anderer Autoren die Bodewerte II (Vorsorge) und III (Intervention) für Kinderspielplätze (EIKMANN u. KLOKE, 1993) herangezogen (Tab. 2). Zur Abschätzung der potentiellen Verlagerbarkeit der Schwermetalle und zur besseren Einordnung der Befunde wurden weiterhin die Parameter: C<sub>i</sub>-Gehalt, ermittelt durch Elementaranalyse; Karbonatgehalt nach Scheibler; C<sub>org</sub>=C<sub>i</sub> - Karbonat-C; Berechnung des Gehaltes

\* Universität Rostock, Institut für Bodenkunde, Justus-von-Liebig-Weg 6, 18051 Rostock

an organischer Substanz im Boden (OBS) nach der Beziehung:  $C_{org} \times 1,724$  = organische Substanz; pH-Wert, elektrometrische Bestimmung in 0,01m  $CaCl_2$ -Lösung; Skeletthalte, ermittelt durch Siebung, erfaßt.

#### 4 Ergebnisse und Diskussion

Tab. 1: Bodenart, pH-Wert und Gehalt an OBS und  $CaCO_3$  auf Rostocker Spielplätzen

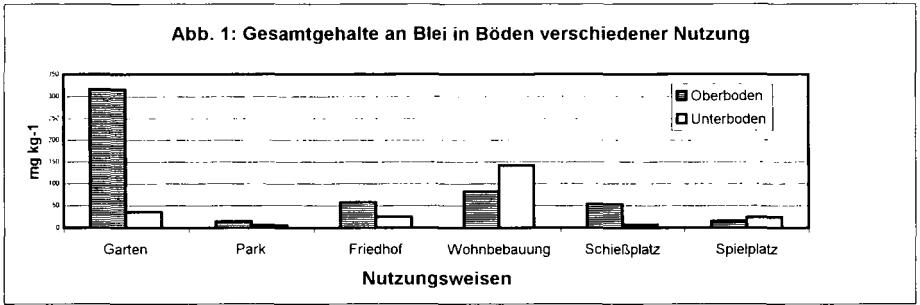
Parameter	Bodentiefe (cm)	Mittelwert	Max.	Min.
Bodenart	0 – 35	Ss	SI3	Ss
	35 – 80	SI2	LS4	Ss
pH-Wert	0 – 35	6,7	7,6	5,8
	35 – 80	6,8	8,2	6,0
OBS (%)	0 – 35	0,51	1,07	0,09
	35 – 80	0,78	2,93	0,22
$CaCO_3$ (%)	0 – 35	4,8	8,4	0,3
	35 – 80	2,5	6,8	0,3

Aus der Übersicht zu den allgemeinen Bodeneigenschaften (Tab. 1) geht hervor, daß die Oberböden (0-35cm) im Bereich der Sitzbänke, unterhalb der Spielgeräte und auf den Rasenflächen vorwiegend aus reinen Sanden (88%) bestehen, während lehmige (10%) und schluffige (2%) Sande seltener vorkommen. In den Unterböden dominieren hingegen lehmige Sande bis sandige Lehme (70%). Die Gehalte an organischer Bodensubstanz unterliegen erheblicher Variation. Davon zeugen die mittleren Gehalte in Ober- (0,51%) und Unterböden (0,78%) der Spielflächen sowie der Rasenflächen (0-35cm: 2,1%; 35-80cm: 2,1%). Hervorzuheben sind die teilweise bis 8 dm reichenden  $C_{org}$ -Gehalte bzw. plötzliche Anstiege derselben im Unterboden, erklärlich aus begrabenen A-Horizonten oder aufgetragenen Oberbodenmaterialien. Die mittleren pH-Werte von 6,7 (Oberboden) bzw. 6,8 (Unterboden) verdeutlichen sehr schwach saure Reaktionsbedingungen, die mit den mit Karbonatreserven in der Größenordnung von 0,3 – 8,4% korrespondieren.

Die mittleren Schwermetallgehalte der Oberböden unterschreiten die ausgewiesenen Vorsorgewerte (Bodenwert II) (EIKMANN u. KLOKE, 1993) für Kinderspielplätze zumeist deutlich (Tab. 2). Beleg dafür ist die folgende Reihung:  $46\%Hg > 36\%Cr > 13\%Ni > 12\%Cu > 10\%Zn > 8\%Cd > 7\%Pb$ . Ähnliche Verhältnisse resultieren aus dem Vergleich mit den z.T. deutlich höheren Prüfwerten der BBodSchV ( $9\%Cr > 8\%Pb > 7\%Ni > 2\%Hg = 2\%Cd$ ), womit zugleich das Problem unterschiedlicher Bewertungsmaßstäbe angesprochen wird. Im Vergleich zu den Hintergrundwerten (90. Perzentil) für Mecklenburg-Vorpommern erscheinen die Gehalte an Pb, Cu, Cr, Hg und Zn geringfügig erhöht, während sich bei Ni und Cd Übereinstimmungen bzw. Unterschreitungen zeigen. Diese Aussage wird durch den Vergleich mit den länderübergreifenden Hintergrundwerten gestützt. Die mittleren Schwermetallgesamtgehalte erreichten an keinem Standort das Niveau der Prüfwerte (BBodSchV) bzw. der Vorsorgewerte (EIKMANN u. KLOKE, 1993) für Kinderspielplätze. Selbst die jeweiligen Maximalwerte verdeutlichen weitestgehend Unterschreitungen.

Die Unterböden sind durch vergleichsweise höhere Schwermetallgehalte charakterisiert, erklärlich aus dem Anteil anthropogener Beimengungen in diesem Bereich. Dies spricht einerseits für die Wirksamkeit der bislang erfolgten Sanierungs- und Rekonstruktionsmaßnahmen im Oberboden und läßt andererseits die Möglichkeit von Schadstoffkontaminationen unterhalb der für Spielplätze empfohlenen Beprobungstiefe von 35cm erkennen. In Aufschüttungsböden kriegszerstörter Städte, wie Rostock, kommen dafür insbesondere Bau- und Trümmerschutte bzw. Mischungen aus natürlichen und technogenen Substraten in Frage. Hinzuweisen ist in diesem Zusammenhang auch auf die vergleichsweise höheren Ton- und Humusgehalte der Unterböden, die zur Ausprägung von Tiefenprofilen für die Elemente Pb, Cr, Ni und Cu beitragen.

Zur Veranschaulichung der Schwermetallverteilungsmuster sind in Abb. 1 die Pb-Gehalte unterschiedlich genutzter Böden im Stadtgebiet von Rostock (n= 55 Leitprofile) dargestellt.



Tab. 2: Schwermetallgehalte (mgkg<sup>-1</sup>) im Boden Rostocker Spielplätze im Vergleich zu Prüfwerten der BBodSchV, Bodenwerten nach EIKMANN u. KLOKE (1993) und Hintergrundwerten

Element	Pb	Cd	Cu	Cr	Ni	Hg	Zn
Prüfwerte (BBodSchV)	200	10	-	200	70	10	-
BW II/RW I	200	2	50	50	40	0,5	300
BW III/ RW II	1000	10	250	250	200	10	2000
Hintergrundbelastung Mecklenb.-Vorpommern <sup>1)</sup>							
90. Perzentil	17	0,3	18	20	10	0,08	37
Hintergrundbelastung länderübergreifend <sup>2)</sup>							
90. Perzentil	40	(0,6)	13	30	9	0,10	46
Rostocker Spielplatzboden (0-35cm)							
Mittelwert	15,0	0,17	6,1	17,9	5,1	0,23	28,4
Maximum	84,0	0,51	27,0	31,0	10,0	0,80	56,8
Median	10,0	0,17	5,0	17,0	5,0	0,20	24,1
90. Perzentil	75,6	0,15	24,3	27,9	9,0	0,20	51,1
Rostocker Spielplatzboden (35-80cm)							
Mittelwert	23,9	0,23	11,2	27,2	7,0	0,27	44,5
Maximum	98,8	0,83	36,0	39,0	13,0	0,80	203,6
Median	13,2	0,20	7,2	28,0	7,0	0,20	28,4
90. Perzentil	51,0	0,46	22,0	35,0	10,0	0,40	57,1

<sup>1)</sup>bezogen auf Sand, Oberboden, Acker, ländlicher Raum (LUFA Rostock, 1996)

<sup>2)</sup>bezogen auf Sand, Oberboden, Acker, ländlicher Raum (LABO, 1998)

Böden unter Rasen zeichnen sich gegenüber den Spielsandbereichen durch höhere Schwermetallgehalte aus, ohne jedoch besorgniserregende Größenordnungen für die Gesundheit der Kinder zu erreichen. Die eingetretenen Anreicherungen erklären sich aus der besseren Versorgung mit organischer Substanz, höheren Tongehalte und aus dem höheren Alter anstehender Substrate.

Die vorliegenden Ergebnisse unterscheiden sich deutlich von denen anderer deutscher Städte. Insbesondere aus städtischen Verdichtungsräumen, wie Wuppertal, Essen und Düsseldorf sind höhere Belastungen mit Schwermetallen bekannt. Sie resultieren einerseits aus der höheren geogenen Grundbelastung der natürlichen Substrate und andererseits aus dem Stoffbestand der eingesetzten technogenen Materialien, wie Hochofenschlacke, Müllverbrennungssasche, Bauschutt. Hier



ergab sich aufgrund der vorgefundenen Schadstoffbelastung des Oberbodens vielfach die Notwendigkeit zur Sanierung. Untersuchungen aus Schleswig-Holstein belegen -bei vergleichbarer geologischer Ausgangssituation zum Rostocker Untersuchungsraum- eindeutig den Zusammenhang zwischen Urbanisierungsgrad und Schwermetallbelastung von Spielplatzböden. Danach sind die Spielplätze im ländlichen Bereich durch eine vergleichsweise geringere Schwermetallbelastung charakterisiert. Beleg dafür sind vorliegende Untersuchungsergebnisse aus dem Berliner Stadtgebiet, die eindeutig den Einfluß des Straßenverkehrs auf die Schwermetallgehalte der Spielplatzböden aufzeigen und an verkehrsreichen Straßen Anreicherungen mit den Schwermetallen Blei, Cadmium, Zink und Quecksilber nachweisen.

Die anhand der Merkblätter des DVWK (1988) vorgenommenen Abschätzungen zur Schwermetallmobilität lassen bei den sandigen Oberböden mit geringen Gehalten an organischer Substanz (Humusstufe h1-h2) aufgrund der gefundenen pH-Werte (Tab. 1) eine hohe bis sehr hohe Bindungsstärke für Metalle erwarten. Daraus leitet sich eine geringe umweltgefährdende Mobilität der vorhandenen Schwermetallverbindungen im Boden ab. Dieses Ergebnis stützt vorliegende Angaben von schwermetallbelasteten Berliner Spielplatzböden, für die aufgrund der pH-Werte um 7 und der Bindung an die organische Substanz bisher keine Verlagerung von Schwermetallen in den Unterboden festgestellt wurde (SMETTAN et al., 1996).

## 5 Schlußfolgerungen

Die an 29 Spielplatzstandorten des Rostocker Stadtgebietes im Zeitraum 1994-1998 durchgeführten Untersuchungen widerspiegeln im Vergleich zu vorhandenen Richt- und Prüfwerten und den Ergebnissen anderer deutscher Städte durchweg geringe Gehalte an den humantoxikologisch wichtigen Elementen Pb, Cd, Cr sowie Ni, Hg, Cu und Zn. Die aktuellen Prüfwerte des Bodenschutzgesetzes werden zu max. 10% erreicht. Das steht in Einklang mit der geringen Schadstoffbelastung der Atmosphäre (UMWELTBUNDESAMT, 1997), dem städtischen Windfeld, dem Charakter der natürlichen Ausgangsgesteine und den eingeleiteten anthropogenen Maßnahmen zur Erhaltung und Pflege der Spielplätze. Das Konzept der Stadt, die Spielflächen laufend zu überprüfen und den Spielsand auszutauschen oder unbelastete Substrate aufzutragen, hat sich bewährt und sollte in Zukunft beibehalten werden. Die erhöhten Schwermetallgehalte der Unterböden resultieren aus dem Auftragsgeschehen der Vergangenheit (insbesondere Bau- und Trümmerschutt) und den Eigenschaften der eingesetzten Substrate. Für weitergehende Untersuchungen wird eine Probe-nahme über die angegebenen 35cm Bodentiefe hinaus empfohlen, da Schwermetallbelastungen des Unterbodens zur Rekontamination des Oberbodens beitragen können. Dafür kommen neben anthropogenen Prozessen vor allem Bioturbationen, Diffusionen und Grundwasseranstieg in Frage.

## 5 Literatur

BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ LABO (1998): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 2. überarb. u. ergänz. Aufl., In: ROSENKRANZ, D. et al. (Hrsg.) Bodenschutz, 1991, Erich Schmidt Verlag.

EIKMANN, T. und A. KLOKE (1993): Nutzungs- und Schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-) Stoffe in Böden. In: ROSENKRANZ, D. et al. (Hrsg.) Bodenschutz, 1991, Erich Schmidt Verlag.

SMETTAN, U.; EHRIG, CH.; HEINZE, S. (1996): Bodenbelastungen durch Verkehrsemissionen auf Spielplätze in Berlin. Mitteil. Deutsch. Bodenkundl. Ges. 80, 57-60.

UMWELTBUNDESAMT (1997): Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland. Erich Schmidt Verlag.

VERORDNUNG ZUR DURCHFÜHRUNG DES BUNDES-BODENSCHUTZGESETZES (Bodenschutz- und Altlastenverordnung -BBodSchV), Entwurf, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn, 1.9.1998.

## Isotopenchemische und spektroskopische Eigenschaften der gelösten organischen Substanz: Hinweise auf eine unterschiedliche Dynamik von DOC und DON

von

K. Kalbitz<sup>1</sup>, S. Geyer<sup>2</sup>, M. Gehre<sup>2</sup>, W. Geyer<sup>2</sup>, E. Matzner<sup>1</sup>

### Einleitung

Die Bestimmung der Kohlenstoff- und Stickstoffisotope an der gelösten organischen Substanz (DOM) ist neben der spektroskopischen und naßchemischen Charakterisierung besonders wertvoll zur Identifizierung und Quantifizierung von Umsetzungsprozessen im Boden und Wasser. So konnten durch den Einsatz spektroskopischer Methoden Unterschiede in der Zusammensetzung der DOM in einem Niedermoorgebiet aufgedeckt werden, die durch eine langjährige, differenzierte Landbewirtschaftung hervorgerufen wurden (Kalbitz et al., 1999a). Jedoch war es mit diesen Methoden nicht möglich, Auswirkungen kurzfristiger Änderungen in der Landbewirtschaftung auf die DOM zu erkennen. Deshalb bestand das Ziel der vorliegenden Untersuchung zunächst darin herauszufinden, ob es durch isotopechemische Methoden gelingt, Auswirkungen von veränderten Gleichgewichtsbedingungen im Boden (z.B. Landnutzungsänderungen) auf die DOM zu erkennen. Daneben diente die gleichzeitige Bestimmung von  $\delta^{13}\text{C}$ ,  $^{14}\text{C}$  und  $\delta^{15}\text{N}$  an der DOM in Verbindung mit spektroskopischen Eigenschaften der Aufdeckung bestehender Unterschiede zwischen den C- und N-Umsätzen, die für die Dynamik des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) und Stickstoffs (DON) von Bedeutung sind.

### Methoden

Die Untersuchungen fanden im größten Niedermoorgebiet Sachsen-Anhalts (Drömling) statt. Wir wählten 6 unterschiedlich genutzte Standorte aus. Die Böden der langjährig intensiv genutzten Standorte (Ak, IG, Um; Tabelle 1) sind infolge des starken Humusabbaus heute bereits mineralisch (Mollic Gleysol), während die Böden der extensiv oder nicht landwirtschaftlich genutzten Standorte auch heute noch eine Torfschicht enthalten (geringerer Humusabbau; Terric Histosol). Im Verlauf eines Jahres wurden im Sommer, Herbst und Frühjahr die DOM aus den Oberböden (Sättigungsextrakt) und den oberflächennahen Grundwässern gewonnen. Zur Bestimmung der Isotopensignatur ( $\delta^{13}\text{C}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$ ,  $^{14}\text{C}$ ) erfolgte eine Extraktion wasserlöslicher Fulvinsäuren (FA) mit einer Standardmethode (XAD-8; Kalbitz et al., 1999a). Gleichzeitig erfolgte die Bestimmung der DOC-Gehalte (Tabelle 1) sowie die Aufnahme von Synchronfluoreszenzspektren an der korrespondierenden Wasserprobe (Kalbitz et al., 1999b). Anhand dieser Synchronfluoreszenzspektren wurde ein Humifizierungsindex der DOM berechnet (Kalbitz et al., 1999b). Kalbitz et al. (1999b) zeigten, daß sich die isolierten FA von der gesamten DOM hinsichtlich spektroskopischer Eigenschaften nicht wesentlich unterscheiden.

<sup>1</sup> Lehrstuhl für Bodenökologie, BITÖK, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

<sup>2</sup> UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektionen Hydrogeologie und Analytik, Theodor-Lieser-Str. 4, 06120 Halle

Tabelle 1: Eigenschaften der organischen Bodenhorizonte und DOC-Konzentrationen in den wäßrigen Proben (Bodensättigungsextrakte und Grundwässer)

Standort <sup>1</sup>	Tiefe (cm)	TOC (g kg <sup>-1</sup> )	TON (g kg <sup>-1</sup> )	TOC/TON	DOC <sup>2</sup> (Oberboden) (mg C L <sup>-1</sup> )	DOC <sup>2</sup> (Grundwasser) (mg C L <sup>-1</sup> )
Mineralische Böden (infolge starken Torfabbaus durch langjährig intensive Landnutzung)						
Ak	0-18	41.8	3.60	11.6	28.9-41.7	27.8-29.2
	18-32	43.7	3.01	14.5		
IG	0-32	47.2	3.65	12.9	31.6-45.4	15.8-29.0
Um	0-26	46.2	2.58	17.9	29.2-37.4	21.8-29.4
Organische Böden (langjährig extensive Landnutzung oder keine landwirtschaftliche Nutzung)						
EG	0-37	205.6	11.84	17.4	35.2-62.3	9.0-25.6
	37-52	150.2	7.65	19.6		
Su	0-28	86.8	8.76	9.9	39.4-82.0	13.5-60.8
	28-55	452.4	23.09	19.6		
EB	0-30	452.7	30.76	14.7	75.5-161.0	30.2-119.0
	30-42	447.7	22.84	19.6		

- 1 Kurzzeichen der Standorte: Ak (Acker), IG (intensives Grünland), Um (Umwandlung von Acker in extensives Grünland), EG (extensives Grünland), Su (Grünland in natürlicher Sukzession), EB (Erlenbruchwald)
- 2 DOC (dissolved organic carbon) Konzentrationen im Sättigungsextrakt aus den Oberböden und im Grundwasser (Range von 3 Probenahmen: August 1996, November 1996, April 1997)

### Ergebnisse und Diskussion

Die zumeist höheren  $\delta^{13}\text{C}$ -Verhältnisse der DOM der mineralischen Böden (Abb. 1) im Vergleich zu den organischen Böden reflektieren den starken Torfabbau infolge einer langjährigen intensiven Landnutzung. Der C-Abbau ist verbunden mit einem bevorzugtem Abbau isotopisch leichter C-Verbindungen und einer  $^{13}\text{C}$ -Anreicherung im DOC. Dieser Torfabbau führte auch zu einer Zunahme des Humifizierungsindex der DOM der mineralischen im Vergleich zu den organischen Böden (Zunahme des Kondensationsgrades aromatischer Strukturen; Kalbitz et al., 1999a). Korrelationen zwischen dem  $\delta^{13}\text{C}$ -Verhältnis und dem Humifizierungsindex der DOM (Oberboden, Grundwasser) zeigen, daß eine zunehmende Humifizierung der DOM durch intensive Landnutzung mit einer Zunahme der mikrobiellen Veränderung der gelösten organischen C-Verbindungen (Anreicherung von  $^{13}\text{C}$ ) verbunden ist.

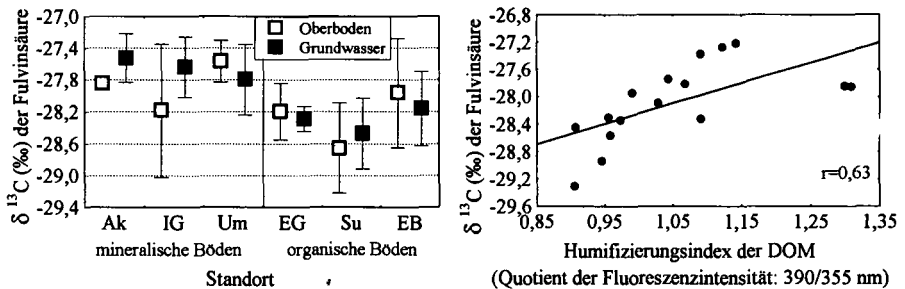


Abb. 1:  $\delta^{13}\text{C}$ -Verhältnisse wasserlöslicher FA (Oberboden, Grundwasser) sowie Abhängigkeit zwischen dem  $\delta^{13}\text{C}$ -Verhältnis wasserlöslicher FA (Oberboden) und dem Humifizierungsindex der DOM (abgeleitet aus den Synchronfluoreszenzspektren der wäßrigen Proben; Kalbitz et al., 1999b)

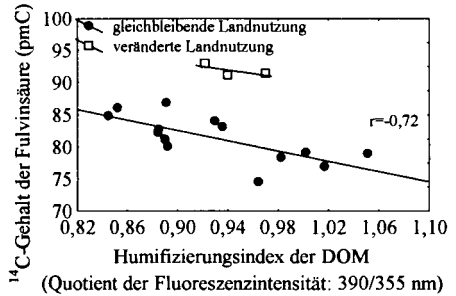
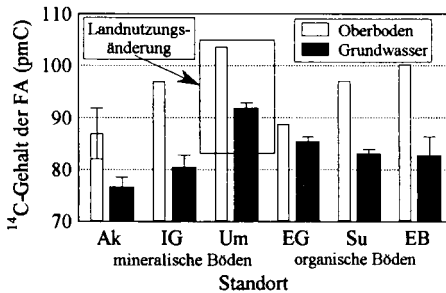


Abb. 2: <sup>14</sup>C-Gehalt der wasserlöslichen FA (Oberboden, Grundwasser) sowie Abhängigkeit zwischen dem <sup>14</sup>C-Gehalt wasserlöslicher FA (Grundwasser) und dem Humifizierungsindex der DOM (abgeleitet aus den Synchronfluoreszenzspektren der wässrigen Proben; Kalbitz et al., 1999b)

Eine langjährig intensive Ackernutzung (Standort Ak) führt zur Mobilisierung der ältesten wasserlöslichen Fulvinsäuren im Vergleich aller Standorte (Abb. 2). Dies spiegelt den intensivsten Torfabbau im Boden dieses Standortes wider, der auch sehr alte, relativ stabile organische Substanzen erfaßt. Die DOM-Mobilisierung erfolgt aus diesen alten organischen Substanzen. Ein zunehmendes Alter der DOM (abnehmender <sup>14</sup>C-Gehalt) ist verbunden mit einer zunehmenden Humifizierung. Dies bestätigt die Schlußfolgerung aus den  $\delta^{13}\text{C}$ -Werten.

Eine veränderte Landnutzung (Umwandlung eines Ackerstandortes in ein extensiv genutztes Grünland; Standort Um) verändert die Beziehung zwischen <sup>14</sup>C-Gehalten und dem Humifizierungsindex. Es steigen die <sup>14</sup>C-Gehalte bei konstant bleibenden Humifizierungsindex. Die ansteigenden <sup>14</sup>C-Gehalte sind auf eine verstärkten Freisetzung relativ junger C-Verbindungen mit "modernem" <sup>14</sup>C-Gehalt zurückzuführen. Ursache sind wahrscheinlich verstärkt ablaufende mikrobielle Umsetzungsprozesse infolge der Landnutzungsänderung. Aber auch eine Veränderung der DOM-Quellen (z.B. verstärktes Auftreten von Wurzelexsudaten) muß als mögliche Ursache in Betracht gezogen werden.

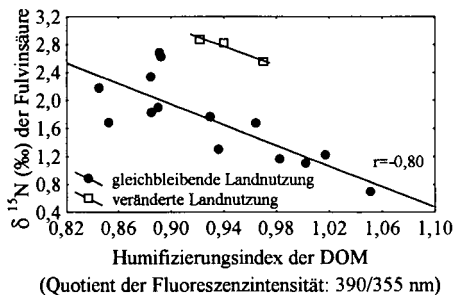
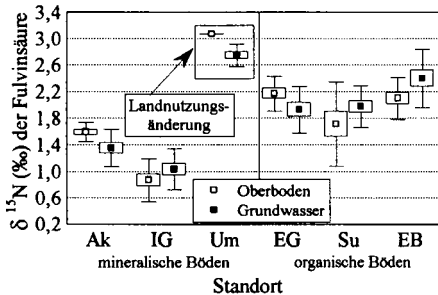


Abb. 3:  $\delta^{15}\text{N}$ -Verhältnisse wasserlöslicher FA (Oberboden, Grundwasser) sowie Abhängigkeit zwischen dem  $\delta^{15}\text{N}$ -Verhältnis wasserlöslicher FA (Grundwasser) und dem Humifizierungsindex der DOM (abgeleitet aus den Synchronfluoreszenzspektren der wässrigen Proben; Kalbitz et al., 1999b)

Bei gleichbleibender Landnutzung sind die  $\delta^{15}\text{N}$ -Verhältnisse der wasserlöslichen FA der mineralischen Böden mit langjährig intensiver Landnutzung niedriger im Vergleich zu den organischen Böden (Abb. 3). Im Gegensatz zu den C-Isotopen sind aber die relativ niedrigen  $\delta^{15}\text{N}$ -Verhältnisse mit einem hohen Humifizierungsindex der DOM verbunden. Dies bedeutet, daß eine stärkere Humifizierung der DOM nicht zur einer Erhöhung der mikrobiellen Veränderung des DON führt

(Högberg, 1997: erhöhte  $\delta^{15}\text{N}$ -Verhältnisse zeigen eine erhöhte mikrobielle Veränderung des N an). Gleichzeitig ist eine verstärkte Humifizierung der DOM mit einer Verengung ihres C/N-Verhältnisses verbunden (Kalbitz et al., 1999a). Dies bedeutet, daß eine verstärkte Humifizierung der DOM nicht nur mit einer selektiven Stabilisierung von N verbunden ist (Verengung C/N-Verhältnis). Vielmehr muß davon ausgegangen werden, daß es während der Humifizierung zu einem verstärkten Einbau von wenig mikrobiell verändertem N (niedrige  $^{15}\text{N}$ -Werte) in die DOM kommt.

Ähnlich wie bei den  $^{14}\text{C}$ -Gehalten (Freisetzung von sehr jungen C-Verbindungen) kommt es nach der Landnutzungsänderung zu einem deutlichen Anstieg der  $\delta^{15}\text{N}$ -Werte (Abb. 3). Wahrscheinlich treten vermehrt Umsetzungsprozesse im organischen N-Pool auf, die zu einer starken mikrobiellen Veränderung der organischen N-Verbindungen führen. Die Landnutzungsänderung vom intensiven Ackerbau zur extensiven Grünlandbewirtschaftung betrifft damit gleichermaßen die gelösten organischen C- und N-Verbindungen.

### Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

- Die  $^{14}\text{C}$ -Gehalte und die  $^{15}\text{N}$ -Verhältnisse der DOM zeigten sehr schnell veränderte Umsetzungsprozesse im Boden nach einer Landnutzungsänderung (Acker in extensives Grünland) an.
- Eine langjährig intensive Landbewirtschaftung führte infolge des starken Torfabbaus neben einer zunehmenden Humifizierung der DOM auch zu einer zunehmenden mikrobiellen Veränderung (steigende  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte) und einem zunehmenden Alter (Abnahme  $^{14}\text{C}$ -Gehalte) der gelösten organischen C-Verbindungen. Dagegen kam es mit zunehmender Humifizierung der DOM zu einer relativ geringen mikrobiellen Veränderung der organischen N-Verbindungen (sinkende  $\delta^{15}\text{N}$ -Verhältnisse). Dies bedeutet, daß eine verstärkte Humifizierung der DOM mit einem hohen C-Umsatz und einem verstärkten Einbau von wenig mikrobiell veränderten N in die DOM verbunden ist.
- Die unterschiedliche C- und N-Dynamik während der Humifizierung der DOM läßt auch Unterschiede in der Mobilisierung und Dynamik von DOC und DON erwarten. Solche Unterschiede wurden bereits in einigen anderen Untersuchungen postuliert (Yavitt und Fahey, 1983; McKnight et al., 1992; Currie et al., 1996; Michalzik und Matzner, 1999).
- Damit besteht die Notwendigkeit, sowohl C als auch N bei der Untersuchung der Freisetzung und Dynamik von DOM zu betrachten.

### Literatur

- Currie, W. S., J. D. Aber, W. H. McDowell, R. D. Boone, und A. H. Magill (1996): Vertical transport of dissolved organic C and N under long-term N amendments in pine and hardwood forests. *Biogeochem.* 35, 471-505.
- Högberg, P. (1997):  $^{15}\text{N}$  natural abundance in soil-plant systems. *New Phytol.* 137, 179-203.
- Kalbitz, K., W. Geyer und S. Geyer (1999a): Spectroscopic properties of dissolved humic substances - a reflection of land use history in a fen area. *Biogeochem.*, im Druck.
- Kalbitz, K., S. Geyer, W. Geyer (1999b): A comparative characterization of dissolved organic matter by means of original aqueous samples and isolated humic substances. *Chemosphere*, im Druck.
- McKnight, D. M., K. E. Benca, G. W. Zellweger, G. R. Aiken, G. L. Feder, und K. A. Thorn (1992): Sorption of dissolved organic carbon by hydrous aluminium and iron oxides occurring at the confluence of Deer Creek with the Snake river, Summit country, Colorado. *Environ. Sci. Technol.* 26:1388-1396.
- Michalzik, B. und E. Matzner (1999): Fluxes and dynamics of dissolved organic nitrogen and carbon in a spruce (*Picea abies* Karst.) forest ecosystem. *Eur. J. Soil Sci.*, im Druck.
- Yavitt, J. B. und T. J. Fahey (1985): Organic chemistry of the soil solution during snowmelt leaching in *Pinus contorta* ecosystems, Wyoming, USA. 485-496. In *Planetary Ecology*. D.E. Caldwell, J.A. Brierly und C.L. Brierly (eds.). Van Nostrand Reinhold, New York.

### Dank

Unser Dank gilt dem Ministerium für Raumordnung und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt (FKZ 76213/20/95) und dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BEO 51-0339476) für die finanzielle Unterstützung.

# Ein Konzeptmodell für die Modellierung der Nitratauswaschung unter beweidetem Grünland

Ketelsen, H.; Hansen, J.; Reiche, E.-W.

## **1 Einleitung**

Die Nitratauswaschung ist unter beweidetem Grünland deutlich höher als bei Schnittnutzung (RYDEN et al. 1984), weil Rinder 70-95% des mit der Nahrung aufgenommenen Stickstoffs der Weide mit den Exkrementen wieder zuführen (HAYNES & WILLIAMS 1993, WHITEHEAD 1995, KÜHBAUCH et al. 1996, BOCKMANN et al. 1997).

In dieser Arbeit wird ein Konzeptmodell für die Beschreibung der Nitratauswaschung unter beweidetem Grünland mit dem Bodenwasser- und -stickstoffhaushaltsmodell WASMOD (REICHE 1991 & 1996) vorgestellt.

Der Modellansatz wurde am Beispiel des Wasserschutzgebiets Föhr-West geprüft. Die Ergebnisse sind bei KETELSEN et al. (1999) dargestellt; sie werden hier aus Platzgründen nicht präsentiert.

## **2 Konzeptmodell für die Modellierung des Stickstoffhaushalts von Weiden mit WASMOD**

Bei der Modellierung wird zwischen einer vom Weideaufwuchs unabhängigen Viehbesatzdichte (Typ A) und einer vom Weideaufwuchs abhängigen Viehbesatzdichte (Typ B) unterschieden.

### **Typ A**

#### **Beweidung durch Milchvieh**

In der Milchwirtschaft ist das Betriebsziel durch die Milchquote klar definiert, so daß die Intensität der Beweidung im Jahresverlauf nicht zwangsläufig vom aktuellen Weideaufwuchs abhängt, sondern sich eher als Funktion der Flächenausstattung in Hofnähe und des zur Erfüllung der Quote notwendigen Milchviehbestandes ergibt. Da das Leistungspotential der Herde auf die Höhe der Milchquote abgestimmt ist, erfordert die Erfüllung der Quote eine stets optimale Versorgung des Milchviehs, d.h. bei geringem Weideaufwuchs, der z.B. im Hochsommer infolge von Wachstumsstreß bei unzureichenden Niederschlägen auftreten kann, wird Grundfutter aus Konserven (Silage) zugefüttert. Die Implementierung des *Weideeffekts* auf den Bodenstickstoffhaushalt geschieht im Modell folgendermaßen: Die Beweidung wird 14tägig als *Ernte* simuliert, d.h. der in den oberirdischen Pflanzenteilen des Weideaufwuchses akkumulierte N wird aus dem System exportiert. Der Exkrement-N fließt zum Erntetermin in Form einer N-Düngung auf die Weide zurück. Die Kalku-

lation des N-Rückflusses erfolgt als Funktion der Beweidungsintensität (Kühe ha<sup>-1</sup>), der Weidedauer und der mittleren, täglichen Urin-N- und Kot-N-Ausscheidung einer Milchkuh. Mittelwerte der Urin-N- und Kot-N-Ausscheidung von Milchkühen liefert die Studie von BOCKMANN et al. (1997). In 2 Winterfutterperioden wurden die Merkmale der N-Aufnahme und der N-Ausscheidung von 38 hochleistenden Milchkühen im 14tägigen Abstand untersucht. Im Herdenmittel schieden die Kühe im Untersuchungszeitraum 0.142 kg d<sup>-1</sup> Kuh<sup>-1</sup> Kot-N und 0.164 kg d<sup>-1</sup> Kuh<sup>-1</sup> Urin-N aus. Der Urin-N-Anteil am gesamten Exkrement-N betrug 53.6%. 30.4% des Futter-N wurden in die Milch umgesetzt. Das Kraftfutter, das in Milchviehbetrieben eine wichtige N-Inputgröße darstellt (vgl. AARTS et al. 1992), wird bei der Verwendung von Meßwerten der N-Ausscheidung indirekt berücksichtigt. Die Simulation des Urin-N-Rückflusses auf die Weide erfolgt im Modell als NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Düngung, da die verschiedenen Bindungsformen des Urin-N (Harnstoff-N, Hippursäure-N, Allantoin-N, Harnsäure-N, (Hypo)xanthine-N, Kreatinin-N, Kreatin-N, Aminosäure-N) zu NH<sub>4</sub><sup>+</sup> abgebaut werden (BRISTOW et al. 1992). Die Umwandlung zu NH<sub>4</sub><sup>+</sup> geschieht allerdings nur beim Harnstoff - katalysiert durch das im Boden allgegenwärtige Enzym Urease - quasi simultan, d.h. ist je nach Witterungsbedingungen innerhalb weniger Tage abgeschlossen (WHITEHEAD 1995). Der Anteil des Harnstoff-N am gesamten Urin-N lag bei BRISTOW et al. (1992) bei 72.4% (n=10 Milchkühe; inklusive NH<sub>3</sub>-N), bei BOCKMANN et al. (1997) bei 67.1%. Zeitlich geringfügig verzögert gegenüber Harnstoff verläuft die Umsetzung des Allantoin (BRISTOW et al. 1992), das in der Studie von BRISTOW et al. (1992) 7.5% des Urin-N ausmachte. Insgesamt kann also davon ausgegangen werden, daß etwa 75-80% des Urin-N von Milchvieh kurzfristig als NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N im Boden vorliegt, was eine Simulation des Urin-N-Rückflusses als NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Düngung gerechtfertigt erscheinen läßt. Der Kot-N liegt zu 97-99% organisch gebunden vor (KIRCHMANN & WITTER 1992, WHITEHEAD 1995), ist zu 78% nicht wasserlöslich und hat ein durchschnittliches C/N-Verhältnis von 18.6 : 1 (KIRCHMANN & WITTER 1992). Der Kot-N geht daher als frische organische Substanz mit einem C/N-Verhältnis von 18.6 : 1 in das Modell ein.

## **Typ B**

### **Beweidung durch Jungvieh**

Bei Typ B hängt die Beweidungsintensität vom Weideaufwuchs ab. Dieser Typ soll im Wasserschutzgebiet Föhr-West die herbstliche Nachbeweidung durch Jungvieh abbilden, das keine Zufütterung erhält. Der Typ B wird im Modell realisiert, indem 90% des Weideaufwuchses als Exkrement-N zurückfließen; vom Exkrement-N werden 80% als Urin-N und 20% als Kot-N modelliert. Die Prozentwerte wurden WHITEHEAD (1995) entnommen. Die geringe N-Verwertung von Jungvieh im Vergleich zum Milchvieh beruht darauf, daß das Milchvieh einen erheblichen N-Anteil über die Milch verwertet, während die N-Verwertung des Jungviehs über die Lebendgewichtszunahme äußerst ineffizient ist. Der hohe Anteil des Urin-N soll der Tatsache Rechnung tragen, daß

der Verzehr von N-reichem Weidefutter zu einer Proteinversorgung über dem Bedarf führt, die in einer Erhöhung des Urin-N-Anteils resultiert (WHITEHEAD 1995).

### 3 Literatur

- AARTS, H.F.M., E.E. BIEWINGA & H. VAN KEULEN (1992): Dairy farming systems based on efficient nutrient management. - *Neth. J. Agric. Science* **40**, 285-299.
- BOCKMANN, H.-C., R. LANG, N. JENSEN, W. JUNGE & E. KALM (1997): Analyse der Stickstoffbilanzen von Milchkühen. - *Züchtungskunde* **69**, 95-111.
- BRISTOW, A.W., D.C. WHITEHEAD & J.E. COCKBURN (1992): Nitrogenous constituents in the urine of cattle, sheep and goats. - *J. Sci. Food and Agric.* **59**, 387-394.
- HAYNES, R.J. & P.H. WILLIAMS (1993): Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. - *Advances Agron.* **49**, 119-199.
- KETELSEN, H., J. HANSEN & E.-W. REICHE (1999): Modellstudien zur Nitratauswaschung unter beweidetem Grünland. - *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, angenommen.
- KIRCHMANN, H. & E. WITTER (1992): Composition of fresh, aerobic, and anaerobic animal dung. - *Bioresource Technology* **40**, 137-142.
- KÜHBAUCH, W., M. ANGER & H. HÜGING (1996): Auswirkungen unterschiedlicher Weideverfahren auf die Kontamination des Bodenwassers mit Nitratstickstoff sowie auf die Zusammensetzung der Grünlandnarbe, die Futterproduktion und die Weideleistung. - Lehr- und Forschungsschwerpunkt 'Umweltverträgliche und Standortgerechte Landwirtschaft', Forschungsbericht **35**, Universität Bonn.
- REICHE, E.-W. (1991): Entwicklung, Validierung und Anwendung eines Modellsystems zur Beschreibung und flächenhaften Bilanzierung der Wasser- und Stickstoffdynamik in Böden. - *Kieler Geographische Schriften* **79**, Universität Kiel.
- REICHE, E.-W. (1996): WASMOD-Ein Modellsystem zur gebietsbezogenen Simulation von Wasser- und Stoffflüssen: Darstellung des aktuellen Entwicklungsstandes. - *Ecosys* **4**, 143-164.
- RYDEN, J.C., P.R. BALL & E.A. GARWOOD (1984): Nitrate leaching from grassland. - *Nature* **311**, 50-53.
- WHITEHEAD, D.C. (1995): Grassland nitrogen. - CAB International, Wallingford.

### Anschriften der Verfasser

<sup>1</sup>Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie der Universität Kiel, Olshausenstr. 40, D-24118 Kiel

<sup>2</sup>Ökologie-Zentrum Kiel, Schauenburgerstr. 112, D-24118 Kiel



## Strukturchemische Charakterisierung der refraktären organischen Substanz in ackerbaulichen Dauerversuchsflächen

Kiem, R.; Knicker, H., Körschens, M., Kögel-Knabner, I.

### Einleitung

Die organische Bodensubstanz (SOM) kann konzeptionell als Summe von Pools mit unterschiedlichen Turnover-Zeiten aufgefaßt werden (vgl. Modellansätze zur SOM-Dynamik; Falloon und Smith, 1998). Die ermittelten Turnover-Zeiten für SOM-Komponenten reichen von einigen Jahren ("aktive" SOM) bis hin zu mehreren tausend Jahren ("passive", "refraktäre" SOM).

Für Nulldüngungsvarianten und Schwarzbrachen aus Dauerversuchen ist aufgrund des stark reduzierten Inputs an organischem Material im Vergleich zu Volldüngungsvarianten (Zugabe von mineralischer und organischer Düngung) mit einer *Abnahme* des *schnell umsetzbaren* Pools der SOM zu rechnen. Die SOM bzw. der organische Kohlenstoff der Nullvarianten ist daher durch eine *relative Anreicherung* an *refraktären* Komponenten gekennzeichnet (Abb. 1).

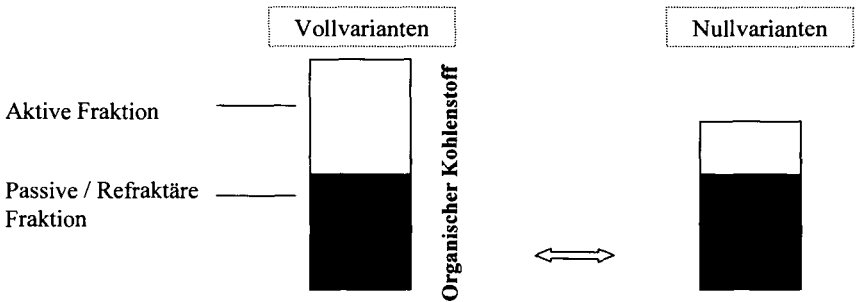


Abb. 1: Schema der Zusammensetzung des gesamten  $C_{org}$ -Pools aus aktiven und passiven/refraktären Fraktionen in den zwei unterschiedlichen Bewirtschaftungsvarianten aus Dauerversuchen.

Ziel dieser Arbeit ist es, die Zusammensetzung des refraktären Kohlenstoff-Pools mit Hilfe von  $^{13}C$  NMR sowie der Bestimmung von Kohlenhydraten und Lignin zu charakterisieren.

Der Versuchsansatz ist die vergleichende Untersuchung von C-verarmten Flächen einerseits (Nullvarianten, Schwarzbrachen) und Volldüngungsvarianten mit relativ hohem C-Input andererseits.

Kiem, R.; Knicker, H.; Kögel-Knabner, I.:

Lehrstuhl für Bodenkunde, Technische Universität München, D-85350 Freising-Weihenstephan

Körschens, M.:

Sektion Bodenforschung, UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, D-06120 Halle/Saale

## Material und Methodik

- ◆ Vollvarianten sowie Nullvarianten und Schwarzbrachen (im folgenden als Gruppe der "Nullvarianten" bezeichnet) von folgenden Dauerversuchsstandorten wurden beprobt (0-20 cm):

Standorte <sup>a</sup>	Anlagejahr	Tongehalt (%)	C <sub>org</sub> Voll (g kg <sup>-1</sup> )	C <sub>org</sub> Null (g kg <sup>-1</sup> )
1 Thyrow	1937	3	6.8	3.2
2 Groß Kreuzt	1967	4	10.3	4.1
3 Skierniewice	1923	6	8.8	4.4
4 Puch	1953	18	12.0	7.0
5 Lauterbach	1966	18	48.3	30.1
6 Bad Lauchstädt	1902 <sup>b</sup> 1984 <sup>c</sup>	23	41.3	14.9
7 Prag	1958	29	29.1	12.8

<sup>a</sup> Körschens, 1997

<sup>b</sup> Statischer Düngungsversuch <sup>c</sup> Stallungssteigerungsversuch

Der C<sub>org</sub>-Gehalt in der Gruppe der Nullvarianten ist auf 40 bis 67% des Gehaltes in den Vollvarianten reduziert.

- ◆ Charakterisierung des organischen Kohlenstoffs in den beiden Bewirtschaftungsvarianten:  
<sup>13</sup>C NMR- spektroskopische Untersuchung der festen Bodenproben (CP-MAS Technik)  
**Cellulosische** und **nicht-cellulosische Kohlenhydrate** (Hydrolyse und kolorimetrische Bestimmung der Zucker über MBTH) (Kögel-Knabner, 1995)  
**Lignin** (CuO-Aufschluß und GC-Bestimmung der CuO-Oxidationsprodukte) (Kögel-Knabner, 1995)

## Ergebnisse

### 1. <sup>13</sup>C NMR Spektroskopie

Bei den meisten Standorten zeigen die Nullvarianten gegenüber den Vollvarianten niedrigere Signalintensitäten im O/N-Alkyl-C Bereich (45-110 ppm) und höhere Intensitäten im Aromaten-C Bereich (110-160 ppm) (Abb. 2). Der Aromaten-C Bereich wird meist von einem breiten Aryl-C Signal (110-140 ppm) dominiert, das möglicherweise auf kondensierte Aromatenstrukturen hinweist. Auf einigen Standorten ist der relative Anteil an Carboxyl-C (160-220 ppm) am C<sub>org</sub> in den Nullvarianten höher als in den Vollvarianten. Die Veränderung der Signalintensität des Alkyl C-Bereichs (0-45 ppm) ist unterschiedlich zwischen den Standorten, die Signalintensität in den Nullvarianten ist entweder unverändert oder erhöht/erniedrigt gegenüber den Vollvarianten.

### 2. Kohlenhydrate

Null- und Vollvarianten unterscheiden sich nicht signifikant im Gehalt an cellulosischen und an nicht-cellulosischen Kohlenhydraten (bezogen auf den jeweiligen C<sub>org</sub>-Wert) (t-Test für gepaarte Stichproben, p > 0.05) (Abb. 3). Daraus kann gefolgert werden, daß es in den Nullvarianten zu keiner präferentiellen Abnahme von Kohlenhydrat-C kam.

In beiden Bewirtschaftungsvarianten dominiert der Anteil der nicht-cellulosischen Kohlenhydrate gegenüber der Cellulose.

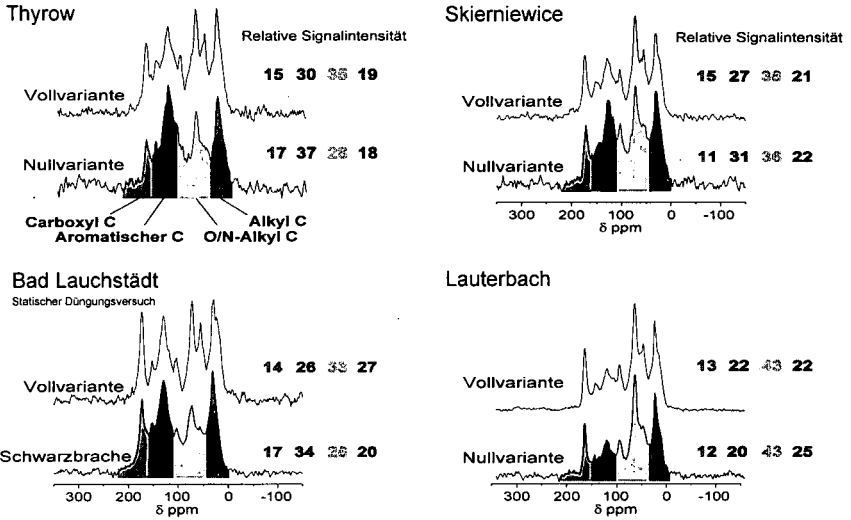


Abb. 2:  $^{13}\text{C}$  NMR Spektren von Voll- und Nullvarianten auf vier Standorten mit Angabe der jeweiligen relativen Intensitäten der Signalebereiche.

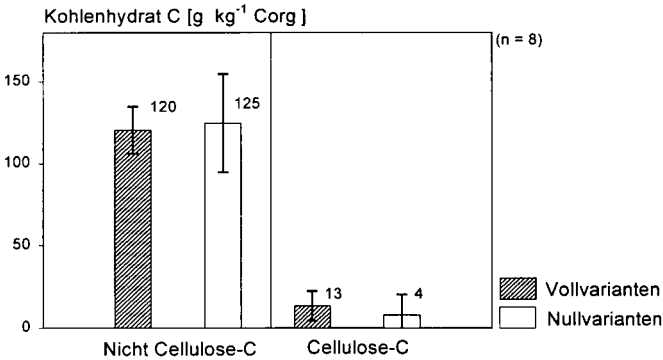


Abb. 3: Vergleich der Gehalte an Kohlenhydraten (nicht-cellulosische sowie Cellulose) in den zwei unterschiedlichen Bewirtschaftungsvarianten. Dargestellt sind die Mittelwerte aus acht Dauerversuchen, sowie die Standardabweichung in Form von Fehlerbalken.

### 3. Lignin

Auf allen Standorten unterscheiden sich Voll- und Nullvarianten im Hinblick auf Quantität und Qualität von Lignin deutlich (Abb. 4):

- Nullvarianten zeigen geringere Gehalte von CuO-Oxidationsprodukten (Vanillyl- (V), Syringyl- (S) und Cinnamyl- (C) Einheiten) am Gesamt-C<sub>org</sub> als die Vollvarianten.

- Das höhere Säure-zu-Aldehyd-Verhältnis der Vanillyleinheiten ( $Ac/Al_v$ ) in den Nullvarianten indiziert einen höheren oxidativen Abbaugrad des Lignins in den Böden mit verringertem organischem Input.

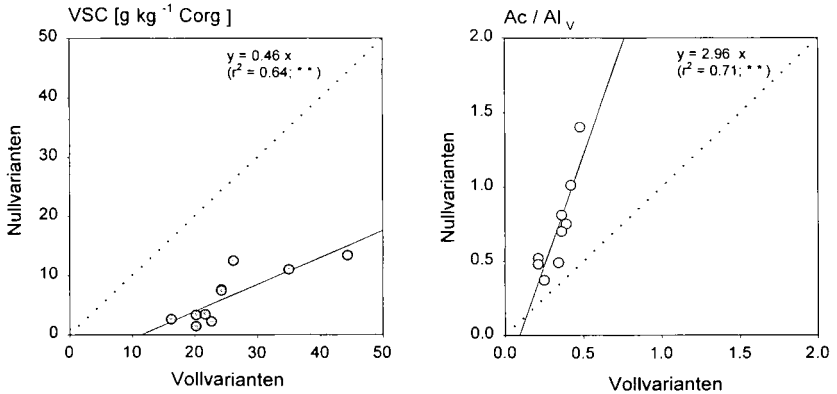


Abb. 4: Vergleich von Voll- und Nullvarianten im Hinblick auf die Lignin-Kennwerte VSC-Gehalt (Summe von Vanillyl-, Syringyl-, Cinnamyl-Einheiten bezogen auf  $C_{org}$ ) und Säure-zu-Aldehyd-Verhältnis der Vanillyl-Einheiten ( $Ac/Al_v$ ).

### Schlußfolgerungen

Die Gegenüberstellung von Vollvarianten und an organischer Substanz verarmten Nullvarianten aus Dauerversuchen ermöglicht Rückschlüsse auf die Zusammensetzung des refraktären Pools des organischen Kohlenstoffs. Der refraktäre Pool ist im Vergleich zur aktiven Fraktion des Kohlenstoffs gekennzeichnet durch einen geringeren Anteil an O/N-Alkyl C sowie einen höheren Anteil an aromatischen C-Verbindungen ( $^{13}C$  NMR). Im Gehalt an hydrolysierbaren und kolorimetrisch erfaßbaren Kohlenhydraten unterscheiden sich der refraktäre und aktive Pool nicht voneinander. Die refraktäre weist im Vergleich zur schnell umsetzbaren Fraktion des Kohlenstoffs einen geringeren Gehalt an naßchemisch erfaßbarem Lignin auf, welches stärker abgebaut ist. Im refraktären C-Pool sind – aufgrund von NMR-Ergebnissen - aromatische Strukturen angereichert, die Stoffgruppe Lignin ist jedoch abgereichert.

### Literatur

- Falloon, P. und Smith, P., 1998. The role of refractory soil organic matter in soil organic matter models. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 87: 253-264.
- Kögel-Knabner, I., 1995. Composition of soil organic matter. In: P. Nannipieri and K. Alef (Editors), *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, pp. 66-78.
- Körshens, M., 1997. Die wichtigsten Dauerfeldversuche der Welt - Übersicht, Bedeutung, Ergebnisse. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*, 42: 157 - 168.

# Mobilisierbarkeit von Metallen in carbonatischen Böden unter dem Einfluß gelöster organischer Substanzen (DOM)

Jutta Kleikemper\*<sup>1</sup> & Klaus Kaiser\*

## Einleitung

Die **Komplexbildung** von DOM mit Spurenmetallen bewirkt in **sauren Böden** eine Erhöhung der Löslichkeit der Metalle. Ob dies auch in carbonatischen Böden der Fall ist, wurde in dieser Arbeit untersucht. Im Einzelnen wurden dabei folgende Fragen betrachtet: (1) Wie ändert sich die Konzentration von Metallen in der Bodenlösung carbonatischer Böden bei DOM-Zugabe? (2) Welche Metalle werden durch DOM-Zugabe primär beeinflusst? (3) Hat DOM verschiedener Herkunft (Buche, Fichte) einen unterschiedlichen Effekt auf die Metalllöslichkeit? und (4) Aus welchen Metallbindungsformen werden durch DOM-Zugabe Metalle gelöst?

## Material und Methoden

DOM-Lösungen wurden aus zwei verschiedenen Auflagematerialien, einem Mull unter Buche und einem Rohhumus unter Fichte, hergestellt. Proben 15 carbonatischer Böden (Ober- und Unterböden) aus drei unterschiedlichen geologischen Substraten (Dolomit und Calcite) wurden mit Lösungen equilibriert, die 6 verschiedene DOM-Konzentrationen enthielten.

## Ergebnisse

Die Metallkonzentration in der Gleichgewichtslösung minus der Konzentration in der Zugabelösung entspricht der vom Boden desorbierten (positiver Wert) bzw. sorbierten (negativer Wert) Metallkonzentration. Diese Werte sind jeweils beispielhaft für einige Böden dargestellt und gegen die DOC-Zugabekonzentration aufgetragen.

---

\* Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, D-95440 Bayreuth

<sup>1</sup> neue Adress: Bodenbiologie, Institut für Terrestrische Ökologie, Grabenstrasse 3, CH-8952 Schlieren; email: kleikemper@ito.umnw.ethz.ch

**Ca-** und **Mg-** Konzentrationen in der Gleichgewichtslösung steigen mit steigenden DOM-Zugaben (für Ca: Abb. 1). Dieser Effekt wurde für alle untersuchten Böden und DOM verschiedener Herkunft gefunden.

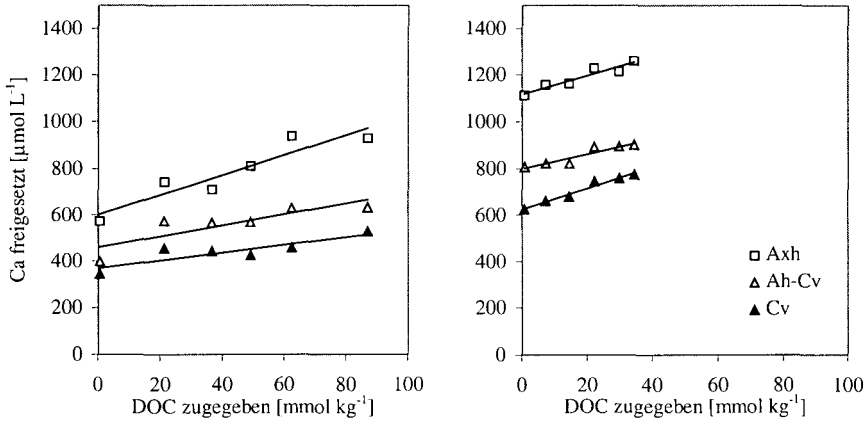


Abbildung 1: Beziehung zwischen steigender Zugabe von Buchen- oder Fichten-DOM und der Freisetzung von Ca der Horizonte eines Profils aus Dolomit.

Mit steigender Zugabe von Fichten-DOM sinken die Konzentrationen von **Zn**, **Fe**, **Al** und **Pb** (Pb hier nicht dargestellt). Diese Sorption von Al, Fe und Pb aus der Zugabelösung an die Bodenmatrix erfolgt vermutlich zusammen mit der höher-molekularen<sup>4</sup> und / oder mit der hydrophoben, gut sorbierbaren<sup>2</sup> DOM-Fraktion, an die sie präferentiell gebunden sein können<sup>4</sup>.

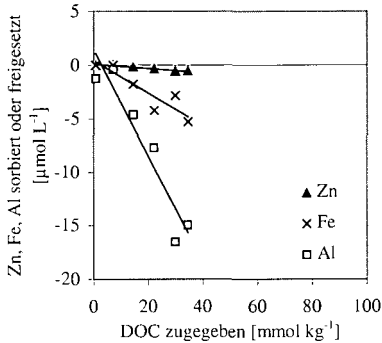


Abbildung 2: Beziehung zwischen steigender Zugabe von Fichten-DOM und der Freisetzung von Zn, Fe und Al an Beispiel eines Unterbodens aus Muschelkalk

**Mangan** wurde mit steigender Buchen-DOM-Zugabe an alle Bodenhorizonte sorbiert. Zunehmende Fichten-DOM-Zugaben dagegen induzierten eine leichte Mobilisierung von Mn aus zwei Oberböden., was wahrscheinlich auf ihren geringeren Carbonatgehalt und damit niedrigeren pH zurückzuführen ist<sup>1</sup>.

Da Mn eine geringe Affinität zu DOM besitzt<sup>6</sup>, ist der Anstieg der Mn-Löslichkeit mit steigender Fichten-DOM-Zugabe wahrscheinlich das Ergebnis einer Redoxreaktion, in der durch DOM als Elektronendonator  $Mn^{3+}$  oder  $Mn^{4+}$  zu löslicherem  $Mn^{2+}$  reduziert wird<sup>5</sup>.

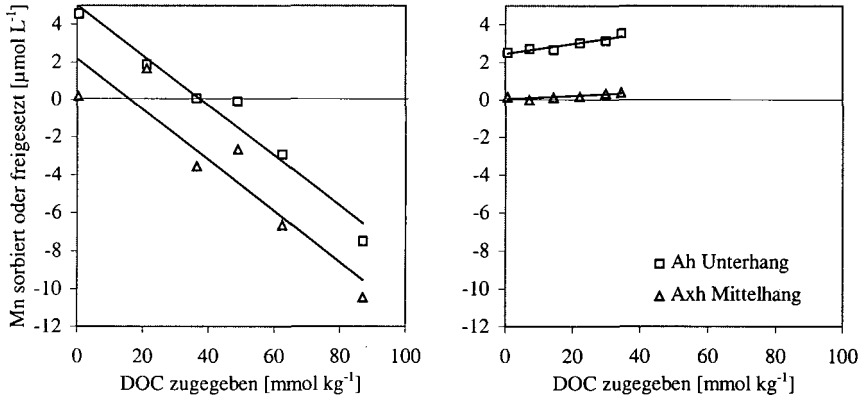


Abbildung 3: Beziehung zwischen steigender Zugabe von Buchen- oder Fichten-DOM und der Freisetzung oder Sorption von Mn zweier Oberbodenhorizonte aus Dolomit.

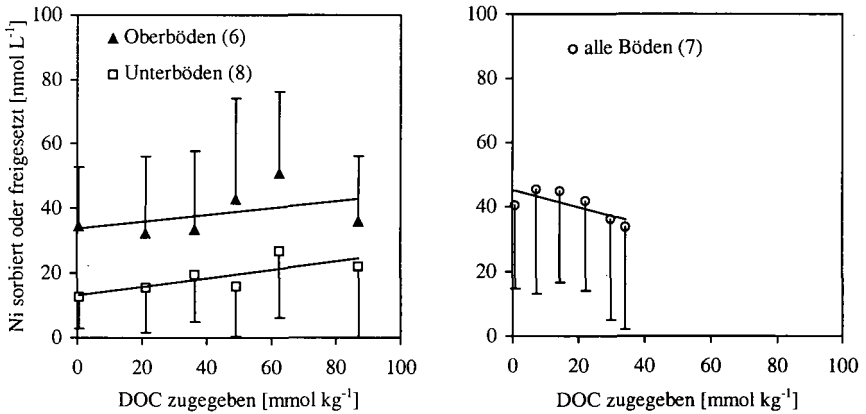


Abbildung 4: Beziehung zwischen steigender Zugabe von Buchen- oder Fichten-DOM und der Freisetzung oder Sorption von Ni. Die Werte stellen Mittelwerte der Bodenproben dar, und die Fehlerbalken in den Graphiken geben die Variabilität der Proben wieder.

Steigende Zugaben von Buchen-, aber nicht von Fichten-DOM führten für die meisten Horizonte zu einer steigenden Löslichkeit von Ni und nur in Oberböden von Cd (hier nur für Ni dargestellt). Die

Mobilisierung von Ni und Cd wird vermutlich durch einen Konkurrenzeffekt mit Ca und Mg um Sorptionsplätze an DOM vermindert.

### **Vergleich Buche-Fichte:**

Die Mobilisierungseffekte sind unterschiedlich für DOM verschiedener Herkunft: z. B. wurden Mg, Ni und Cd durch Buchen-DOM stärker mobilisiert als durch Fichten-DOM, bei Ca und Mn war es umgekehrt.

### **Unsere Schlußfolgerungen**

DOM bewirkt eine Auflösung von Ca- und Mg-Carbonaten in carbonatischen Böden. Währenddessen ist die Mobilisierung von Spurenmetallen gering oder tritt gar nicht auf. Sogar hohe DOM-Konzentrationen scheinen die allgemein geringe Verfügbarkeit essentieller Spurenmetalle in carbonatischen Böden nicht zu erhöhen, wie dies in sauren Böden der Fall ist. Ab einem gewissen Bodenentwicklungsgrad kann in geringem Umfang eine DOM-vermittelte, vertikale Verlagerung von Metallen in den Unterboden allerdings auch in carbonatischen Böden stattfinden.

### **Literatur**

- <sup>1</sup>FINCK, A. (1960) Untersuchungen zur Manganversorgung von Feldpflanzen auf einigen Bodentypen Schleswig-Holsteins. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 89, 120-137.
- <sup>2</sup>JARDINE, P. M., WEBER, N. L.; MCCARTHY, J. F. (1989) Mechanisms of Dissolved Organic Carbon Adsorption on Soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 53, 1378-1385.
- <sup>3</sup>KÖNIG, N.; BACCINI, P.; ULRICH, B. (1986a) Der Einfluß der natürlichen organischen Substanzen auf die Metallverteilung zwischen Boden und Bodenlösung in einem sauren Waldboden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 149, 68-82.
- <sup>4</sup>KÖNIG, N.; BACCINI, P.; ULRICH, B. (1986b) Einfluß natürlicher organischer Substanzen auf die Schwermetallverteilung in Böden. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe B, Bd. 3, Universität Göttingen, 204 S.
- <sup>5</sup>KUITERS, A. T.; MULDER, W. (1993) Water-Soluble Organic Matter in Forest Soils I. Complexing Properties and Implications for Soil Equilibria. Plant and Soil 152, 215-224.
- KAISER, K. (1996) Sorption gelöster organischer Substanzen (DOM) in Waldböden. Bayreuther Bodenkundliche Berichte, Bd. 49, 141 S.
- KLEIKEMPER, J.; KAISER, K.; ZECH, W. (1999) Solubility of metals in calcareous soils as influenced by dissolved organic matter. Soil Science Society of America Journal, eingereicht.



## Retention von Pflanzenschutzmitteln in Vegetationsfilterstreifen - ein wirksamer Schutz für Oberflächengewässer?

Ch. Klein, St. Pätzold und G.W. Brümmer\*

### Fragestellung

Von Pflanzenschutzmitteln (PSM), die über Erosion und Oberflächenabfluß aus Ackerstandorten ausgetragen werden, kann eine bedeutende Belastung von Oberflächengewässern ausgehen. Zur Reduzierung dieser Austräge sind verschiedene Maßnahmen denkbar, beispielsweise erosionsvermindernde Anbauverfahren oder auch die Anlage von Vegetationsstreifen als Filter zwischen Acker und Vorflutern (PATTY et al. 1997). Im Rahmen einer noch nicht abgeschlossenen Untersuchung, die in Zusammenarbeit mit dem Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen durchgeführt wird, soll untersucht werden, inwieweit der Austrag von Herbiziden durch den Einsatz verschiedener Vegetationsfilterstreifen verringert werden kann. Hierzu werden anhand eines mehrjährigen Feldversuchs die ausgetragenen Wasser- und Sedimentmengen sowie die jeweils darin enthaltenen Mengen der eingesetzten PSM-Wirkstoffe erfaßt. Im folgenden werden Ergebnisse des Versuchsjahres 1998 vorgestellt.

### Material und Methoden

Die Bodenform am Versuchsstandort in Velbert-Langenberg im Bergischen Land ist eine Hangpseudogley-Braunerde aus lößhaltiger Fließerde über devonischem Schluff- und Tonschieferersatz (Ut4 im Oberboden, Hangneigung: 10 %). Im Untersuchungszeitraum wurde Silomais unter Praxisbedingungen angebaut.

Der bei natürlichem Niederschlag sowie im Verlauf von Beregnungsversuchen auftretende Oberflächenabfluß wurde als wässrige Phase und als Feststoffphase getrennt untersucht. Bei natürlichem Niederschlag standen die folgenden Varianten zur Verfügung: ohne Filterstreifen (oF; Oberflächenabfluß wurde direkt am Ackerrand aufgefangen); mit 12 m breitem, nicht gespritztem Ackerrandstreifen (ARS); zwei Grasfilterstreifen von 6 m (GF6m) und 12 m Breite (GF12m). Die Meßparzellen (3 m \* 40 m Ackerfläche) waren mit automatischen Probennehmern versehen, so daß eine kontinuierliche Beprobung des Oberflächenabflusses möglich war. Bei den Beregnungsversuchen wurden Varianten ohne Filterstreifen (oF) und mit einem 3 m breiten Grasfilterstreifen (GF3m) untersucht. Die Parzellengröße betrug hierbei 1,5 m \* 7 m Ackerfläche. Die Beregnungsversuche wurden über 90 min mit einer Intensität von 44 mm/h mit dem von KROMER & VÖHRINGER (1988) entwickelten Bonner Regensimulator durchgeführt. Als PSM wurde das Herbizid Stentan in praxisüblicher Weise ausgebracht. Die Aufwandmengen der darin enthaltenen Wirkstoffe betragen 1,32 kg/ha Metolachlor, 0,705 kg/ha Terbuthylazin und 0,935 kg/ha Pendimethalin. Die untersuchten Wirkstoffe weisen ein breites Spektrum physikalisch-chemischer Eigenschaften auf (Tab. 1). So beträgt die Wasserlöslichkeit von Metolachlor 490 mg/l, während Pendimethalin mit 0,3 mg/l nur sehr wenig wasserlöslich ist und mit einem  $\log P_{ow}$ -Wert von 5,18 stark sorbiert wird. Die anhand der Daten eines Beregnungsversuches

**Tab. 1: Eigenschaften der untersuchten PSM-Wirkstoffe Metolachlor (Met), Terbuthylazin (Ter) und Pendimethalin (Pen)**

Wirkstoff	Met	Ter	Pen
Löslichkeit in Wasser	490 mg/l (20 °C)	8,5 mg/l (20 °C)	0,3 mg/l (26 °C)
$\log P_{ow}$	3,45	3,04	5,18
K'-Wert	4,8 kg/l	7,9 kg/l	240 kg/l
DT <sub>50</sub>	16 - 100 d	< 50 d	90 - 120 d

\*Institut für Bodenkunde der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität, Nußallee 13, 53115 Bonn  
KLEIN@BODEN.UNI-BONN.DE

ermittelten Verteilungskoeffizienten zwischen gelösten und extrahierbaren Anteilen ( $K^*$ ) betragen dementsprechend 4,8 l/kg für Metolachlor, 7,9 l/kg für Terbutylazin sowie 240 l/kg für Pendimethalin.

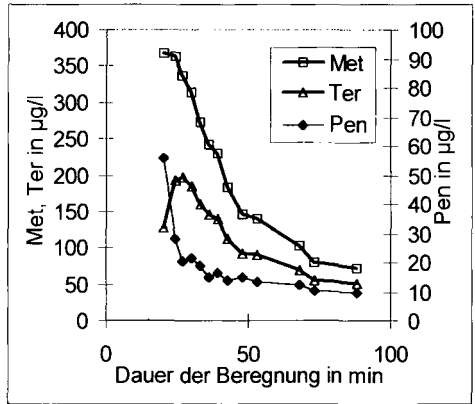
### Ergebnisse und Diskussion

Anhand der Berechnungsversuche wird das Verhalten der einzelnen Wirkstoffe unter konstanten Niederschlagsbedingungen deutlich. In Abb. 1 sind die Konzentrationen der einzelnen Wirkstoffe dargestellt, die im Verlauf einer Beregnung drei Tage nach der PSM-Applikation am 25.5.1998 im Oberflächenabflußwasser (ohne Feststoffe) der Variante of festgestellt wurden. In Abhängigkeit von Löslichkeits- und Adsorptionsverhalten der drei Wirkstoffe nimmt ihre Konzentration von Metolachlor über Terbutylazin zum Pendimethalin ab. Nach hohen Anfangskonzentrationen erfolgte dabei bei allen Wirkstoffen eine starke Abnahme, bis relativ gleichbleibende Konzentrationen gegen Ende des Versuchs erreicht wurden. Bei Metolachlor als sehr gut wasserlöslichem Wirkstoff wurde dabei eine Konzentrationsverminderung um 80 % von 367  $\mu\text{g/l}$  auf 72,4  $\mu\text{g/l}$  festgestellt. Bei Terbutylazin zeigte sich ein ähnlicher Verlauf.

Die höchste Konzentration betrug 197  $\mu\text{g/l}$ , die zuletzt erfasste 51,0  $\mu\text{g/l}$ , was einer Abnahme von 74 % entspricht. Bei Pendimethalin trat dagegen bereits in den ersten vier min nach Abflußbeginn eine Verminderung von 55,2  $\mu\text{g/l}$  auf 28,3  $\mu\text{g/l}$  und damit um 49 % auf. Bis zum Ende der Beregnung nahm die Konzentration dann nochmals um weitere 33 % ab. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, daß insbesondere die jeweilige Desorptionskinetik der Wirkstoffe als entscheidender Faktor für die Abgabe an den Oberflächenabfluß wirksam (GOUY et al. 1999). In Tab. 2 sind die durchschnittlichen Konzentrationen der Wirkstoffe wiedergegeben, die sich bei einzelnen natürlichen Niederschlagsereignissen in der Variante of ergaben. Dabei wurden 13 Tage nach der PSM-Applikation Konzentrationen von durchschnittlich 151  $\mu\text{g/l}$  Metolachlor, 113  $\mu\text{g/l}$  Terbutylazin und 6,1  $\mu\text{g/l}$  Pendimethalin festgestellt. Noch 36 Tage nach der Applikation betragen die Konzentrationen 9,8  $\mu\text{g/l}$ , 12,0  $\mu\text{g/l}$  bzw. 1,2  $\mu\text{g/l}$ . Betrachtet man die prozentuale Veränderung dieser durchschnittlichen Konzentrationen (nicht dargestellt), ergibt sich für Metolachlor von dem ersten bedeutenden Niederschlagsereignis 13 Tage nach der Spritzung ausgehend eine Abnahme um 66 % nach 16 Tagen und um 93 % nach 36 Tagen. Die Abnahme findet bei Terbutylazin mit 69 % zunächst in gleicher Größenordnung statt, erreicht dann aber mit 89 % einen geringeren Wert als bei Metolachlor. Die Pendimethalin-Konzentration beträgt bereits 16 Tage nach der Applikation nur noch ca. 20% und bleibt dann annähernd konstant. Die relativen Konzentrationsänderungen der einzelnen Wirkstoffe im Abflußwasser (ohne Feststoffe)

**Tab. 2: Durchschnittliche Konzentration der PSM-Wirkstoffe (Abkürzungen s. Tab. 1) im Oberflächenabfluß (ohne Feststoffe) ausgewählter Termine (Variante of)**

Tage nach PSM-Appl.	Met	Ter in $\mu\text{g/l}$	Pen
13	151	113	6,1
16	51	35	1,4
36	9,8	12	1,2



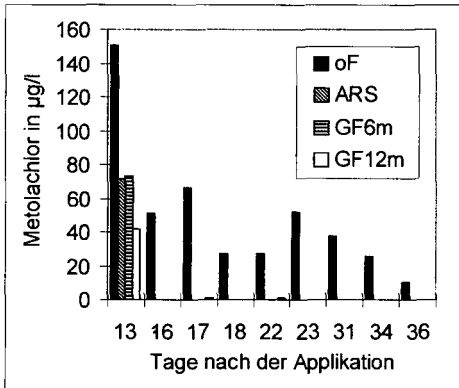
**Abb. 1: Konzentrationen der einzelnen PSM-Wirkstoffe (Abkürzungen s. Tab. 1) im Oberflächenabfluß (ohne Feststoffe) im Verlauf einer Feldberegnung drei Tage nach der Applikation (Variante of)**

**Tab. 3: Retention der PSM-Frachten im Oberflächenabfluß (ohne Feststoffe) der einzelnen Varianten gegenüber of für ein Niederschlagsereignis 13 Tage nach Applikation**

Wirkstoff	Retention in %		
	ARS	GF6m	GF12m
Met	65	85	95
Ter	68	86	96
Pen	64	83	97

entsprechen damit auch über einen größeren Zeitraum betrachtet denen, die sich während der Beregnung ergaben.

Für eine Reduzierung der PSM-Austräge durch die verschiedenen Filterstreifen und damit für deren Schutzwirkung gegenüber Oberflächengewässern sind insbesondere zwei Prozesse von Bedeutung: Filterstreifen können einerseits die Menge des oberflächlich abfließenden Wassers reduzieren, andererseits die Konzentration der darin enthaltenen Stoffe. So traten z.B. bei einer Beregnung (66 mm in 1,5 h), die drei Tage nach der PSM-Applikation durchgeführt wurde, in der Variante oF 20,4 l Oberflächenabfluß je m<sup>2</sup> Ackerfläche auf. In der Variante GF3m ist dagegen praktisch kein Oberflächenwasser abgeflossen, d.h. die gesamte vom Acker abgeflossene Wassermenge ist im Filterstreifen zurückgehalten worden. Damit wurde also auch bei der hohen Niederschlagsmenge von 66 mm eine deutliche Schutzwirkung durch den Filter erreicht. Bei einem natürlichen Niederschlagsereignis, das 13 Tage nach der PSM-Applikation stattfand, sind aufgrund einer Niederschlagssumme von 36 mm in Verbindung mit hohen Minutenintensitäten sehr hohe Abflußmengen aufgetreten. Hier ergaben sich für die Variante oF 6,5 l Abfluß je m<sup>2</sup> Ackerfläche. Die Variante ARS wies mit 6,1 l eine nur unwesentliche Verringerung auf. Die beiden Grasfilterstreifen (6 m, 12 m) bewirkten im Vergleich zur Variante oF eine deutliche Verminderung der Abflußmenge - GF6m auf 2,0 l, GF12m auf 1,1 l je m<sup>2</sup> Ackerfläche. Die nachfolgenden Niederschlagsereignisse wiesen dagegen in allen Varianten Abflußmengen von weniger als 0,2 l/m<sup>2</sup> Ackerfläche auf, der in den meisten Fällen lediglich in der Variante oF auftrat. Somit wurden auch hier Austräge durch den Einsatz der verschiedenen Filterstreifen vermieden.



**Abb. 2: Durchschnittliche Konzentrationen von Metolachlor im Oberflächenabfluß (ohne Feststoffe) der einzelnen Varianten bei natürlichen Niederschlagsereignissen im Juni 1998**

Bei den folgenden Niederschlagsereignissen traten höhere Konzentrationen lediglich in der Variante oF auf. Das ist einerseits darin begründet, daß in den übrigen Varianten im allgemeinen kein Oberflächenabfluß entstand. Andererseits waren in den einzelnen Abflußereignissen die festgestellten Konzentrationen deutlich vermindert. So betragen die Konzentrationen in der Variante GF12m 17 Tage nach Applikation 1,2 µg/l, während in der Variante oF Konzentrationen von 66,2 µg/l festgestellt wurden.

Die PSM-Frachten - errechnet aus den Abflußmengen und den entsprechenden durchschnittlichen Konzentrationen - betragen für das Niederschlagsereignis 13 Tage nach der PSM-Applikation in der Variante oF für Metolachlor 0,66 % , für Terbutylazin 0,98 % und für das stark sorbierte Pendimethalin 0,04 % der Applikationsmenge. Demgegenüber waren die Austräge durch die unterschiedlichen Vegetationsfilterstreifen ganz wesentlich verringert, am deutlichsten in der Variante GF12m. Für die Wirkstoffe ergab sich dabei unabhängig von deren Eigenschaften eine Filterwirkung ähnlicher Größenordnung (Tab. 3), da die prozentuale Retention nicht von der Wirkstoff-Konzentration

In Bezug auf die Herbizid-Frachten stellen die Konzentrationen im Oberflächenabfluß (ohne Feststoffe) einen zweiten wesentlichen Faktor dar. In Abb. 2 sind beispielhaft die durchschnittlichen Metolachlor-Konzentrationen dargestellt, die im Verlauf des Juni 1998 während der einzelnen Niederschlagsereignisse für die verschiedenen Parzellen festgestellt wurden. Die Ergebnisse der anderen beiden Wirkstoffe zeigen dabei ein ähnliches Bild. Bei dem dargestellten Abflußtermin 13 Tage nach der PSM-Applikation wurde in der Variante ARS, in der keine wesentliche Reduktion der Abflußmenge auftrat, die Metolachlor-Konzentration auf 71,2 µg/l und damit um etwa die Hälfte gegenüber der Variante oF mit 151 µg/l reduziert. Bei den verschiedenen breiten Grasfilterstreifen wurden zusätzlich zu einer deutlichen Verminderung der Abflußmengen auch die darin enthaltenen Konzentrationen verringert - in der Variante GF6m auf 73,6 µg/l, in der

im Oberflächenabfluß beeinflusst zu sein scheint (KLÖPPEL & KÖRDEL 1994).

Der Beregnungsversuch drei Tage nach der PSM-Applikation ergab eine 100prozentige Filterwirkung (Tab. 4). Dabei betrug die in gelöster Form ausgetragene Wirkstoff-Menge in der Variante oF, beispielsweise beim Terbutylazin, bis zu mehr als 2% der applizierten Menge. Neben dem Austrag in gelöster Form können die Wirkstoffe auch an das transportierte Bodenmaterial gebunden ausgetragen werden. Wie HAIDER (1994) am Beispiel Bifenox darlegte, ist dieser Austragspfad insbesondere für stark sorbierte Wirkstoffe von Bedeutung. Im Falle des Pendimethalins betrug die ausgetragene Menge bei der oben beschriebenen Beregnung 1,15 % der ausgebrachten und erreichte damit eine Größenordnung, die dem Austrag in gelöster Form für die löslicheren Wirkstoffe entspricht. Die Retentionswirkung des Grasfilterstreifens (GF3m) betrug für diese PSM-Fraktion 100 % (Tab. 4)

**Tab. 4: Stofffrachten in gelöster und gebundener Form für die einzelnen PSM-Wirkstoffe (Abkürzungen s. Tab. 1) bei der Feldberegnung drei Tage nach der PSM-Applikation**

Wirkstoff	Oberflächenabfluß			Sediment		
	oF in % der appl. Menge	GF3m	Retention in %	oF in % der appl. Menge	GF3m	Retention in %
Met	1,71	0	100	0,16	0	100
Ter	2,16	0	100	0,40	0	100
Pen	0,26	0	100	1,15	0	100

### Zusammenfassung

Die höchsten PSM-Konzentrationen im Oberflächenabfluß traten sowohl bei natürlichem Niederschlag wie auch bei Beregnungsversuchen kurz nach der PSM-Applikation auf. Für die Konzentrationen der einzelnen Wirkstoffe konnten dabei Beziehungen zu Löslichkeit und Adsorbierbarkeit festgestellt werden. Die untersuchten Filterstreifen wiesen im Untersuchungszeitraum eine deutliche Retentionswirkung gegenüber der Variante ohne Filterstreifen auf, die vom Ackerrandstreifen (12 m) über den 6 m breiten Grasfilterstreifen zum 12 m breiten zunahm. Die Filterwirkung in Bezug auf die PSM-Frachten im Oberflächenabfluß (ohne Feststoffe) betrug hierbei für den gesamten untersuchten Zeitraum im Ackerrandstreifen zwischen 66 % und 69 %, im 6 m breiten Grasfilterstreifen zwischen 83 % und 86 % und im 12 m breiten zwischen 95 % und 97 %. Die Retentionswirkung der an die abgetragenen Feststoffe gebundenen PSM-Fraktion betrug bei einem Beregnungsversuch nahezu 100 %. Somit können Vegetationsfilterstreifen zum Schutz der Oberflächengewässer vor PSM-Einträgen eine effiziente Maßnahme darstellen.

### Danksagung

Wir danken dem Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft und dem Landesumweltamt von Nordrhein-Westfalen für die Finanzierung dieser Untersuchungen und Dr. J. Haider für vielfältige Unterstützung.

### Literatur

GOUY, V.; J.-C. DUR; R. CALVET; R. BELAMIE & V. CHAPLAN (1999): Influence of adsorption-desorption phenomena on pesticide run-off from soil using simulated rainfall. *Pestic. Sci.* 55: 155-182. - HAIDER, J. (1994): Herbizide in Oberflächenabfluß und Bodenabtrag - Feldversuche mit simuliertem Regen. Diss. TU München-Weihenstephan. 231 S. - KLÖPPEL, H. & W. KÖRDEL (1994): Untersuchung zur Wirkung von Randstreifen bei Runoff-Ereignissen. Tätigkeitsbericht der Fraunhofer Gesellschaft 1994, Kap. 3.7. - KROMER, K.-H. & R. VÖHRINGER (1988): Konstruktion und Bau einer Bewässerungseinrichtung . Simulation von natürlichem Regen. - Forschungsendbericht GS 1132 im Rahmen des Forschungsschwerpunktes "Umweltverträgliche und standortgerechte Landwirtschaft" an der Univ. Bonn, Institut für Landtechnik, 66 S. - PATTY, L.; B. REAL & J.-J. GRIL (1997): The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrates and soluble phosphorous compounds from runoff water. - *Pestic. Sci.* 49: 243-251.

# Vergleich der Tiefenverteilung von polychlorierten Biphenylen (PCB) und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Waldböden

KRAUSS, M., WILCKE, W.

## 1 Einleitung

Polychlorierte Biphenyle (PCB) und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) unterliegen in Waldböden Umverteilungs- und Abbauprozessen, die zur Ausprägung charakteristischer Tiefenprofile führen. So nehmen die PAK-Summengehalte in den organischen Auflagehorizonten in der Regel vom L- über den Of- zum Oh-Horizont zu. Mit zunehmendem Molekulargewicht werden PAK relativ zur organischen Bodensubstanz (SOM) verstärkt angereichert (PICHLER et al., 1996). Bioturbation und Auswaschung führen zu einem Transport aus den Auflagehorizonten in den Mineralboden, wobei besonders niedermolekulare PAK verlagert werden (GUGGENBERGER et al., 1996). Bisher liegen keine Untersuchungen zur Tiefenverteilung von PCB in Waldböden vor. Zu erwarten ist, dass sie derjenigen der PAK ähnelt, da beide Stoffklassen ähnliche physikochemische Eigenschaften, insbesondere ähnliche Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten ( $K_{ow}$ ) aufweisen. Allerdings deuten neuere Arbeiten an, dass sich die Sorption von PAK und PCB in Böden unterscheidet (z.B. CHIOU et al., 1998).

Ziel dieser Untersuchung ist es daher, anhand der Tiefenprofile zu prüfen, ob sich der Verbleib von PAK und PCB in Waldböden trotz ähnlicher physikochemischer Eigenschaften unterscheidet.

## 2 Material und Methoden

Wir beproben die L-, Of- und Oh-Horizonte sowie die Tiefenstufen 0-5 und 15-20 cm des Mineralbodens von 16 Standorten unter 20 bis 80-jährigem Fichten- bzw. Fichtenmischwald (*Picea abies* (L.) Karst.) mit Moderhumusauflage im Raum Bayreuth. Wir bestimmten 20 PAK und 12 PCB: Naphthalin (NP), Acenaphthylen (ACY), Acenaphthen (ACE), Fluoren (FLU), Phenanthren (PHE), Anthracen (ANT), Fluoranthen (FLA), Pyren (PYR), Benz(a)anthracen (BAA), Chrysen+Triphenylen (CT), Benzo(b+j+k)fluoranthene (BBJK), Benzo(a)pyren (BAP), Benzo(e)pyren (BEP), Perylen (PER), Indeno(1,2,3-cd)pyren (IND), Dibenz(a,h)anthracen (DBAH), Benzo(ghi)perylen (BGHI), PCB-Kongenere 8, 20, 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180, 199, 206 und 209. Die Extraktion erfolgte mit Hexan:Aceton 2:1 in einem Accelerated Solvent Extractor (Dionex ASE 200), die Identifizierung und Quantifizierung mittels GC-MS. Details zur Methode finden sich in KRAUSS et al. (1999). Die Grundcharakterisierung der Bodenproben ( $C_{org}$ ,  $N_{tot}$ , pH in 1 M KCl) erfolgte mit konventionellen Standardmethoden. Wesentliche Eigenschaften der beprobten Horizonte bzw. Tiefenstufen sind in Tab. 1 zusammengefasst.

## 3 Ergebnisse und Diskussion

Die PAK-Summengehalte steigen in der Reihenfolge  $L < Of < Oh$  an, während diejenigen der PCB im Of deutlich höher als im L sind, zum Oh aber kaum noch ansteigen (Tab. 1). Mit zunehmendem Zersetzungsgrad der organischen Bodensubstanz werden PAK im Mittel stärker angereichert als PCB. Im Mineralboden nehmen die Summengehalte von PAK und PCB deutlich ab, was durch die starke Festlegung in der organischen Auflage zu erklären ist.

Tabelle 1: Eigenschaften der Horizonte und Tiefenstufen (Mittelwerte und Spannweiten).

	L	Of	Oh	0-5 cm	15-20 cm
Mächtigkeit [cm]	1,6	2,2	1,4	-	-
	1,0-3,0	1,0-4,0	0,5-4,0	-	-
$C_{org}$ [g kg <sup>-1</sup> ]	447	377	252	42	14,6
	250-491	79-486	91-402	6-132	1,9-61
C/N	33,3	24,9	24,4	18,5	14,3
	22,4-47,8	19,2-38,0	18,2-38,8	12,4-26,9	8,4-25,0
pH (KCl)	3,97	3,27	3,09	3,23	3,96
	3,01-4,94	2,41-4,51	2,45-5,15	2,53-4,38	3,49-6,03
$\Sigma 20$ PAK [ $\mu\text{g kg}^{-1}$ ]	842	4117	9272	666	95
	340-1328	663-13432	644-19919	60-2606	11-687
$\Sigma 12$ PCB [ $\mu\text{g kg}^{-1}$ ]	12,1	39,1	46,0	1,71	0,28
	7,1-34,5	5,9-74,4	5,7-146,6	0,16-4,84	0,07-0,83

Als Maß für die Anreicherung von PAK und PCB im Zuge der Humusumsetzung berechneten wir Anreicherungsfaktoren  $e_{H2/H1}$  als Quotienten aus den  $C_{org}$ -normierten Gehalten eines PAK bzw. PCB in einem Horizont (H2) und dem darüberliegenden Horizont (H1). Die Beziehung zwischen  $e$  und dem  $K_{OW}$ -Wert ist geeignet, den Umfang von Auswaschung, Verflüchtigung oder Abbau einer Substanz zu beschreiben (PICHLER et al., 1996; GUGGENBERGER et al., 1996).

Für die PAK ergibt sich für alle Standorte eine signifikante Korrelation zwischen  $\log e_{opt}$  bzw.  $\log e_{Oh/Of}$  und  $\log K_{OW}$ . Für die PCB korreliert  $\log e_{opt}$  signifikant mit  $\log K_{OW}$  auf 14 Standorten und  $\log e_{Oh/Of}$  mit  $\log K_{OW}$  auf 9 Standorten. Positive Steigungen der Regressionsgeraden spiegeln für beide Substanzklassen die bevorzugte Anreicherung der hydrophoberen Stoffe im Verlauf der Humusumsetzung wider. Die Achsenabschnitte der Regressionsgeraden sind auf allen Standorten für PAK höher als für PCB mit vergleichbarem  $K_{OW}$ -Wert, der Unterschied der  $\log e$  beträgt im Mittel etwa 0,5, was einer etwa dreifach höheren Anreicherung der PAK als der PCB entspricht (Abb. 1).

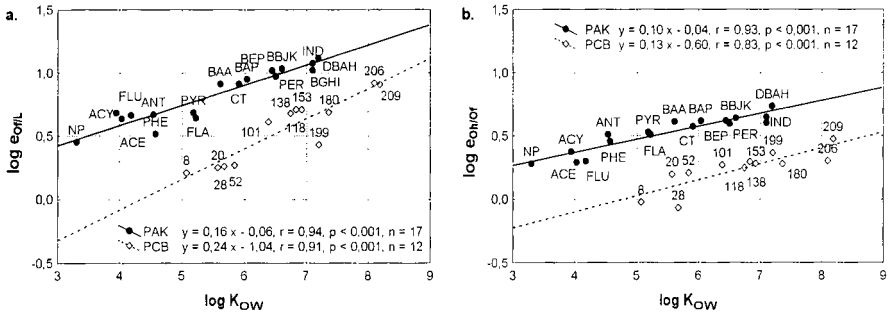


Abb. 1: Zusammenhang zwischen dem  $\log K_{OW}$  und den Mittelwerten der Anreicherungsfaktoren (a.)  $\log e_{opt}$  ( $n = 16$ ) und (b.)  $\log e_{Oh/Of}$  ( $n = 15$ ) für PAK und PCB.

Eine Erklärung für diesen Befund könnte eine höhere Verflüchtigung der PCB aufgrund der höheren Dampfdrücke im Vergleich zu den PAK sein. Eine weitere mögliche Ursache ist die stärkere Sorption der PAK an die organische Bodensubstanz, deren Bioverfügbarkeit, Verflüchtigung und Mobilität damit gegenüber den PCB herabgesetzt wird. Diese Annahme stützen Untersuchungen von CHIOU et al. (1998), die eine stärkere Sorption von PAK im Vergleich zu PCB an Böden fanden. Als Ursache nehmen sie eine höhere Affinität der PAK zu aromatischen Strukturen in der organischen Bodensubstanz über  $\pi$ - $\pi$ -Wechselwirkungen oder eine nähere Anlagerung aufgrund der planaren

Molekülstruktur an. Besonders das Vorliegen hocharomatischer Sorbentien („Ruß“ oder „Black Carbon“), die aus Verbrennungsprozessen stammen, könnten die stärkere Sorption der PAK erklären (GUSTAFSSON et al., 1997). Die PAK werden zudem zum überwiegenden Teil bereits an pyrogene Partikel gebunden eingetragen. MCGRODDY et al. (1996) nehmen an, dass in Sedimenten an eine Rußphase sorbierte PAK erst in einem Zeitraum von Jahrzehnten freigesetzt werden, während PCB deutlicher leichter mobilisierbar sind. Die Bindung an aus der Atmosphäre eingetragene Partikel, von denen sie sehr langsam desorbieren, könnte die stärkere Anreicherung der PAK in der organischen Auflage im Vergleich zu den PCB erklären, die vorwiegend gasförmig eingetragen werden.

Auf drei Standorten ist  $\log e_{0.5/0a} > 0$ , was bedeutet, dass PAK und PCB relativ zu  $C_{org}$  vom Oh-Horizont zu 0-5 cm Tiefe weiter angereichert werden (Abb. 2a). Die Anreicherungsfaktoren schwanken unsystematisch zwischen 0,1 und 0,5 für PAK und PCB und zeigen keine Abhängigkeit vom  $K_{OW}$ . Dies spricht für Bioturbation als dominierendem Transportprozess, die zu keiner Diskriminierung zwischen den Substanzen führt. Auf den anderen 13 Standorten sind die  $\log e_{0.5/0a}$  der meisten PAK und PCB  $< 0$  (Abb. 2b). Die Anreicherungsfaktoren der niedermolekularen PAK und PCB nehmen mit zunehmendem  $\log K_{OW}$  ab. Die Anreicherungsfaktoren der höhermolekularen PAK und PCB unterschieden sich hingegen kaum und sind unabhängig vom  $K_{OW}$ -Wert. Dieses Muster deutet auf eine Verlagerung der besser wasserlöslichen Stoffe mit perkolierendem Wasser hin.

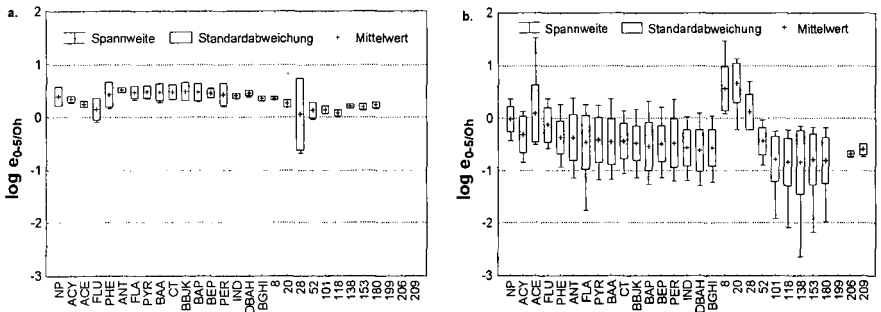


Abb. 2: Anreicherungsfaktoren  $\log e_{0.5/0h}$  der PAK und PCB auf vorwiegend von (a.) Bioturbation ( $n = 3$ ) bzw. (b.) Auswaschung dominierten Standorten ( $n = 13$ ).

Zwischen 0-5 und 15-20 cm Tiefe nehmen die  $C_{org}$ -normierten Gehalte der meisten PAK und PCB deutlich ab (Abb. 3). Allerdings steigen die  $C_{org}$ -normierten Gehalte von NP und PCB 8, 20, 28 und 52 kontinuierlich in der Reihenfolge Oh  $<$  0-5 cm  $<$  15-20 cm an, wie  $\log e_{15.20/0.5} > 0$  anzeigt. Die Anreicherungsfaktoren  $\log e_{0.5/0a}$  und  $\log e_{15.20/0.5}$  der Kongenere 8, 20, 28 und 52 liegen im Mittel höher als diejenigen der PAK mit ähnlichem  $K_{OW}$ , was auf eine stärkere Auswaschung der PCB im Vergleich zu den PAK hindeutet.

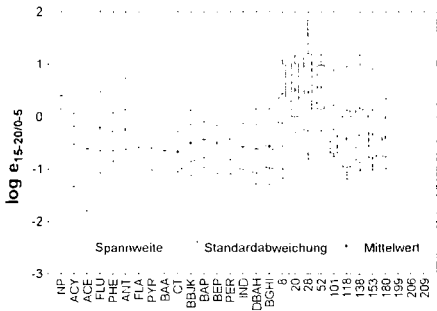


Abb. 3: Anreicherungs-faktoren  $\log e_{15-2000-5}$  der PAK und PCB ( $n = 16$ ).

## 4 Schlussfolgerungen

Der Verbleib von PAK und PCB in Waldböden unterscheidet sich deutlich. Die Anreicherung eines einzelnen PAK vom L- zum Of- bzw. vom Of- zum Oh-Horizont ist etwa dreimal höher als diejenige eines PCB mit ähnlichem  $K_{OW}$ -Wert, was vermutlich auf eine stärkere Verflüchtigung der PCB oder eine stärkere Sorption der PAK an die organische Bodensubstanz zurückgeht.

Die PAK- und PCB-Verteilung im Mineralboden ist Standort-spezifisch und abhängig von der biologischen Aktivität und den Transportbedingungen. Die Anreicherungs-faktoren der PCB 8, 20, 28 und 52 sind im Mittel um den Faktor 10 höher als diejenigen der PAK mit vergleichbaren  $K_{OW}$ -Werten, was auf eine stärkere Tiefenverlagerung der PCB schließen lässt.

## 5 Dank

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung (Az. Ze154/38-1) und dem Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK) für die Nutzung des ASE.

## 6 Literatur

- CHIOU, C.T., S.E. MCGRODDY & D.E. KILE (1998): Partition characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons on soils and sediments. *Environ. Sci. Technol.* 32, 264-269.
- GUGGENBERGER, G., M. PICHLER, R. HARTMANN & W. ZECH (1996): Polycyclic aromatic hydrocarbons in different forest soils: mineral horizons. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 159, 565-573.
- GUSTAFSSON, Ö., F. HAGHSETA, C. CHAN, J. MACFARLANE & P.M. GSCHWEND (1997): Quantification of the dilute sedimentary soot phase: implications for PAH speciation and bioavailability. *Environ. Sci. Technol.* 31, 203-209.
- KRAUSS, M., W. WILCKE & W. ZECH (1999): Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in forest soils: depth distribution as indicator of different fate. *Environ. Pollut.*, in Druck.
- MCGRODDY, S.E., J.W. FARRINGTON & P.M. GSCHWEND (1996): Comparison of the in-situ and desorption sediment-water partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls. *Environ. Sci. Technol.* 30, 172-177.
- PICHLER, M., G. GUGGENBERGER, R. HARTMANN & W. ZECH (1996): Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in different forest humus types. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 3, 24-31.



# Stoffdynamik in überflutungsbeeinflussten Auenlandschaften der Weißen Elster bei Leipzig

A. Krüger, H. Neumeister

## 1. Problemstellung

Die Flußauen als Raum, dessen natürliches Potential historisch durch mehrmalige jährliche Überflutung und damit verbundene Sedimentation von Lockermaterial in Verbindung mit den an diese Standortverhältnisse angepaßte Lebensbedingungen für Flora und Fauna geprägt wurde, sind heute nach jahrhundertelangen Eingriffen durch den Menschen Gegenstand sowohl für die wirtschaftliche Nutzung als auch für Schutz-, Erhaltungs- und Renaturierungsmaßnahmen. Neben forstwirtschaftlichen Maßnahmen sind heute Bestrebungen im Gange, einige Teile der Auenwaldgebiete künstlich durch das jeweilige Fließgewässer zu fluten. Damit soll eine der letzten walddreichen Flußauen Mitteldeutschlands renaturiert werden.

Diese aktuellen Renaturierungsbestrebungen sind aber nach jahrhundertelanger menschlicher Einflußnahme in das sensible Ökosystem mit zahlreichen wirtschaftlichen, ökologischen und hydrologischen Problemen verbunden. Flutungsmaßnahmen dieser Art haben nicht nur auf die Auenvegetation, sondern auch für die Böden und Gewässer der Auen Einfluß. Die Auengebiete wurden insbesondere in den letzten Jahrzehnten durch atmosphärische Stoffeinträge (Flugstäube) und fluviatile Sedimentationsprozesse (Ablagerung von Schwermetallen und organischen Schadstoffen) beeinflusst. Die vor 1990 durch Industrie und Hausbrand eingetragenen atmosphärischen basischen Flugstäube reduzierten sich stufenweise nach dem politischen Wandel, was heute zu einer mit sauren Niederschlägen einhergehenden Absenkung des pH-Wertes und damit zu einer Mobilisierung von eingetragenen anorganischen und organischen Schadstoffen führen kann. Diese können dann auch in unterlagernde Bodenschichten, z.B. durch Transport infolge Bindung an mobilisierfähige Huminsäuren, bis hin ins Grundwasser gelangen. Eine Mobilisierung von eingetragenen umweltrelevanten Stoffen kann des weiteren durch ansteigendes Grundwasser (z.B. nach Rückgang des Braunkohlebergbaus) mobilisiert werden. Diese Änderung der geochemischen Milieubedingungen im Boden einhergehend mit einer zunehmenden Versauerung des Grundwassers kann bei Anhebung des Grundwasserspiegels zur Mobilisierung der Schadstoffe, welche adsorptiv an die Bodenmatrix gebunden sind, führen.

Ausgehend von diesen Problemstellungen wurden folgende Aspekte untersucht:

- Prozesse der Stoffakkumulation im Leipziger Auwald
- Prozesse der Stoffmobilisierung in stadtnahen Auelandschaften und
- Prozesse der Stoffakkumulation und des Stofftransportes durch Huminstoffe.

Auf die Ergebnisse soll im folgenden eingegangen werden.

## 2. Untersuchungsstandorte und Methodik

Das Mobilisierungspotential von anthropogen eingebrachten umweltrelevanten Schadstoffen nach Überflutungsereignissen und Grundwasseranstieg wurde an Standorten des nördlichen Auenwaldes bei Leipzig, LSG Weiße Elster-Luppe-Aue, unmittelbar gegenüber dem Klärwerk Wahren, untersucht (Stahmelner Lachen). Im Überflutungsbereich der Weißen Elster befindet sich eine ehemalige Klärschlammdeponie, die bis 1989 als Klärschlammfläche genutzt wurde. Eine Fläche von ca 3000m<sup>2</sup> ist durch direkte Ablagerung und ca. 6000 m<sup>2</sup> durch Klärschlammreinigung beeinflusst. Weiterhin kam es zur Ablagerung von Flußschlamm der Weißen Elster nach Überflutungsereignissen. Die umliegenden Sumpfflächen stellen einen großflächigen, offenen Auenbereich dar, wie er einmal typisch für das Leip-

ziger Auensystem war. Das ökologische Ziel besteht somit in der Erhaltung dieses überraschend artenreichen Biotops als autotypischen, periodischen Überflutungsbereich mit kleineren Dauerwasserzonen durch eine kontinuierliche Zuführung einer bestimmten Wassermenge der Weißen Elster. Nach Überflutungsereignissen erfolgt allerdings die anthropogene Beeinflussung dieses Untersuchungsstandortes sowohl durch Flußschlämme der Weißen Elster als auch durch Prozesse des Schadstoffauftrages aus der Klärschlammbeeinflußten Fläche. Stattfindende Überflutungsereignisse stehen somit mit einer eventuellen kostenintensiven Sanierung der Klärschlammdeponie im Zusammenhang.

Für die Untersuchungen zu der Akkumulation und der Dynamik von Stoffen in den überflutungsbeflüßten Auenlandschaften der Weißen Elster wurden folgende analytische Methoden und Bewertungsansätze angewandt:

- Analyse der gelösten und partikulären Elementgehalte (Stofffrachten) in den Fließgewässern des Nördlichen Leipziger Auenswaldes,
- Untersuchungen zu dem Stoffaustrag aus den Böden in das Sicker- und Grundwasser: Beprobung von Grundwasserpegeln und Bodensickerwässern,
- Untersuchungen zu Elementgehalten in den Böden und Auensedimenten
- Untersuchungen zur Vertikalverteilung wasserrelativer Metallgehalte durch Elution der Sedimentproben mit destilliertem Wasser nach DIN 38 414 S4,
- Untersuchungen zu pedogenen Bindungsformen von Schwermetallen und Nährstoffen im Boden mittels Sequentieller Extraktionen nach *Zeien und Brümmner* (1989),
- Bewertung der Stoffmobilisierung durch gelöste organische Stoffe. Abtrennung von Huminstoffen aus Böden und Wässern und deren Charakterisierung mit Hilfe der RP-HPLC nach *Krüger et al.* 1998 und Berechnung von konditionellen Komplexstabilitätskonstanten gebildeter Metall-Huminstoffkomplexe.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Die Analyse des Stoffbestandes in den Fließgewässern der Weißen Elster und Nebenarme zeigt die hohe Belastung der Weißen Elster und ihrer Neben- bzw. Zuflüsse mit Ca-, Mg-, K-, Na- Ionen. Diese Anreicherung mit Nährstoffen (Eutrophierung) der Fließgewässer wird verdeutlicht durch eine erhöhte elektrische Leitfähigkeit (zwischen 660 und 1640  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Es wurden kaum Unterschiede der Schadstoffgehalte im Zu- und Abstrombereich des Untersuchungsstandortes Stahmeln Lachen gefunden, jedoch erhöhte Gehalte an organischen Stoffen (TOC), Sulfaten, Nitrit, Fluorid und Nährstoffen im Abstrombereich detektiert, was auf beginnende Mobilisierungsprozesse hindeutet. Die Grund- und Porenwässer, gewonnen aus dem Untersuchungsprofilen besitzen sehr hohe Leitfähigkeiten und Stoffgehalte und weisen so auf stattfindende Stoffausträge hin. Die Prüfwerte der Länderearbeitsgemeinschaft Wasser für Grundwasser werden für Chlorid, Nitrit, Sulfat, Pb, Cd und Cr überschritten. Bemerkenswert hoch wurden die TOC-Gehalte (Total Organic Carbon) in den Sicker- und Grundwässern des Standortes Stahmeln Lachen gefunden (75,39 bis 149,0 mg/l TOC). Die Ausbildung löslicher organischer Komplexe und deren Austrag aus der Bodenzone konnte hier bereits vermutet werden und wurde im Anschluß näher untersucht (s.u.). Die bodenkundliche Charakterisierung der durch Klärschlamm beeinflussten Auensedimente am Untersuchungsstandort Stahmeln Lachen zeigte die hohen Anteile an organischer Substanz (bis zu 50,34%) und schluffig-toniger Bestandteile. Die Ermittlung der Metallgesamtgehalte der Auensedimente wies auf das enorme Belastungspotential dieses Standortes hin: Die LAGA-Prüfwerte (Nutz- und Kulturflächen) werden für die Metalle Pb, Cd, Cr, Cu, Zn weit überschritten. Die Schwermetallgehalte in den Klärschlämmen bilden einen deutlichen Konzentrationsgradienten im Vergleich zu den unterliegenden Auelehmen auf Grund der hohen Sorptionskapazität der organisch-reichen, schluffig-tonigen Klärschlämme. Die Vertikalverteilungen einiger Metalle im Profil (Abb. 1) lassen jedoch beginnende Mobilisierungsprozesse vermuten.

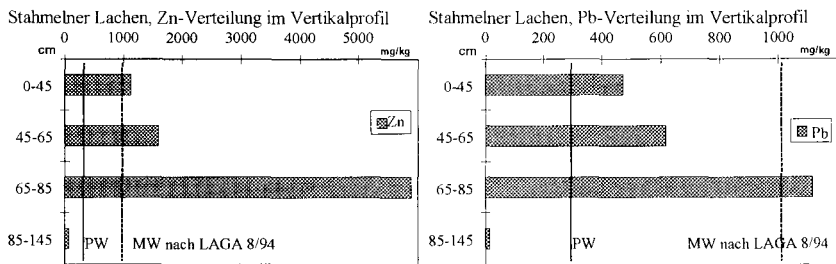


Abbildung 1: Standort Nordaue Leipziger Auwald: Metallgesamtgehalte von Proben aus der Klärschlammdeponie Wahren, unmittelbar im Überflutungsbereich der Weißen Elster. Pb- und Zn-Gehalte in mg/kg. Referenzwert f. landwirtschaftliche Nutzflächen nach LAGA 8/94: Prüfwert (PW) Zn=500 mg/kg; Pb=300 mg/kg, Maßnahmewert (MW) Zn=1000 mg/kg, Pb=1000 mg/kg.

Bohrstockbeprobungen zeigten, daß die Klärschlämme innerhalb des Feuchtbiotops der Stahmelner Lachen nicht durchgängig von anstehenden Auelehmen unterlagert werden, da dieser aufgrund historischen Lehmbaus stellenweise bis zur anstehenden Kiesschicht abgebaut wurde. Das Grundwasser tritt stellenweise an der Oberfläche zu Tage und kann mobilisierfähige Schadstoffe abtransportieren. Die Analyse hinsichtlich Polyzyklischer Aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) mittels RP-HPLC in den S4-Eluaten der Klärschlämme zeigt die enorme Belastung der Klärschlämme mit PAK (Tab.2). Die Prüfwerte der LAWA Empfehlung 10/93 für Bodeneluate werden überschritten und Maßnahmewerte erreicht. Die hohen Gehalte an PAK in den Bodeneluat mit destilliertem Wasser zeigen, daß diese bei Überflutungseignissen und Grundwasseranstieg mobilisiert werden können. Dafür spricht auch, daß im unterliegenden Auelehm in einer Entnahmetiefe von 60-80 cm erhöhte PAK-Gehalte gefunden wurden. Diese werden nach Austrag aus den Klärschlämmen durch hydrophobe Wechselwirkungen an den Tonmineralen reversibel adsorbiert.

PAK	Fl.-Anregung/ Emission [nm]	0-12 cm [µg/l]	12-20 cm [µg/l]	20-60 cm [µg/l]	60-80 cm [µg/l]
Naphtalin	275/350	8	19	-	28
Acenaphten	275/350	10	49	1	7
Fluoren	275/350	32	61	47	21
Phenanthren	275/350	18	186	13	19
Anthracen	260/420	-	30	-	-
Fluoranthen	270/440	26	11	3	7
Pyren	270/440	6	14	2	2
Benzo(a)anthracen	260/420	10	17	1	0,2
Chrysen	260/420	20	16	1	0,2
Benzo(b)fluoranthen	290/430	20	19	1	0,2
Benzo(k)fluoranthen	290/430	10	9	1	0,2
Benzo(a)pyren	290/430	14	24	1	1
Dibenzo(ah)anthracen	290/430	22	16	1	0,2
Benzo(ghi)perylen	290/430	18	16	1	1
Indeno(1,2,3)pyren	250/500	18	10	-	-
Maßnahmewert für Bodeneluate nach LAWA 10/93 (PAK gesamt)			MW: 2 µg/l (Prüfwert: 0,2 µg/l)		

Tabelle 2: PAK-Gehalte in den Eluaten der Klärschlämme mit destilliertem Wasser nach DIN S4. Hier Ermittlung der 15 PAK nach US-EPA mit RP-HPLC an RP-C18-Säulen (240 mm x 4mm, 5µm i.D.), Säulenthomothermung 20°C, Gradientenelution mit Acetonitril/Wasser, zeitgesteuerte Fluoreszenzdetektion. Angabe der wasserreluierbaren PAK aus verschiedenen Entnahmehorizonten eines Untersuchungsprofils innerhalb des Klärschlammbeckens, in µg/l.

Um die Mobilisierfähigkeit der akkumulierten Schadstoffe abzuschätzen, wurden Elutionen mit destilliertem Wasser (DIN 38 414, S4) und sequentielle Extraktionen zur Ermittlung der Metallbindungsformen durchgeführt. Die Ergebnisse der Bodeneluate und sequentiellen Extraktionen (Abb.2) zeigen, daß auch an dieser Stelle die Prüf- und Maßnahmewerte der LAWA- Empfehlung 10/93 insbesondere für die Metalle Pb, Zn, Cu und Cr weit überschritten werden und die Metalle in hohen Anteilen mobilisierfähig vorliegen. Die hohen Gehalte an Schadstoffen werden nicht nur in den Klärschlämmen (0-12 cm), sondern auch in den unterliegenden Auelehmen (60-120 cm) ab einer Entnahmetiefe von 60-120 cm quantifiziert.

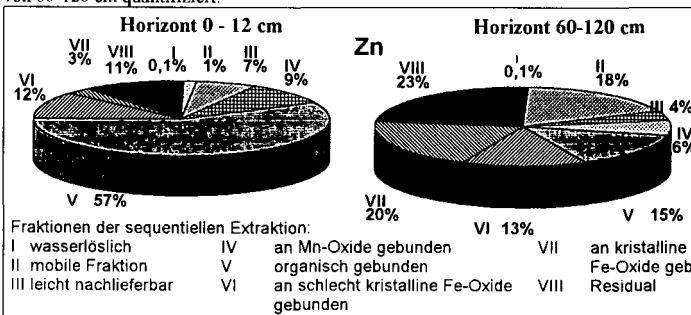


Abb. 2: Zn-Bindungsformen (in %) im Klärschlamm (0-12 cm) und Auelehm (60-120 cm) des Untersuchungsprofils innerhalb des Klärschlammbeckens, ermittelt durch sequentielle Extraktion (modif. nach Zeien und Brümmner 1989).

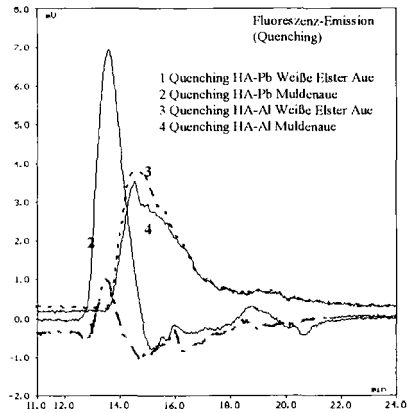
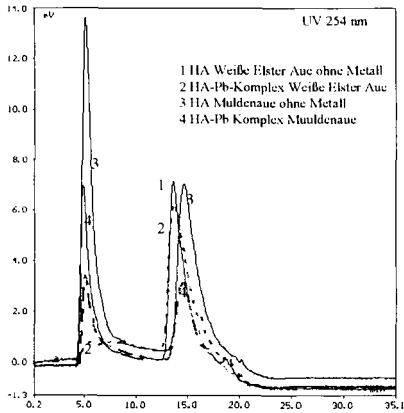


Abbildung 3a

Abbildung 3b

Abbildung 3a: Fraktionierung von Huminstoffen (0,25 g/l) und deren Al- und Pb-Komplexen ( $M_{\text{total}} = 0,75 \text{ g/l}$ ) (pH 7,0,  $I=0,1$ ) durch RP-HPLC, RP-C18 Säule, Machery Nagel, 1000 A, 7  $\mu\text{m}$ . Hier Detektion bei 254 nm. Gradientenelution mit K-Formiat (pH 7,5) und Acetonitril. Sammlung der Fraktionen F0 bis F4 und Quantifizierung der enthaltenen Metallanteile durch AAS. Abbildung 3b: Fluoreszenzquenching-Messungen gebildeter Metall-Huminstoffkomplexe. Chromatographie- und Bildungsbedingungen entsprechend Abbildung 3a.

Das Mobilisierungspotential durch partikuläre Stofftransportprozesse wurde ebenfalls bei Betrachtung der Schadstoffausbreitung im Abstand von dem Rand des Klärschlammbeckens offenbar. Die Grundwasserstände des Untersuchungsobjektes liegen im Einflußbereich der Weißen Elster und Luppe. Infolge jährlich mehrfacher Überschwemmungen erfolgt ein Sedimentausttrag aus der Deponie radially um diese. Mittels sequentieller Extraktionen wurden beträchtliche Metallanteile in der organisch gebundenen Fraktion gefunden (15-57 %) detektiert. Aus den Auensedimenten isolierte Huminstoffe zeigen ebenfalls hohe Anteile gebundener Metalle. Der partikuläre Transport von Metallen in Form von kolloidalen Huminstoffkomplexen und deren Sedimentation kann somit vermutet werden und wurde mittels chromatographischer Auftrennungen isolierter Huminstoffe und deren gebildeter Metallkomplexe bestätigt (Abbildung 3):

Auftretende huminstoffgebundene Metalle (Pb, Al) in den HPLC-Fractionen von Huminsäuren, isoliert aus Flußauen der Weißen Elster und im Vergleich der Mulde, wurden mittels Flammen-AAS quantifiziert (Abb. 3a). In einem zweiten Schritt erfolgte die Zugabe definierter Metallionenkonzentrationen (Ausbildung von Metall-Huminstoffkomplexen) und die Berechnung der Komplexstabilitätskonstanten sowohl aus den AAS-Messungen der aufgetrennten, gesammelten RP-HPLC-Fractionen als auch aus der Veränderung der Fluoreszenzintensitäten (Quenching) (Abb. 3b) der RP-Chromatogramme. Die Quantifizierung der huminsäuregebundenen Metalle lieferte je nach Herkunft der isolierten Huminstoffe unterschiedliche Metallgehalte in den einzelnen Fractionen der Chromatogramme. Es wurden 9,7 bis 38 % HS-gebundener Pb-Anteil und bis zu 38,5% HA-gebundener Al-Anteil in den aufgetrennten RP-Fractionen quantifiziert. Die Stabilität definiert gebildeter, gepufferter HS-Metallkomplexe (1:3 Komplex, pH 7, Ionenstärke =0,1) konnte durch die Berechnung der konditionellen Komplexstabilitätskonstanten beschrieben werden : Die AAS-Messungen der huminsäuregebundenen (RP-HPLC- Fractionen) und freien Metallanteile (Background) lieferten Werte für  $\log k$  (1:3-Pb-Komplex, HA Weiße Elster Aue) von 3,98 bis 4,91 und  $\log k$  (1:3-Al Komplex, HA Weiße Elster Aue) von 4,28 bis 5,53. Vergleichende Betrachtungen einer aus der Muldenaue isolierten Huminsäure lieferte Werte für  $\log k$  (1:3-Pb-Komplex, HA Muldenaue) von 7,94 bis 8,89 und  $\log k$  (1:3-Al Komplex, HA Muldenaue) von 3,91 bis 4,25. Parallel ermittelte Komplexstabilitätskonstanten aus der Veränderung der Fluoreszenzintensität (Quenching) (Abb. 3b) der RP-Chromatogramme standen dazu in guter Übereinstimmung. Ein gleiches Metall als Zentralatom für gebildete Pb- bzw. Al-HA-Komplexe quencht die RP-Chromatogramme verschiedener Huminsäuren in ähnlicher Weise, eine Verschiebung der Peakmaxima wird für unterschiedliche Metalle (hier Pb/Al) für Huminsäuren verschiedener Genese gefunden.

#### 4. Literatur

Zeien, H., Brümmer, G.W. (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden. Mitteilung. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 59, 1:505-510.  
 Krüger, A., Schneider, B., Neumeister, H. (1998e): Determining of structural properties of humic substances by means of RP-HPLC. Proceedings of the 16th World Congress of Soil Sciences 20.-26.08.1998, Montpellier (France).

# VERTIKALE VERTEILUNG VON RADIOCAESIUM IN VERSCHIEDENEN BÖDEN UNTER FICHTEN - KIEFERN - MISCHWALD

S. Kruse - Irmer, C. v. Waldthausen & L. Gianì

## Einleitung

Als Folge des Reaktorunfalls in Tschernobyl am 26.4.1986 gelangten in kurzer Zeit große Mengen anthropogener Radionuklide in die Umwelt und führten zu einer Kontamination der Böden. Von besonderer Bedeutung sind dabei die Radionuklide mit langen physikalischen Halbwertszeiten, wie  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{90}\text{Sr}$ . Aufgrund der damaligen Witterungslage war der bayerische Raum südlich der Donau und der Südosten Baden-Württembergs besonders betroffen.

Nach wie vor werden hohe Aktivitäten von  $^{137}\text{Cs}$  in den Oberböden und insbesondere in den Auflagen von Waldböden dieser Regionen gemessen.

Es stellt sich somit die Frage nach der Assoziation von  $^{137}\text{Cs}$  an die geobiochemischen Bodenphasen und insbesondere an die org. Phase, die bisher als eher unbedeutend angesehen wurde.

Im folgenden werden die Ergebnisse der vertikalen Verteilung von  $^{137}\text{Cs}$  in drei verschiedene Böden unter Kiefer-Fichtenbestand in Bayern, sowie erste Ergebnisse zur sequentiellen Extraktion von org. Material zur Ermittlung der  $^{137}\text{Cs}$ - Bindungsformen dargestellt.

## Material und Methoden

Beprobte wurden ein Übergangsniedermoor, eine Braunerde und eine Podsol-Braunerde unter Fichten-Kiefern-Mischwald. Die Standorte befinden sich im Schönramer Filz (Lkr. Berchtesgader Land), im Mühlendorfer Hart (Lkr. Mühldorf a. Inn) und im Manteler Forst (Lkr. Weiden i.d.Opf.), resp..Die Beprobung erfolgte auf einer Fläche von ca. 50 m<sup>2</sup> nach Aufnahme von 5 Profilen.

Die Bestimmung der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität erfolgte an luftgetrocknetem Feinboden. Die  $\gamma$  - spektrometrische Messung wurde mit einem Reinst-Germanium-Detektor und Multi-Channel-Analyzer durchgeführt.

Bezugsdatum für die Aktivität war der 6.8.98.

Die sequentielle Extraktion der Auflagehorizonte wurde mit einem Boden - Extraktionsmittelverhältnis von 1 : 10 wie folgt durchgeführt:

1. Fraktion: Gleichgewichtsbodenlösung nach Schlichting et al. (1995)
2. Fraktion: Extraktion mit 1M NH<sub>4</sub>-Acetat nach Bunzl et al. (1997)
3. Fraktion: Extraktion mit 0,025 M EDTA nach Zeien & Brümmer (1989)
4. Fraktion: Extraktion mit 30 % H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> nach Tessier et al. (1979)
5. Fraktion: Rest

Die Fraktionen 1 und 2 werden im folgenden als austauschbare, die Fraktionen 3 und 4 als organisch gebundene und die 5. Fraktion als persistent gebundene Fraktion bezeichnet.

### Ergebnisse

Einige ausgewählte bodenkundliche Kenndaten sind in Tab. 1 aufgeführt.

Tab.1: Ausgewählte Eigenschaften der untersuchten Böden

Bodentyp	Horizont	Tiefe	pH	C <sub>org.</sub>	Ton	KAK
		[cm]	[CaCl <sub>2</sub> ]	[%]	[%]	[cmol <sub>c</sub> · kg <sup>-1</sup> ]
Übergangsniedermoor	L	+ 5	4,2	55,7	n.b.	90,4
	Oh-Of	+ 3	3,1	54,3	n.b.	109,4
	uH	40	3,0	58,2	n.b.	56,6
Braunerde	Oh-Of	+3	3,2	50,2	n.b.	69,9
	Ah	8	3,1	9,2	14,1	38,0
	Bv	45	4,0	0,6	18,6	14,1
Podsol-Braunerde	L	+13	3,9	51,5	n.b.	67,6
	Oh-Of	+8	3,3	45,7	n.b.	119,7
	Ahe	17	3,6	4,6	4,5	21,9
	Bv	50	3,9	0,6	3,2	8,2

n.b. : nicht bestimmt

Tab.2: Vertikale Verteilung von <sup>137</sup>Cs in den untersuchten Böden

Tiefe	Übergangsniedermoor	Braunerde	Podsol-Braunerde
[cm]	[Bq · m <sup>-2</sup> · cm <sup>-1</sup> ]	[Bq · m <sup>-2</sup> · cm <sup>-1</sup> ]	[Bq · m <sup>-2</sup> · cm <sup>-1</sup> ]
L	417,0 ± 4,6	- ± -	399,0 ± 9,6
Oh-Of	547,0 ± 19,6	638,0 ± 6,5	228,0 ± 3,6
0-2	120,0 ± 7,6	2850,4 ± 25,2	300,4 ± 19,9
2-4	104,2 ± 4,3	850,1 ± 13,3	116,3 ± 6,1
4-6	97,0 ± 2,8	621,6 ± 8,9	45,2 ± 3,8
6-10	60,1 ± 2,3	63,8 ± 4,0	46,9 ± 2,7
10-15	33,6 ± 2,2	60,2 ± 5,7	16,1 ± 1,0
15-20	48,6 ± 3,8	44,1 ± 2,5	29,8 ± 2,4
20-25	42,2 ± 3,1	36,5 ± 3,1	15,4 ± 1,1
25-30	41,7 ± 0,8	33,7 ± 1,4	9,7 ± 0,6
30-40	66,6 ± 6,5	n.b. ± n.b.	< 5,6 ± n.b.
40-50	18,6 ± 1,0	n.b. ± n.b.	n.b. ± n.b.

Die gemessenen <sup>137</sup>Cs- Aktivitäten lagen im Bereich von 9,7 – 2850 Bq · m<sup>-2</sup> · cm<sup>-1</sup> (Tab.2).

Ein Vergleich der verschiedenen Bodentypen zeigt, daß <sup>137</sup>Cs im Übergangsniedermoor in größere Tiefen verlagert wurde und auch eine gleichmäßigere vertikale Verteilung im Profil aufwies.

Im Gegensatz zur Podsol-Braunerde und zum Übergangsniedermoor wurden die höchsten  $^{137}\text{Cs}$  - Aktivitäten in der Braunerde in den obersten 6 cm des Mineralbodens gemessen (Abb. 1).

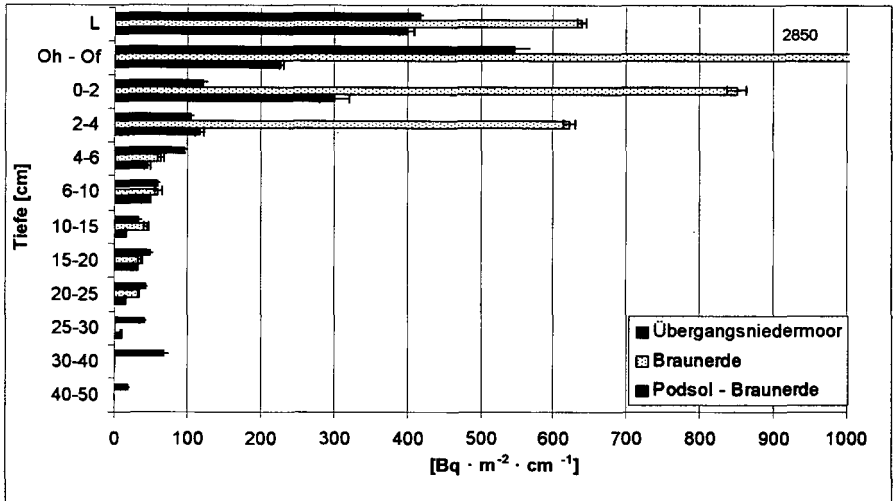


Abb.1: Vertikale Verteilung von  $^{137}\text{Cs}$  in den untersuchten Böden

In den Auflagehorizonten waren 53-89 % der Gesamt- $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität lokalisiert, während in den oberen 30 cm der Mineralböden 18,9 – 47,2 % und in den oberen 50 cm des Torfes 11,1 % der  $^{137}\text{Cs}$  - Aktivität gemessen wurden (Abb.2).

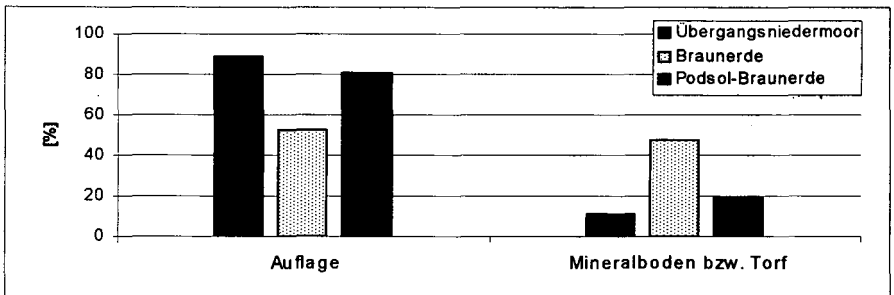


Abb.2: Mittlere prozentuale Verteilung der  $^{137}\text{Cs}$  - Aktivität in der Auflage und im Mineralboden (bis 30 cm Tiefe) bzw. Torf (bis 50 cm Tiefe)

Die Ergebnisse der sequentiellen Extraktion der Auflagehorizonte zeigen, daß nur ein geringer Teil des  $^{137}\text{Cs}$  in austauschbarer ( 4,5-28,5 %) und organisch gebundener Form (3,1-10,7 %) vorliegt. Der überwiegende Teil des  $^{137}\text{Cs}$  (60,8 – 92,4 %) liegt in persistent gebundener Form vor (Abb. 3).

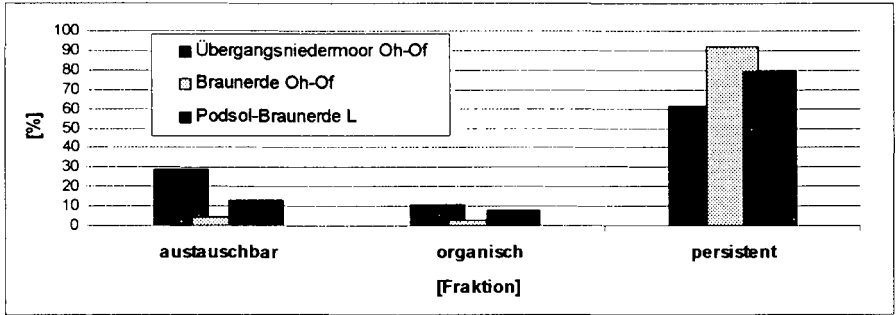


Abb. 3: Prozentuale Verteilung der sequentiell extrahierten Fraktionen der Auflagehorizonte

### Diskussion

Die Ergebnisse zeigen, daß über 50 % des  $^{137}\text{Cs}$  in den Auflagehorizonten lokalisiert ist. Der hohe Anteil an persistent gebundenen  $^{137}\text{Cs}$  in den Auflagehorizonten deutet auf eine Inkorporation von  $^{137}\text{Cs}$  in nicht abgebaute pflanzliche Biomasse und/oder eine Festlegung an mineralische Komponenten hin. Somit kann eine Verlagerung von  $^{137}\text{Cs}$  aus der Auflage in den Mineralboden bzw. Torf nur sehr langsam stattfinden.

Die höheren  $^{137}\text{Cs}$  – Aktivitäten in den obersten cm der Mineralböden ist vermutlich auf die höhere spezifische Sorptionskapazität aufgrund höherer Tongehalte in diesen Böden zurückzuführen.

Die größere Tiefenverlagerung von  $^{137}\text{Cs}$  im Übergangsniedermoor liegt vermutlich in der überwiegend unspezifischen Sorption von  $^{137}\text{Cs}$  an der organischen Substanz begründet.

### Zusammenfassung

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Die vertikale Migration von  $^{137}\text{Cs}$  ist sowohl aus den Auflagen von Waldböden in die darunterliegenden Mineralböden bzw. Torfe, als auch aus den Ober- in die Unterböden gering.
- Der überwiegende Anteil von  $^{137}\text{Cs}$  in den Auflagehorizonten liegt in persistent gebundener Form vor.

### Literatur

- **Bunzl, K.; W. Schimmack; M. Belli & M. Riccardi (1997):** Sequential Extraction of Fallout Radiocesium from the Soil: Small Scale and Large Scale Spatial Variability. *J. Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 226, No 1-2, 47-53.
- **E. Schlichting; H.P. Blume & K. Stahr (1995):** Bodenkundliches Praktikum. Pareys Studentexte 81, Blackwell-Wissenschaftsverlag Berlin-Wien
- **Tessier, A.; P.G.C. Campbell & M. Bisson (1979):** Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particular Trace Metals. *Anal. Chemistry* 51 No. 7, 844 – 850.
- **Zeien, H. & G.W. Brümmer (1989):** Chemische Extraktion zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. *Mit. Dtsch. Bodenk. Ges.* 59 / 1, 505-510.



## Phytoremediation of Thallium from Contaminated Soils

von

KURZ, H. <sup>1</sup>, SCHULZ, R. <sup>2</sup>, RÖMHELD, V. <sup>2</sup>

### 1. INTRODUCTION

Phytoremediation could be one way to decontaminate soils, which are contaminated with heavy metals as a result of industrial activities. In contrast to other heavy metals, such as cadmium or zinc, phytoremediation of soils contaminated with thallium (Tl) appears to be more feasible because of the high Tl uptake and removal capacity of some plant species.

### 2. MATERIALS AND METHODS

Field and pot experiments were conducted from 1994 to 1997 to investigate Tl uptake and removal capacity of 26 agricultural and horticultural plant species on a soil contaminated with Tl by deposits from a cement plant (aqua regia-extractable Tl: 1.4 mg kg<sup>-1</sup> soil; NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-extractable Tl: 140 mg kg<sup>-1</sup> soil).

### 3. RESULTS

Most cultivated plant species have Tl concentrations less than 1 mg Tl kg<sup>-1</sup> DM and remove up to 3 g Tl ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Only spring rape and kale (*Brassicaceae*) particularly, remove relatively high amounts of Tl.

<sup>1</sup> Landesanstalt für landwirtschaftliche Chemie (710), <sup>2</sup> Institut für Pflanzenernährung (330), Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart, Germany

In contrast to spring rape cultivars, which show only slight differences in Tl uptake (Figure 1), Tl concentration in kale cultivars differ by a factor of 10 (Figure 2): One group of cultivars has Tl concentration less than 1 mg Tl kg<sup>-1</sup> DM. In the other group, Tl concentration exceeds 6 mg Tl kg<sup>-1</sup> DM and is as high as 12 mg Tl kg<sup>-1</sup> DM.

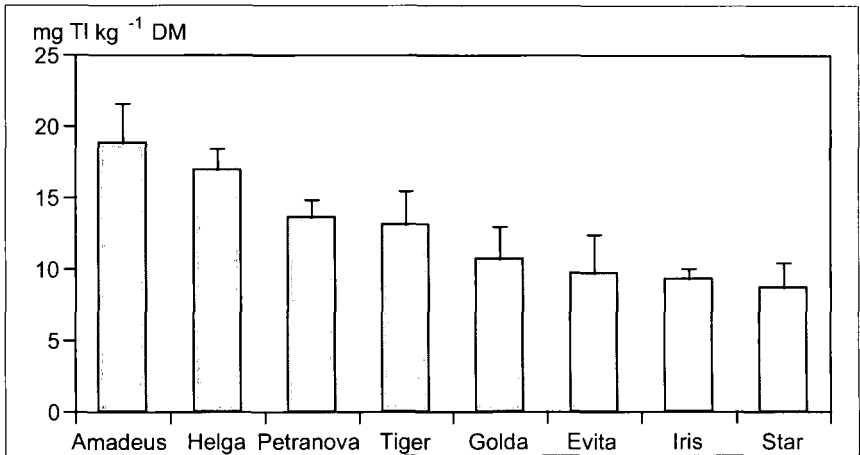


Fig. 1: Tl concentration of the shoots of eight spring rape genotypes (field experiment 1997).

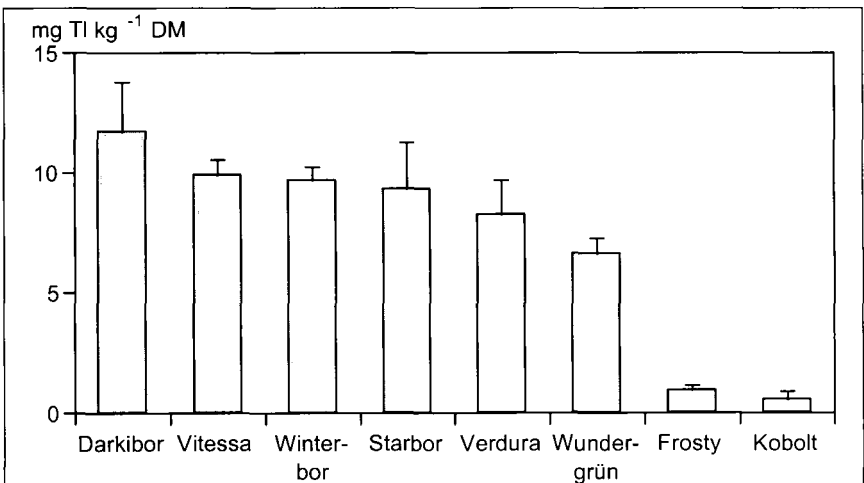


Fig. 2: Tl concentration of the shoots of eight kale genotypes (field experiment 1997).

Depending on preculture, spring rape removes 135-300 g Tl ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, while kale accumulates 60-135 g Tl ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> in biomass. Cultivating both plant species in one vegetation period, the removal capacity increases to 200-435 g Tl ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (i.e. 3.6-8% of the aqua regia-extractable amount of Tl in the soil; Table 1).

Tab. 1: Tl-concentration, dry matter yield and Tl-removal rate by spring rape and kale after two years of cultivation and percentage of total amount of Tl in the soil (field experiment 1995/96).

	Tl-concentration (g t TS <sup>-1</sup> )	Dry matter yield (t ha <sup>-1</sup> )	Tl-removal rate (g ha <sup>-1</sup> )	% of total amount of Tl (5.460 g Tl ha <sup>-1</sup> )
Spring rape after fallow (whole shoot)	42.0	7.1	298.2	5.5%
Spring rape after spring rape (whole shoot)	18.6	7.3	135.8	2.5%
Kale after spring rape and fallow (shoots)	17.1	7.8	133.4	
(stems)	1.1	1.8	2.0	
whole shoot			135.4	2.5%
Kale after two cultivations of spring rape (shoots)	9.1	6.5	59.2	
(stems)	0.8	1.2	1.0	
whole shoot			60.2	1.1%

As shown in additional pot experiments, repeated cultivation of kale results in a decrease of the dry matter yield as well as Tl-concentration in shoots. As a consequence, Tl-removal rate decreases (Figure 3). This has to be considered, if the time needed for decontamination is assessed.

Soil analyses have shown, that there is no relation between the concentration of the plant available Tl-binding forms in the soil, as determined with sequential extraction (Zeien and Brümmer, 1989), and the Tl-removal rate of kale (data not shown).

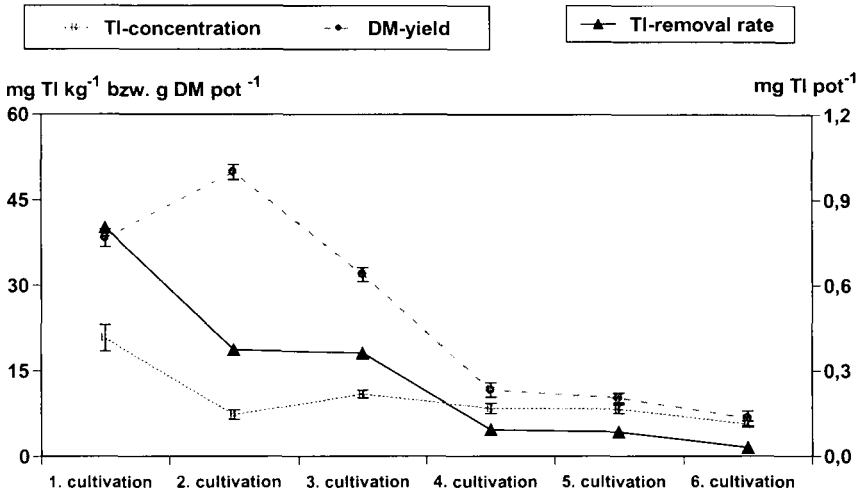


Fig. 3: TI-concentration, dry matter yield and TI-removal rate by kale after six consecutive cultivations (pot experiment 1997).

#### 4. SUMMARY

Due to the high TI uptake and removal capacity of summer rape and kale, phytoremediation of soils contaminated with thallium should be feasible over a relatively short period of time.

#### 5. LITERATURE

- Kurz, H., R. Schulz and V. Römheld (1997): Phytoremediation of Thallium and Cadmium from Contaminated Soils - Possibilities and Limitations. Tokyo, Japan: Council for Promotion of Utilisation of Organic Materials (C.P.U.O.M.). Sept. 1997: 120-132.
- Kurz, H., R. Schulz and V. Römheld (1999): Selection of cultivars to reduce the concentration of cadmium and thallium in food and fodder plants. *J. Plant. Nutr. Soil Sci.*, 162, 323-328.
- Zeien, H. and G.W. Brümmer (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 59/1, 505-510.

# **Bestimmung von heißwasserlöslichem Kohlenstoff und Stickstoff mittels multi-NC-Analysator - Methodenvergleich frischer und tiefgefrorener Proben -**

Landgraf, D., H. Hoffmann und F. Makeschin \*

\* Institut für Bodenkunde und Standortslehre der Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften der TU-Dresden

## **Einleitung und Zielstellung**

Untersuchungen von Böden aus Dauerversuchen ergaben, dass der  $C_{org(HWL)}$  besonders gut für die Darstellung des Versorgungsgrades der Böden mit organischer Substanz geeignet ist (Körschens et al., 1990). Die heißwasserextrahierbare C-Fraktion wird als die am leichtesten umsetzbare Komponente im Kohlenstoffkreislauf angesehen (Schulz, 1990). Dies gilt auch für den heißwasserextrahierbaren Stickstoff. Von besonderem Interesse für die Ökosystemforschung sind dabei die vielfältigen Umwandlungsprozesse, welche die einzelnen C- und N-Fractionen im Boden miteinander verknüpfen. Erkenntnisse über den Ablauf solcher Prozesse sind von großer Bedeutung für die Landwirtschaft und den gesamten Naturhaushalt (Schwäbisch Haller Denkschrift, 1994), sowie für die Modellierung der C- und N-Dynamik im Boden (Franko, 1989; van Veen, 1993). Daher ist die Genauigkeit solcher Messungen von großer Bedeutung. Ziel dieser Studie war der Vergleich von frischen Bodenextrakten (Messung am Tag der Extraktion) mit mindestens 14 Tage bei  $-17^{\circ}C$  gelagerten und aufgetauten Bodenextrakten. Mit Hilfe der multiplen Regression sollte festgestellt werden, ob beide Verfahren zu vergleichbaren Ergebnissen führen, bzw. ob die aus der Regressionsgleichung erzielten Korrekturfaktoren zu einer ausreichend genauen Ergebnisparallelität führen.

## **2. Material und Methoden**

### **2.1 Probenaufbereitung**

Zur Bestimmung des heißwasserlöslichen C und N wurde der Boden feldfrisch auf 2 mm gesiebt, anschließend bei  $65^{\circ}C$  getrocknet und bis zur Analyse gelagert. Von diesen Proben wurden 40 g in einen Rundkolben (250 ml) eingewogen und mit 200 ml dest. Wasser versetzt. Diese Bodensuspension wurde zum Sieden gebracht und unter Rückflußkühlung 60 min gekocht. Zur

Vermeidung von Verdunstungsverlusten wurden die Kolben nach dem Aufschluß sofort mit Gummistopfen verschlossen und in einem Wasserbad auf 20 °C abgekühlt. Danach wurden die Extrakte mit 4 Tropfen  $MgSO_4$  versetzt und 10 min bei 4.000 U/min zentrifugiert. In einem Aliquot dieser Lösung wurde die heißwasserlösliche C- und N-Fraktion mittels multi-NC-Analysator bestimmt. Die andere Teilprobe wurde bei -17 °C für mindestens 14 Tage eingefroren. Nach dem Auftauen bei 7 °C im Kühlschrank und einer Anpassung der Proben auf Raumtemperatur wurde die klare Lösung vom Niederschlag dekantiert und entsprechend des anderen Aliquotes analysiert.

## 2.2 Prinzip der Messung

Zur Bestimmung von  $C_{org(HWL)}$  und  $N_{t(HWL)}$  wurde der multi-NC-Analysator der Firma Analytik Jena GmbH verwendet. Die Messung erfolgt nach folgendem Prinzip: Ein Aliquot des Extraktes wird mittels automatischen Probengeber hochpräzise dosiert und in einen Hochtemperaturofen überführt. Unter Ceroxideinwirkung bei 850 °C erfolgt im Sauerstoffstrom die Pyrolyse und Oxidation der Probe. Der Sauerstoff dient sowohl als Oxidationsmittel als auch als Trägergas für die Reaktionsprodukte  $NO/NO_x$  und  $CO_2$ . In einer Kondensationsschleife werden die Reaktionsprodukte vorentwässert und feingetrocknet. Anschließend wird das entstandene  $NO/NO_x$ -Gasmisch in reines NO umgewandelt, welches mit Ozon zu Stickstoffdioxid in angeregtem Zustand reagiert. Dieses bildet unter Abgabe von Licht spontan  $NO_2$  im energiearmen Zustand. Die dabei abgegebene Strahlungsenergie ist der ursprünglichen NO-Konzentration proportional. Die Bestimmung der Strahlungsenergie erfolgt anschließend quantitativ mittels Chemolumineszenzdetektor. Das gebildete  $CO_2$  wird mit einem IR-Detektor spektrometrisch bestimmt.

## 3. Ergebnisse

Hervorgerufen durch das Einfrieren der Bodenlösung kam es nach dem Auftauprozeß zu einem Ausflocken von Bodenkolloiden in der Suspension. Dadurch bedingt wurden in den bei -17 °C gelagerten Proben geringere  $C_{org(HWL)}$ - und  $N_{t(HWL)}$ -Konzentrationen gemessen als in den sofort gemessenen Aliquoten. Die Unterschiede waren beträchtlich und gliederten sich entsprechend der vier untersuchten Tiefenstufen wie folgt:

0-10 cm	-25 % bei $C_{org(HWL)}$ ,	-25% bei $N_{t(HWL)}$ .
10-30 cm	-28 % bei $C_{org(HWL)}$ ,	-25% bei $N_{t(HWL)}$ ,
30-60 cm	-32 % bei $C_{org(HWL)}$ ,	-31% bei $N_{t(HWL)}$ ,
60-100 cm	-30 % bei $C_{org(HWL)}$ ,	-18% bei $N_{t(HWL)}$ .

Auf der Grundlage von je 60 Stichproben pro Tiefenstufe einer Sandbraunerde wurden die folgenden Regressionsmodelle für den  $\text{Corg}_{(\text{HWL})}$  (A) und den  $\text{Nt}_{(\text{HWL})}$  (B) aufgestellt ( $p \leq 0,001$ ):

- (A)  $\text{Corg}_{(\text{HWL})}\text{-frisch} = 14,957 + 1,1568 \times \text{Corg}_{(\text{HWL})}\text{-frost}; \quad r = 0,873^{***}$   
 $\text{Corg}_{(\text{HWL})}\text{-frisch} = 10,410 + 1,1883 \times \text{Corg}_{(\text{HWL})}\text{-frost}; \quad r = 0,914^{***}$   
 $\text{Corg}_{(\text{HWL})}\text{-frisch} = 0,31314 + 1,4534 \times \text{Corg}_{(\text{HWL})}\text{-frost}; \quad r = 0,917^{***}$   
 $\text{Corg}_{(\text{HWL})}\text{-frisch} = 0,42853 + 1,2709 \times \text{Corg}_{(\text{HWL})}\text{-frost}; \quad r = 0,906^{***}$

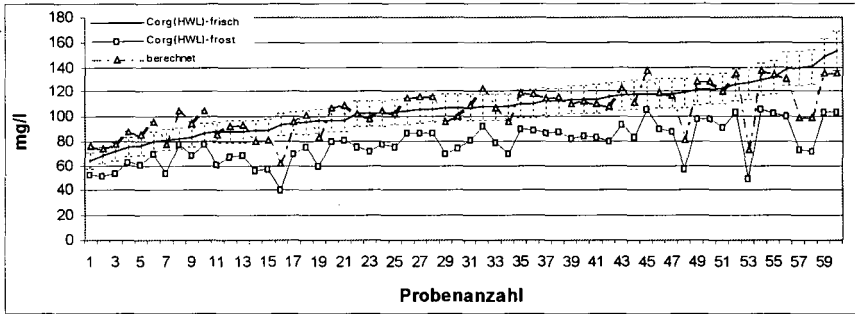


Abb. 1: Vergleich der Konzentration von  $\text{Corg}_{(\text{HWL})}\text{-frisch}$ ,  $\text{Corg}_{(\text{HWL})}\text{-frost}$  und  $\text{Corg}_{(\text{HWL})}\text{-berechnet}$  für die Tiefenstufe von 0-10 cm

- (B)  $\text{Nt}_{(\text{HWL})}\text{-frisch} = 2,3007 + 1,0665 \times \text{Nt}_{(\text{HWL})}\text{-frost}; \quad r = 0,805^{***}$   
 $\text{Nt}_{(\text{HWL})}\text{-frisch} = 1,5682 + 1,1200 \times \text{Nt}_{(\text{HWL})}\text{-frost}; \quad r = 0,878^{***}$   
 $\text{Nt}_{(\text{HWL})}\text{-frisch} = 0,09619 + 1,3639 \times \text{Nt}_{(\text{HWL})}\text{-frost}; \quad r = 0,912^{***}$   
 $\text{Nt}_{(\text{HWL})}\text{-frisch} = 0,04632 + 1,0789 \times \text{Nt}_{(\text{HWL})}\text{-frost}; \quad r = 0,970^{***}$

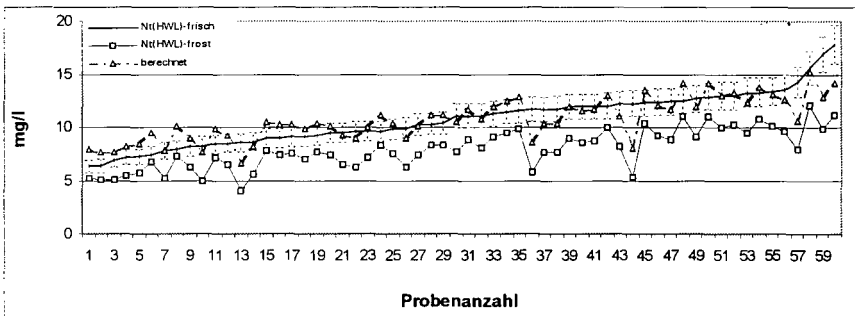


Abb. 2: Vergleich der Konzentration von  $\text{Nt}_{(\text{HWL})}\text{-frisch}$ ,  $\text{Nt}_{(\text{HWL})}\text{-frost}$  und  $\text{Nt}_{(\text{HWL})}\text{-berechnet}$  für die Tiefenstufe von 0-10 cm

Die Anwendung dieser Regressionsmodelle führte bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 10 % zu folgenden Wiederfindungsquoten:

Tiefenstufe	C <sub>org(HWL)</sub>	N <sub>t(HWL)</sub>
0-10 cm	72 %	65 %
10-30 cm	67 %	58 %
30-60 cm	47 %	35 %
60-100 cm	42 %	78 %

#### 4. Zusammenfassung

Der Vergleich von Probenaliquoten, welche sofort (frisch) bzw. nach der Lagerung bei -17 °C (frost) gemessen wurden, verdeutlicht, daß die Konzentrationen an C<sub>org(HWL)</sub> und N<sub>t(HWL)</sub> in letzteren erheblichen Schwankungen unterlagen. Aufgrund der hohen Streuung und der z. T. sehr geringen Wiederfindungsraten von C und N können Regressionsmodelle für die Korrektur tiefgefrorener Bodenextrakte nicht angewendet werden. Zur quantitativen Bestimmung des heißwasserlöslichen C und N in Böden ist deshalb die Messung der Bodenextrakte im frischen Zustand erforderlich.

#### LITERATUR:

- FRANKO, U. (1989): C- und N-Dynamik beim Umsatz organischer Substanzen im Boden. Berlin. Akad. Landwirtsch.-Wiss., Dissertation
- KÖRSCHENS, M., SCHULZ, E., BEHM, R. (1990): Heißwasserlöslicher C und N im Boden als Kriterium für das N-Nachlieferungsvermögen. Zbl. Mikrobiol. Jena 145: 305-311
- SCHULZ, E. (1990): Die heißwasserextrahierbare C-Fraktion als Kenngröße zur Einschätzung des Versorgungszustandes der Böden mit organischer Substanz. Tag.-Ber., Akad. Landwirtsch.-Wiss., Berlin 295: 269-275
- VAN VEEN, J. A. (1994): Modelle zum Stickstoff im Boden: Betrachtungen zum Stand der Forschung. In Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft 207 Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Band 5 Nährstoffhaushalt, S. 158-170
- SCHWÄBISCH HALLER Denkschrift (1994): Für eine umweltfreundliche Bodennutzung in der Landwirtschaft. Robert Bosch Stiftung



## Anwendung mathematischer Modelle zur Aufklärung von Bindungs- und Sorptionsmechanismen: Molybdat-Goethit

F. Lang und M. Kaupenjohann

### Einleitung

Ein Ziel der Modellierung in der Bodenchemie ist es, Reaktionsmechanismen zu identifizieren. Lassen sich bodenchemische Daten mithilfe bestimmter mechanistischer Modelle beschreiben, wird dies häufig als Hinweis dafür gewertet, daß die zugrunde gelegten Reaktionsmechanismen ablaufen. Einige Möglichkeiten und Probleme dieses Ansatzes sollen am Beispiel Goethit-Molybdat aufgezeigt werden.

Molybdän liegt im Boden hauptsächlich als  $\text{MoO}_4^{2-}$  bzw.  $\text{HMoO}_4^-$  Ion vor und wird bei niedrigen pH-Werten über Ligandenaustausch an Eisenoxide gebunden (Gupta 1997). Die Desorbierbarkeit sorbierten Molybdäns nimmt mit zunehmender Kontaktzeit zu den Eisenoxiden ab. Einen ähnlichen Befund liefern Untersuchungen zur Festlegung anderer Oxianionen wie z.B. Phosphat (Barrow 1983). Mittlerweile gibt es mehrere Hinweise, daß die Diffusion der Ionen in Mikroporen von Eisenoxiden für diese Beobachtung verantwortlich ist (Strauß et al. 1997). Offen ist bislang jedoch die Frage, ob sich gleichzeitig auch die Mo-Bindung an der Oberfläche der Eisenoxide verändert (Lang und Kaupenjohann 1999a). Zur Klärung dieser Frage wurde die Kinetik der Mo/Fe-Oxid Interaktion untersucht.

### Charakterisierung der Mo/Fe-Oxid Wechselwirkung mithilfe kinetischer Parameter

Gemessen wurde die Mo-Desorptionskinetik von einem synthetischen Goethit (spezif. Oberfläche:  $13,2 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ ), der unterschiedlich lange (12, 24 und 48h) mit molybdathaltiger Lösung (0,2 mM, pH4) inkubiert worden war. Die Desorption wurde durch Zugabe eines stark basischen Anionenaustauschers induziert (zur detaillierten Methodenbeschreibung siehe Lang und Kaupenjohann 1999a).

An die experimentell ermittelten Daten wurde eine Kombination aus einem Modell erster Ordnung und einem Diffusionsterm angepaßt, das der Zweiphasigkeit der Freisetzungskinetik Rechnung trägt (Lang und Kaupenjohann 1999b). Einer schnellen - dem Konzeptmodell zufolge oberflächlichen - Mo-Freisetzung, die in der Regel nach ein bis zwei Stunden abgeschlossen ist (Kinetik erster Ordnung), folgt die vermutlich diffusionsgesteuerte Mo-Freisetzung, die im Experiment bis zu einer Zeitspanne von 48h verfolgt wurde (Diffusionsterm):

$$\text{Mo}_{\text{des}} = a_0 \cdot a_0 \cdot e^{-kt} + D r^2 \cdot m t^{0,5} \quad (\text{Gleichung 1})$$

Wobei  $\text{Mo}_{\text{des}}$ : desorbiertes Mo zur Zeit t;  $a_0$ : insgesamt durch die schnelle Reaktion desorbierbares Mo; k: Geschwindigkeitskonstante der schnellen Reaktion;  $D r^2$ : effektive Diffusionskonstante; m: Konstante.

Begleitend zu den Batch-Versuchen wurden Untersuchungen mit der p-jump Methode durchgeführt, die geeignet ist zur Untersuchung von sehr schnellen Prozessen mit Halbwertszeiten im Bereich weniger ms (Keren et al. 1994). Dabei wird durch Druckapplikation auf die Goethit-Suspension die Lage des Molybdat<sub>(sorbiert)</sub> / Molybdat<sub>(gelöst)</sub> Gleichgewichtes verschoben. Nach der Druck-Entspannung, die innerhalb weniger  $\mu$ s abläuft, wird die Rückkehr zum Gleichgewicht, das dem Atmosphärendruck entspricht, verfolgt. Online-Messungen mittels Leitfähigkeitsdetektion ermöglichen die nötige zeitliche Auflösung.

Drucksprung-Messungen wurden mit unterschiedlich lange (12, 24 und 48h) gealterten Mo-Goethit-Suspensionen bei einem pH von 4 und Temperaturen von 278-303K durchgeführt. Die Mo Anfangskonzentration betrug 1mM. An entsprechenden Proben wurden die Mo-Sorptionskanten gemessen sowie nach Spülen und Gefriertrocknung die XPS Spektren aufgenommen.

Da bei dem p-jump Experiment die Auslenkung aus dem Gleichgewicht gering ist, läßt sich die gemessene Kinetik mit einer Gleichung erster Ordnung beschreiben (Connors, 1990, S.136ff.):

$$K = K_0 \cdot e^{-4t/r} - K_0 \quad (\text{Gleichung 2})$$

Wobei K: relative Leitfähigkeit;  $K_0$ : Leitfähigkeits-Amplitude; r: Relaxationszeit mit  $k=1/r$

Nach der empirisch ermittelten Arrhenius Gleichung läßt sich über die Temperaturabhängigkeit der Geschwindigkeitskonstanten die Aktivierungsenergie des geschwindigkeitsbestimmenden Prozesses ermitteln (Atkins 1990, S. 716f.):

$$\ln k = E_a \cdot (RT)^{-1} \quad (\text{Gleichung 3})$$

#### Aussagekraft der ermittelten Modellparameter

Die Parameter der Gleichung (1) ließen sich gut an die Daten des Batch-Experiments anpassen. Die ermittelten Diffusionskonstanten nehmen mit zunehmender Inkubationszeit ab (Tabelle 1). Dies läßt sich mit dem Konzept diffusionsgesteuerter Mo-Festlegung erklären: Molybdän dringt im Laufe der Inkubation in immer kleinere Eisenoxidporen ein. Entsprechend vergrößert sich der Widerstand für die Diffusion von Mo in die Lösung.

Tabelle 1: Nach den Gleichungen 1-3 ermittelte Modellparameter für die Wechselwirkung Mo-Goethit.

	Batch- Experiment			p-jump- Experiment		
	12h	24h	48h	12h	24h	48h
Inkubationszeit [h]						
k [s <sup>-1</sup> ]	6,4 10 <sup>-4</sup>	5,6 10 <sup>-5</sup>	8,3 10 <sup>-5</sup>	330	250	330
D/r <sup>2</sup> [s <sup>-1</sup> ]	1,6 10 <sup>-8</sup>	6,9 10 <sup>-11</sup>	5,3 10 <sup>-11</sup>	-	-	-
E <sub>a</sub> [kJ mol <sup>-1</sup> ]	n.b.	35	n.b.	72	n.b.	76

Einso nimmt im Batch-Experiment die Geschwindigkeitskonstante im Term erster Ordnung, der die Freisetzung oberflächlich sorbierten Molybdäns charakterisieren soll, mit zunehmender Kontaktzeit Mo-Fe-Oxid ab. Ausgehend von den Modellparametern, müßte man vermuten, daß sich im Laufe der Inkubation nicht nur der Sorptionsort, sondern auch die Sorptionsstärke von Mo an das Oxid verändert. Dies scheinen die Sorptionsdaten zu bestätigen (Abbildung 1): Je nach betrachteter Inkubationszeit erhält man entsprechend der verschiedenen Sorptionsmengen unterschiedliche Gleichgewichtskonstanten und könnte demzufolge unterschiedliche Reaktionen postulieren. Da mechanistische Modelle jedoch mehrdeutig sind, lassen die erhaltenen Modellparameter keine eindeutigen Schlüsse bezüglich der zugrunde liegenden Mechanismen zu. Das verdeutlicht die Auswertung der p-jump Experimente.

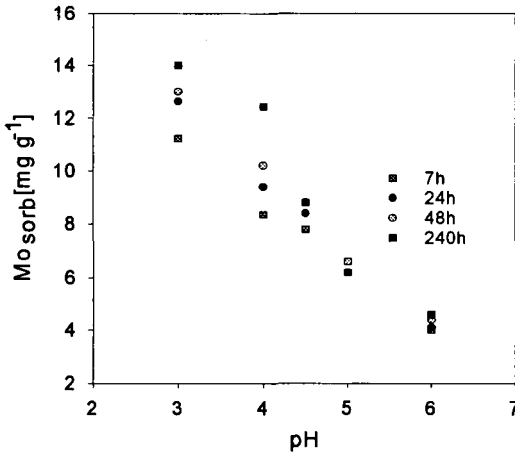


Abbildung 1: *pH-Abhängigkeit der Mo Sorption an ein synthetisches Eisenoxid nach verschiedenen Gleichgewichtszeiten.*

Obwohl auch für die Beschreibung der schnellen Kinetik eine Gleichung erster Ordnung verwendet wurde, ergeben sich um Größenordnungen höhere Geschwindigkeitskonstante als im Batch-Experiment (Tabelle 1). An diesem Beispiel wird deutlich, daß bei der Charakterisierung von Sorptionsprozessen mittels kinetischer Parameter die gewählte Zeitskala von ganz entscheidender Bedeutung ist. Je nach zeitlicher Auflösung werden völlig unterschiedliche Prozesse erfaßt. Im Batch-Experiment sind vermutlich Diffusionsprozesse geschwindigkeitsbestimmend. Die relativ hohen Energiebeträge im p-Jump Experiment deuten dagegen darauf hin, daß hier chemische Reaktionen die Geschwindigkeit steuern.

Anders als die Batch-Freisetzungsergebnisse vermuten lassen, deuten die p-jump Ergebnisse nicht auf eine Veränderung der Mo-Bindung während der Inkubation. Weder die Geschwindigkeitskonstanten, noch die Aktivierungsenergieen lassen einen Einfluß der Kontaktzeit erkennen (Tabelle 1). Offensichtlich ist die Batch-Methode zu langsam, um damit gesicherte Aussagen hinsichtlich der sehr schnellen Sorptionsreaktion machen zu können.

Eine mögliche Erklärung für den Widerspruch zwischen den Sorptionsdaten, die ja einen deutlichen Einfluß der Inkubationszeit erkennen lassen (Abbildung 1) und den p-jump Ergebnissen liefern die XPS Untersuchungen. Mit XPS wurde das Elementverhältnis Mo/Fe auf der Oberfläche des Goethits (Eindringtiefe < 2nm) nach verschiedenen Kontaktzeiten ermittelt. Das Verhältnis zeigt keinen Einfluß der Inkubationszeit (Abbildung 2). Anscheinend verändert sich trotz zunehmender sorbierter Mo-Menge die Mo-Belegung der Oberfläche nicht. Vor dem Hintergrund der Ergebnisse der schnellen Kinetik, läßt dies den Schluß zu, daß mittels p-jump-Untersuchungen ausschließlich an der Oberfläche ablaufende Reaktionen erfaßt werden.

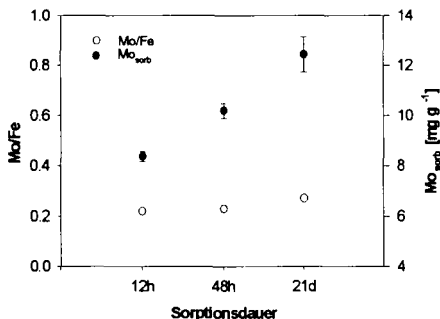


Abbildung 2: Einfluß der Sorptionsdauer auf die sorbierte Menge bzw. die Mo/Fe Verhältnisse and der Eisenoxidoberfläche.

Im Batch-Experiment wird Sorption als 'Verschwinden aus der Lösung' bestimmt. Es ist dabei nicht möglich, chemische Reaktionen und Massentransportphänomene voneinander zu trennen. Allein basierend auf makroskopischen Sorptionsdaten können daher keine Aussagen hinsichtlich der Chemisorption gemacht werden.

### Schlußfolgerungen

Die durchgeführten Experimente deuten darauf hin, daß die Mo-Festlegung an Eisenoxiden auf Diffusionsprozesse in die Mikroporen der Oxide zurückzuführen sind, wo sie möglicherweise verstärkt durch Mehrfachbindungen komplexiert werden. Eine Veränderung der Bindungsstärke von Mo an der Eisenoxidoberfläche mit zunehmender Kontaktzeit läßt sich jedoch nicht erkennen. Die p-jump Methode erweist sich als vielversprechend zur Untersuchung der Mo-Fe-Oxid Wechselwirkung unabhängig von Massentransportphänomenen, die im Batch-Experiment die Chemisorption überlappen.

Am Beispiel Molybdat-Goethit wird deutlich, daß mechanistische Modelle sinnvoll eingesetzt werden können, um die Plausibilität postulierter Mechanismen zu überprüfen. Skalenprobleme, die Mehrdeutigkeit mechanistischer Modelle sowie die Überlappung verschiedener Prozesse schränken jedoch die Aussagekraft ermittelter Modellparameter ein.

### Literatur:

- Atkins, P.W. (1991): Physikal Chemistry. Oxford University Press, Oxford, p.995. Connors, K.A. (1990): Chemical kinetics. VCH Publishers 1990. Barrow, N.J. (1983): A mechanistic Model for describing the sorption and desorption of phosphate by soil. J. Soil Sci. 34, 733-750. Gupta, U.C. (1997): Molybdenum in agriculture. Cambridge, University Press. Keren, R., Grossl, P.-R. und Sparks, D.L. (1994): Equilibrium and Kinetics of Borate Adsorption-Desorption on Pyrophyllite in Aqueous Suspensions. Soil Sci. Soc. Am J. 58, 1116-1122. Lang, F. und Kaupenjohann, M. (1999a): Mobilization of Molybdenum: Rate determining factors and processes. European Journal of Soil Science, eingereicht. Lang, F. und Kaupenjohann, M. (1999b): Molybdenum fractions and mobilization kinetics in acid forest soils. J. Soil Sci. Plant Nutr. 162, 309-314. Strauss, C.R., Brümmer, G.W. und Barrow, N.J. (1997): Effects of crystallinity of goethite: Rates of desorption of phosphate. Europ. J. Soil Sci. 48, 101-114.

## Boden aus Schlamm der Uranerzaufbereitung

von

ANDREAS E. H. LEHMANN<sup>1</sup>,  
LOTHAR VIERECK-GÖTTE<sup>1</sup> UND MICHAEL W. I. SCHMIDT<sup>2</sup>

### Einleitung

In dicht besiedeltem sächsisch-thüringischem Gebiet wurde zwischen 1947 und 1990 etwa 220.000 t Uran aus paläozoischem Gestein gewonnen. Hierzu wurden 0,7 km<sup>3</sup> Festsubstanz über- und untertägig aus dem Verband gelöst und zerkleinert. Nicht abbauwürdiges Gestein wurde aufgehaldet oder in die Tagebaue rückverfüllt. Zur Urangewinnung (yellow cake) wurden in der Erzaufbereitungsanlage Seelingstädt 108.000.000 t vererztes Gestein gemahlen. Basisches Material wurde nach dem Mahlen mit Lauge und silikatisches Gestein mit Säure behandelt. Aus dem dabei entstandenen Schlamm wurde das Uran mit Ionenaustauschern abgereichert. Bei der Aufbereitung der Uranerze entstand Rückstands-Schlamm der noch 90-100 mg\*kg<sup>-1</sup> Uran, 25-500 mg\*kg<sup>-1</sup> Nickel, 70-170 mg\*kg<sup>-1</sup> Arsen und 60-800 mg\*kg<sup>-1</sup> Blei enthielt.

Der Schlamm wurde in Pipelines zu Absetzbecken gepumpt und dort deponiert. In diesen Absetzbecken oder 'tailings' sind ca. 0,5 km<sup>3</sup> Schlamm aus der Urangewinnung deponiert. Die Sanierungsarbeiten sehen vor, daß der Schlamm in den tailings in-situ verwahrt wird (SCHULZE 1993). Der Schlamm wurde in Pipelines vom Aufbereitungswerk zu den tailings transportiert. Dabei kam es von 1962 bis 1966 wiederholt zur Leckagen. So wurde uranhaltiger Schlamm auf die Böden entlang der Pipelines aufgetragen.

Der in Abb. 1 dargestellte Boden aus 12 cm mächtigem Schlammauftrag weist eine Verbreitung von nur wenigen m<sup>2</sup> auf. Dementsprechend zielen die ersten Ergebnisse der hier gezeigten Vorstudie keinesfalls auf die Umweltrelevanz dieser punktuellen Bodenentwicklung hin. Mithilfe der vorgesehenen Arbeiten soll vielmehr die Dynamik der Stoffumsetzungen und des Stofftransports verstanden werden, z. B. um die Folgen der früheren Staubauswehung aus den Spülsäumen der tailings abschätzen zu können oder um rezente Sickerwasserausträge aus Halden und tailings umfassend zu bewerten.

Der dargestellte Lockersyosem aus Schlamm der Uranerzaufbereitung (s. Abb. 1) ist in wenigen Meter Entfernung von einer Leckagestelle einer Schlammpipeline gelegen. Der Schlamm aus der Urangewinnung wurde auf umgelagertes tertiäres Verwitterungsmaterial aufgetragen. Der Ort der Bodenbildung befindet sich unter Jungwald. Die Vegetation zeigt dort keine auffälligen Schadsymptome. Der Lockersyosem hat sich in 35 bis 40 Jahren, bei einer Jahresmitteltemperatur von 7,8 °C und einer mittleren jährlichen Niederschlagsmenge von 592 mm entwickelt.

In Abb. 1 sind die im abgebauten Gestein in relativ hohen Konzentrationen auftretenden Elemente Uran, Thorium sowie die Begleitelemente der Uranvererzung Arsen, Nickel und Blei dargestellt. Untersucht wurde die Gesamtfraktion mittels Röntgenfluoreszenz-Analyse. Die königswasser-, EDTA (0,05 molar)- und amonnitrat-lösliche Fraktion wurde mit einem ICP-MS analysiert.

<sup>1</sup>Institut für Geowissenschaften, Friedrich-Schiller-Universität Jena, e-mail: as@geo.uni-jena.de

<sup>2</sup>Max-Planck-Institut für Biogeochemie, Jena

# Ergebnisse und Diskussion

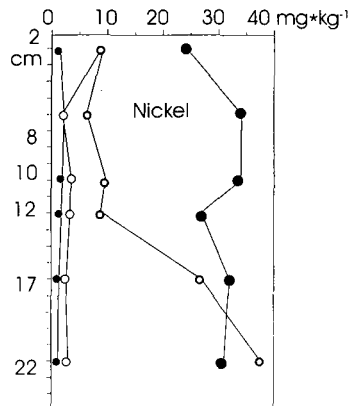
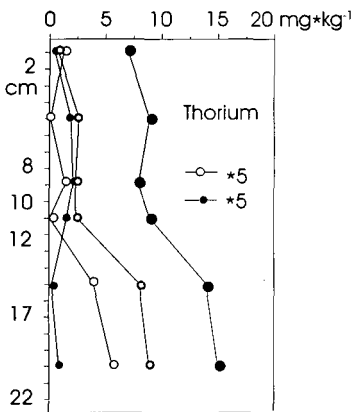
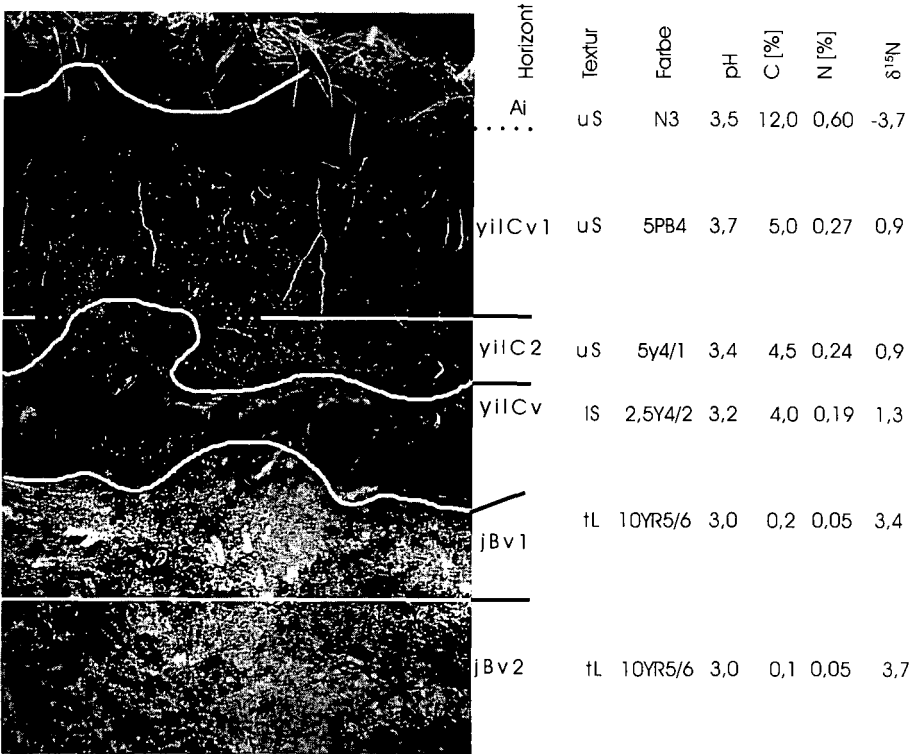
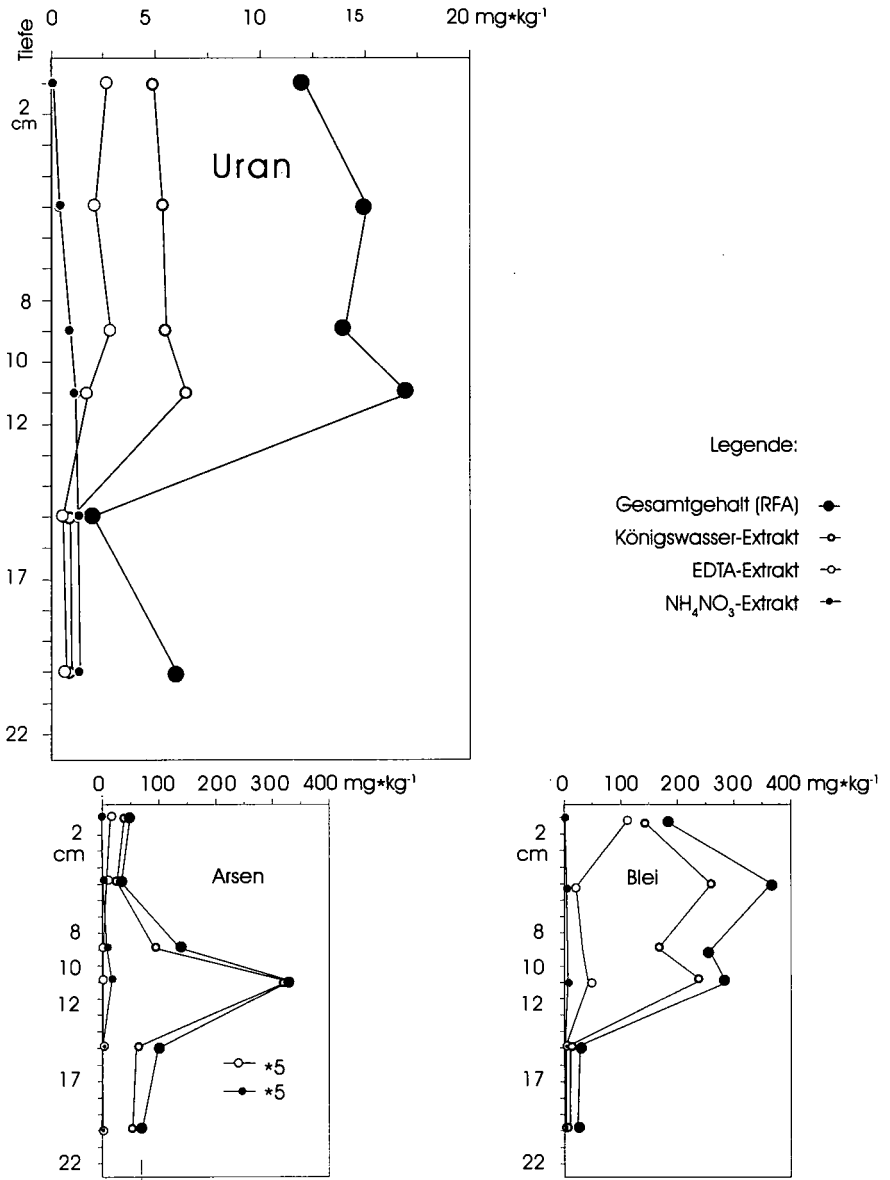


Abb. 1: Beschreibung und Analysen zu einem Regosol aus Schlamm der Urangewinnung



Fortsetzung Abb. 1

Auf der Fotografie in Abb. 1 ist die typische lückige Oberbodenentwicklung eines Lockersyrosem zu erkennen. Der Ai ist stark durchwurzelt, auch die darunterfolgenden Horizonte bis 22 cm sind von der Durchwurzlung erfaßt. Der jBv1 (12-17 cm) stellt jedoch offensichtlich ein Durchwurzlungshindernis dar. Die Produktivität des Jungwaldes ist augenscheinlich so gering, daß trotz niedrigen pH-Wertes die Humusform Mull ausgebildet ist. Dennoch zeigt der negative  $\delta^{15}\text{N}$ -Wert für den Ai den erwartungsgemäß geringen Zersetzungsgrad der Streu an.

Dort wo die Obergrenze des potentiell stauenden jBv1 eingetieft ist und Sickerwasser sich sammeln kann, sind Bereiche mit ausgedehnten Wassergesättigungsperioden zu vermuten. Dementsprechend ist die Obergrenze des yilCv in den potentiell lange wassergesättigten Bereichen nach oben verschoben. Daraus läßt sich schließen, daß der yilCv durch Wechselfeuchte geprägt ist. Dies wird gegenwärtig durch die Bestimmung des Sulfat/Sulfid-Verhältnisses und der Sequioxid-Analyse überprüft.

Aus dem Vergleich der von SCHULZE ermittelten Elementgesamtgehalte im frischen Schlamm und den für den Lockersyrosem bestimmten Werten läßt sich eine hohe Uranmobilität in diesem Rohboden ableiten. Die Arsengesamtgehalte sind dagegen nur bis 8 cm Tiefe (Ai und yilC1) niedriger als die potentiellen Gehalte des Schlamm aus der Urangewinnung.

Die vom Ai zum yilC1 zunehmenden Uran- und Blei-Gehalte deuten auf eine an Huminstoffe gebundene Stoffverlagerung hin. Zudem können diese Gehalte durch neu gebildete organische Substanz mit geringen Schwermetall-Anteilen verringert sein. Letzteres trifft allerdings nicht für Arsen zu, für das ein Koeffizient für den Boden-Pflanzen-Transfer bekannt ist, der dem für Blei (0,01 - 0,1) entspricht.

Das Verhältnis des Gesamtgehaltes von Uran und Thorium nimmt von  $> 1,6$  in 0-12 cm (Ai/yilC/yilCv) auf  $< 0,4$  in 12-22 cm (jBv) ab. Dies kann auf primär hohe Thorium-Gehalte im jBv zurückzuführen sein oder auf die Immobilisierung und Anreicherung von Thorium im ursprünglich weniger sauren Milieu des jBv. Die Schichtgrenze yilCv/jBv läßt sich mit Änderungen der Konzentrationen aller dargestellten Elemente verfolgen. Die im yilCv (10-12 cm) sehr deutlich ansteigenden Arsen-Gehalte können durch Sorption an Sequioxide erklärt werden. Da, entsprechend der Ableitungen aus dem Horizontverlauf, im yilCv eine Sw-Dynamik und damit hohe Sequioxidkonzentrationen zu erwarten sind.

Durch weitere Auswertung der (Spuren-)Elementanalysen soll eindeutig geklärt werden, inwiefern die Tiefenprofile von 1,5 bis 22 cm auf primäre Gehaltsunterschiede oder auf in-situ Verlagerung beruht.

## Ausblick

Die bekannte Dauer der Einwirkung bodenbildender Faktoren auf das Substrat der Urangewinnung ist eine Voraussetzung, die zu vertieften Untersuchungen zu diesen und ähnlichen Standorten motiviert. Zur Bedeutung der Faktoren, welche die Pufferfunktion der Böden für Radionuklide steuern, sind zeitlich hochaufgelöste in-situ Untersuchungen an weiteren 'hot spots' (z. B. an einem Kolluvisol in Haldenfußposition) geplant. Zur Belastung gering kontaminierter Standorte bedarf es darüber hinaus weiterer umfangreicher Forschungsarbeiten.

## Literatur

SCHULZE, G. (1993): Bestandsaufnahme und Charakterisierung der stofflichen Auswirkungen des Uranerzbergbaus und der Uranerzaufbereitung (Standort Seelingstädt) am Beispiel des Wasserpfades. In: RUSSE, CH. (Hrsg): Die Altlasten des Uranerzbergbaus und der Uranerzaufbereitung. - Veröffentlichungen Museum für Naturkunde der Stadt Gera, Naturwissenschaftliche Reihe, 20: 40-73.

## Dank

Wir danken Herrn Prof. Dr. Bohle, Herrn Dr. Leiterer und Frau Franke von der Thüringischen Landesanstalt für Landwirtschaft für die sehr freundliche Unterstützung bei den Analysen mit dem ICP-MS.



## Schwermetall-Adsorptionsisothermen für Böden aus einer Podsol-Braunerde-Gley-Bodengesellschaft

von

Leinweber P.<sup>1</sup> und S. Thiele

### 1 EINLEITUNG

Zur Beschreibung des Löslichkeitsverhaltens von Substanzen in Böden sind Adsorptionsisothermen besonders geeignet. Ihre experimentelle Ermittlung ist aber aufwendig, deshalb erscheint die Ableitung generalisierter Isothermen aus leicht bestimmbareren Bodenparametern zweckmäßig. Mitunter wurde allerdings die geringe Übertragbarkeit auf andere Bodenproben kritisiert [1, 2]. Daher erscheint es aussichtsreich, generalisierte Adsorptionsisothermen zunächst für Böden und Horizonte mit ähnlichem Stoffbestand abzuleiten, z. B. innerhalb einer Bodengesellschaft.

### 2 MATERIAL UND METHODEN

46 Ober- (Ap/Ah) und Unterbodenproben einer aus saaleiszeitlichen Ablagerungen entwickelten Podsol-Braunerde-Gley-Bodengesellschaft des Süddoldenburger Raumes wurden untersucht. Die allgemeinen Bodenkennwerte sind in Tab. 1 aufgeführt; eine Beschreibung der Probenahme wurde von [3] gegeben. Die effektive KAK wurde mittels Regressionsgleichungen von [4] geschätzt.

**Tab. 1:** Allgemeine Bodenparameter im Median der untersuchten Ober- und Unterbodenproben (<sup>1</sup>cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>; <sup>2</sup>g kg<sup>-1</sup>)

Beprobung	Probenzahl	pHCaCl <sub>2</sub>	C <sub>org</sub> (%)	T (%)	fU (%)	KAK <sub>eff</sub> <sup>1</sup>
Oberböden	36	5,50	1,91	6,65	3,59	9,71
Unterböden	10	4,65	0,24	5,38	2,71	2,77
	Al <sub>dith</sub> <sup>2</sup>	Fe <sub>dith</sub> <sup>2</sup>	Mn <sub>dith</sub> <sup>2</sup>	Al <sub>ox</sub> <sup>2</sup>	Fe <sub>ox</sub> <sup>2</sup>	P <sub>ox</sub> <sup>2</sup>
Oberböden	1,57	2,54	0,234	1,32	1,50	0,844
Unterböden	1,03	2,20	0,055	0,769	0,374	0,200

Mit Hilfe von Batch-Versuchen wurden für diese Proben Adsorptionsisothermen ausgewählter Schwermetalle ermittelt. Dazu wurden den lufttrockenen Feinbodenproben in 5 Konzentrationsstufen Salze der Elemente Cd, Ni, Zn, Cu und Pb als Gemisch (Titrisol, Merck, Darmstadt) zugegeben. Die Relationen der Elementkonzentrationen entsprachen den Relationen der mittleren Grundgehalte (Tab. 2). Neben 25 ml Schwermetalllösung wurden zu 0,5 g Bodenprobe 20 ml deionisiertes Wasser sowie 5 ml 0,005 M CaCl<sub>2</sub> appliziert (nach [5]). Die pH-Werte der Lösungen wurden denen der Bodenproben in drei pH-Stufen (4,5; 5,5; 6,5) durch Zugabe von 0,01 M NaOH bzw. 0,01 M HNO<sub>3</sub> angepaßt. Die Proben wurden 24 h über Kopf geschüttelt und der gelöste Anteil im Überstand nach Zentrifugation (15 min, 900×g) und Filtration mittels ICP-AES (Jobin Yvon JY24) bestimmt. Die Ergebnisse wurden an die linearisierte Freundlich-Adsorptionsisotherme angepaßt. Durch diese werden die für die Feldsituation bedeutenderen unteren Konzentrationsbereiche stärker gewichtet.

$$\log(C_s) = \log(K) + \frac{1}{n} \times \log(C_w) \quad (1)$$

<sup>1</sup>Institut für Bodenkunde der Univ. Rostock, Justus-v.-Liebig-Weg 6, D-18051 Rostock; peter.leinweber@agrarfak.uni-rostock.de

### 3 ERGEBNISSE

Bezüglich der ermittelten Bodenparameter und Schwermetall-Gehalte weisen die ausgewählten Proben die für diese Böden charakteristischen Spannen auf (Tab. 2). Die Verteilungskoeffizienten  $K$  der Freundlich-Adsorptionsisotherme als Maß der Festlegung der Schwermetalle nehmen in der Reihe  $Cd < Ni < Cu < Zn < Pb$  zu (vgl. [6]). Während durch die unterschiedliche landwirtschaftliche Nutzung kein signifikanter Effekt auf die Mobilität der Schwermetalle festzustellen war, ergaben sich deutliche Unterschiede zwischen den Ober- und Unterbodenproben (Abb. 1). Bei den Oberbodenproben sind die Werte für  $K$  im Mittel vierfach größer (Tab. 2, Abb. 1); allerdings sind die Isothermen aufgrund der unterschiedlichen Steigung ( $n$ ) nur eingeschränkt vergleichbar (Tab. 2).

**Tab. 2:** Mediane Grundgehalte ( $mg\ kg^{-1}$ ; königswasserlöslich) der Schwermetalle in den Bodenproben und deren Variationskoeffizienten ( $cv$ ) sowie Kennwerte der Freundlich-Adsorptionsisothermen ( $K$ ,  $n$ , Korrelationskoeffizient  $r$ )

	Oberböden					Unterböden				
	Grundgeh.	cv	$K$	$n$	$r$	Grundgeh.	cv	$K$	$n$	$r$
<b>Cd</b>	0,292	1,36	30,64	2,10	0,92	0,092	1,18	3,94	3,31	0,89
<b>Ni</b>	2,58	0,74	54,46	3,10	0,92	1,49	1,22	20,49	3,26	0,85
<b>Zn</b>	19,2	0,58	143,1	2,94	0,95	2,39	1,17	49,83	1,30	0,93
<b>Cu</b>	12,3	0,64	254,1	2,06	0,97	3,34	0,95	83,30	1,14	0,97
<b>Pb</b>	14,1	0,40	555,4	1,28	0,93	4,79	0,97	227,8	1,77	0,91

Die Koeffizienten  $K$  und  $n$  korrelieren mit den Bodenparametern unterschiedlich stark (Tab. 3). Unter Einbeziehung der Bodenkennwerte mit signifikantem Einfluß wurden multiple Regressionen zur Ableitung der Freundlich-Koeffizienten berechnet. Einige Koeffizienten wurden aus der anderen Isothermenkonstante regressiv abgeleitet ( $K$  aus  $n$  und vice versa; Tab. 4).

**Tab. 3:** Koeffizient ( $r$ ) und Signifikanzniveau der Korrelationen zwischen der Konstante  $K$  der Freundlich-Adsorptionsisotherme und ausgewählten Bodenparametern für die verschiedenen Schwermetalle;  $\alpha$ : \*\*\*  $\leq 0,01$ ; \*\*  $\leq 0,1$ ; \*  $\leq 0,5$ ; OB = Oberböden. UB = Unterböden

	Cd		Ni		Zn		Cu		Pb	
	OB	UB	OB	UB	OB	UB	OB	UB	OB	UB
<b>Ges.geh</b>		-0,883**			0,767***	0,823*				
<b>pH</b>	0,691***		0,470**		0,718***		0,633***		0,639***	
<b>C<sub>org</sub></b>	0,447*		0,621***		0,372*		0,562***			
<b>T</b>					0,511**	0,891**				
<b>fU</b>	0,373*		0,417*		0,608*	0,813*	0,391*			
<b>KAK<sub>eff</sub></b>	0,650***		0,740***		0,694***	0,804*	0,710***		0,362*	
<b>Al<sub>dith</sub></b>	0,446*				0,400*					
<b>Mn<sub>dith</sub></b>	0,598***		0,883*		0,675***		0,570***			
<b>Al<sub>ox</sub></b>	0,439*									

### 4 DISKUSSION

Die Korrelationen der Bodenparameter insbesondere zu den  $K$ -Werten (Tab. 3) weisen auf die wichtigen Einflußfaktoren der Schwermetalladsorption hin (v. a. pH, KAK, C<sub>org</sub>). Der Einfluß des C<sub>org</sub> auf die Adsorption von Cu und anderen Metallen kann u. a. auch mit der bei Batch-Experimenten nur kurzen Reaktionszeit begründet werden, die eine Adsorption und Penetration in mineralische Hohlräume diskriminiert [7].

Die großen Unterschiede zwischen Ober- und Unterbodenproben machten die Berechnung separater Isothermen und Regressionen notwendig, um innerhalb dieser Bodengesellschaft akzeptable Schätzwerte für  $K$  und  $n$  zu erhalten. Dann korrelierten die regressiv geschätzten Werte für  $K$  und  $n$  (Tab. 4) mit den experimentell ermittelten (Abb. 2). Zu beachten sind allerdings die Unterschiede zwischen den Metallen, wobei die im Bereich geringer Lösungskonzentrationen in Abb. 1 linear und steil ansteigende Pb-Adsorption keine befriedigende Schätzung der Freundlich-Koeffizienten erlaubt.

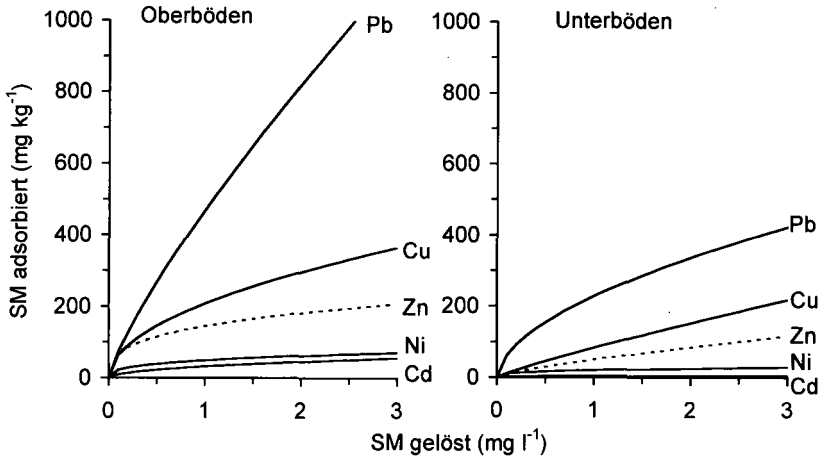


Abb. 1: Quantitäts/Intensitätsbeziehungen der Schwermetalle (SM) Cd, Ni, Zn, Cu und Pb in Ober- bzw. Unterbodenproben (Mediane der Einzelergebnisse)

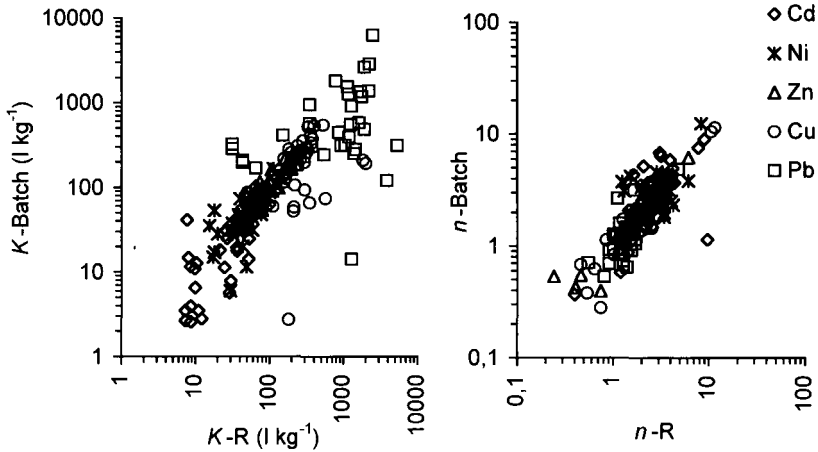


Abb. 2: Vergleich der mit multipler Regression (R) geschätzten und experimentell ermittelten (Batch) Koeffizienten K und n der Freundlich-Adsorptionsisotherme für verschiedene Schwermetalle

Der Parametersatz von generalisierten Adsorptionsisothermen für Cd, Cu, Ni und Zn muß nach den vorliegenden Ergebnissen mindestens die Gesamtgehalte, pH,  $C_{org}$  (Oberböden) und  $KAK_{eff}$  umfassen. Informationen über die pedogenen Al- und Mn-Oxide führen zu weiteren Verbesserungen der multiplen Regressionen für Zn und Cu. Ebenso sind Verbesserungen zu erwarten, wenn in weiteren Arbeiten auch die mobilen Anteile der Schwermetall-Grundgehalte berücksichtigt werden (vgl. [6, 8]).

**Tab. 4:** Koeffizienten und Bestimmtheitsmaße der multiplen Regressionsgleichungen des Typs:  
 $Y = A \times a + B \times b + C \times c + D \times d + e$   
 zur Ableitung der Variablen  $K$  und  $n$  der Freundlich-Gleichung (Erläuterung s. Text)

Y	Probe	A	a	B	b	C	c	D	d	e	r <sup>2</sup>	N	
<b>Cd</b>	<b>K</b>	OB	pH	30,2	C <sub>org</sub>	16,4					-153	0,669	30
		UB	Cd <sub>ges</sub>	46,3									
	<b>n</b>	OB	Cd $n = \text{Cd } K^{-0,389} * 8,16^{(1)}$									0,439	30
		UB	Cd <sub>ges</sub>	-17,7	pH	-2,67					20,8	0,977	7
<b>Ni</b>	<b>K</b>	OB	KAK	0,64							-7,21	0,547	30
		UB	P <sub>ox</sub>	83,9									
	<b>n</b>	OB	Ni <sub>ges</sub>	0,540	T	-0,499					4,14	0,492	30
		UB	KAK	0,764							1,19	0,905	5
<b>Zn</b>	<b>K</b>	OB	Zn <sub>ges</sub>	1,72	KAK	9,24	pH	48,3	Al <sub>ox</sub>	-33,7	-201	0,838	30
		UB	fU	8,12							36,0	0,823	7
	<b>n</b>	OB	KAK	-0,080	Mn <sub>dith</sub>	19,7					3,87	0,269	30
		UB	pH	2,53							-12,1	0,986	7
<b>Cu</b>	<b>K</b>	OB	KAK	26,9	pH	112	Al <sub>ox</sub>	-78,5			-533	0,723	29
		UB	Cu $K = (\text{Cu } n/0,005)^{0,971(1)}$									0,047	8
	<b>n</b>	OB	pH	-0,781	Cu <sub>ges</sub>	0,07	C <sub>org</sub>	-0,461			6,56	0,492	29
		UB	Mn <sub>dith</sub>	42,3	fU	-1,01	Cu <sub>ges</sub>	0,494	Al <sub>dith</sub>	-0,744	1,26	0,998	8
<b>Pb</b>	<b>K</b>	OB	pH	1220							-5654	0,417	30
		UB	Pb $K = (\text{Pb } n/0,005) - 1,38^{(1)}$									0,109	5
	<b>n</b>	OB	pH	-0,418							3,61	0,211	30
		UB	Al <sub>ox</sub>	1,76	pH	-0,528					3,40	0,994	5

**5 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNG**

Anhand von Batch-Versuchen wurden Schwermetall-Adsorptionsisothermen für Bodenproben einer Bodengesellschaft ermittelt. Korrelationen ausgewählter Bodenparameter zu den Koeffizienten der Freundlich-Isothermen weisen auf die Einflußgrößen der Metalladsorption hin. Mittels multipler Regressionsgleichungen wurden diese Werte miteinander verknüpft, so daß generalisierte Adsorptionsisothermen erhalten wurden. Die aus den multiplen Regressionsgleichungen berechneten und in den Batch-Versuchen ermittelten Freundlich-Koeffizienten sind eng miteinander korreliert.

Die deutlichen Unterschiede im Verhalten der Elemente zwischen Ober- und Unterbodenproben machten die Berechnung separater Isothermen und Regressionen notwendig. Dies weist darauf hin, daß eine Generalisierung von Isothermen mit Hilfe quantitativer Bodenparameter bei qualitativ unterschiedlichem Bodenmaterial nicht praktikabel ist. Demnach sollten weitere Bemühungen zur Ermittlung von generalisierten Adsorptionsisothermen nicht nur rein quantitative Bodenparameter berücksichtigen, sondern stärker auf eine Gruppierung von Böden und Horizonten z. B. nach dem Substrat und Bodentyp als Ausdruck der Qualität abzielen.

**6 LITERATUR**

1 Springob G., Böttcher J., J. Plant Nutr. Soil Sci., 1998, 161, 681-687. 2 Elzinga E.J., Van Grinsven J.J.M., Swartjes F.A., Eurp. J. Soil Sci., 1999, 50, 139-149. 3 Leinweber P., ISPA, Vechtaer Dr. und Verl., 1996, 86 S. 4 Thiere J., Reiher W., Morgenstern H., Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd., 1986, 4, 211-218. 5 Pelzer J., Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd., 1989, 33, 105-110. 6 Welp G., Brümmer G.W., J. Plant Nutr. Soil Sci., 1999, 162, 155-161. 7 Lee S.-Z., Allen H.E., Huang C.P., Sparks D.L., Sanders P.F., Peijnenburg W.J.G.M., Environ. Sci. Technol., 1996, 30, 3418-3424. 8 Grolimund D., Borkovec M., Federer P., Sticher H., Environ. Sci. Technol., 1995, 29, 2317-2321.

# Adsorptionsmodelle von Nitrobenzoesäuren an Aluminiumoxid: DRIFT-Spektroskopie und quantenchemische Berechnungen

Lewandowski,H.; Claus,A.; Koglin,E.; Narres,H.-D.

## Einleitung

Die Strukturbildung an den fest/flüssigen Grenzflächen von oxidischen Bodenkomponenten, deren Charakterisierung und die Aufklärung der Adsorbatstruktur in der ersten molekularen Adsorptionsschicht sind Schwerpunkte der vorliegenden Arbeit. Im Rahmen dieses Beitrags sollen die Wechselwirkungen von 2-Nitrobenzoesäure (2-NBA), 3-Nitrobenzoesäure (3-NBA) und 4-Nitrobenzoesäure (4-NBA) mit  $\delta$ -Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> untersucht werden.

Bei den Adsorptionsisothermen wird auf die Bedeutung des pH-Werts und der Elektrolytkonzentration eingegangen. Ebenso werden FT-IR-Spektren (DRIFT) der kristallinen Säuren, ihrer Natriumsalze und der adsorbierten Form am  $\delta$ -Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>-Substrat vorgestellt und diskutiert.

Ab initio Berechnungen (HF/6-311++g\*\*-Basissatz) der Säureform und der Na-Form dienen einer sicheren Zuordnung der in den IR-Spektren auftretenden Banden. Für die Ermittlung der Adsorbatstruktur der 2-, 3- und 4-Nitrobenzoesäure erfolgt die Anwendung semiempirischer MNDO/PM3-Rechenverfahren auf verschiedene Adsorptionsmodelle. Dabei handelt es sich um einzähnig einkernige Komplexe, zweizähnig einkernige Komplexe und zweizähnig zweikernige Brückenkomplexe mit dem oberflächenständigen Aluminium sowohl in Oktaeder- als auch in Tetraederanordnung.

## Experiment

### Adsorptionsmessungen

Das Adsorptionsverhalten der Nitrobenzoesäuren an Aluminiumoxid wurde mit Batchversuchen bestimmt. Dazu wurden wäßrige Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>/Nitrobenzoesäure-Mischungen (pH = 5.0; 0.05 M NaCl) 24 Stunden geschüttelt und anschließend zentrifugiert. Mittels UV/VIS-Spektroskopie konnte im Überstand der Gehalt der Nitrobenzoesäure bestimmt und aus der Differenz zur eingesetzten Nitrobenzoesäuremenge der adsorbierte Anteil berechnet werden.

### FT-IR-Messungen

Die IR-Spektren wurden mit einem BRUKER EQUINOX 55 Fourier Transform Interferometer durchgeführt. Die spektrale Auflösung im Bereich von 370-7500  $\text{cm}^{-1}$  liegt bei 0.5  $\text{cm}^{-1}$ . Die getrockneten Proben konnten in unverdünnter Form direkt mit der Diffuse Reflectance Infrared Fourier Transform Spectroscopy (DRIFT) in einem Mikroprobenhalter vermessen werden.

### Computerdetails

Für die quantenchemischen ab initio Berechnungen standen die Supercomputer T90 (12 Prozessoren, 4 GB-Speicher, 22 GFLOPS) und J90 (20 Prozessoren, 10 GB Speicher, 4 GFLOP) des Höchstleistungsrechenzentrums (HLRZ) im Forschungszentrum Jülich zur Verfügung.

### Meßergebnisse

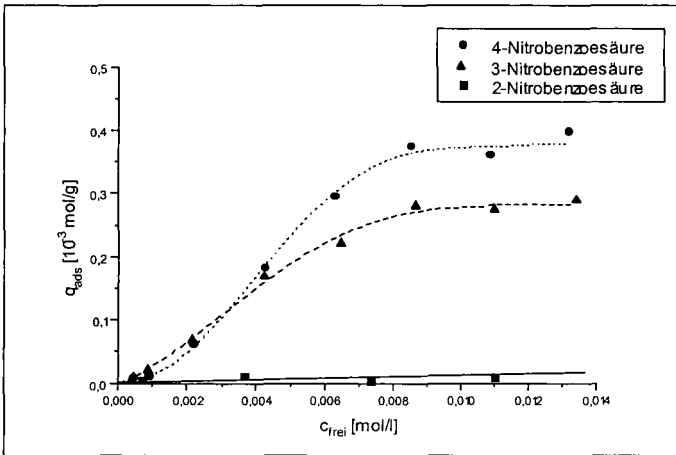


Abb.1:  
Adsorptionsisothermen  
der 2-, 3- und 4-Nitro-  
benzoesäure an  $\delta\text{-Al}_2\text{O}_3$

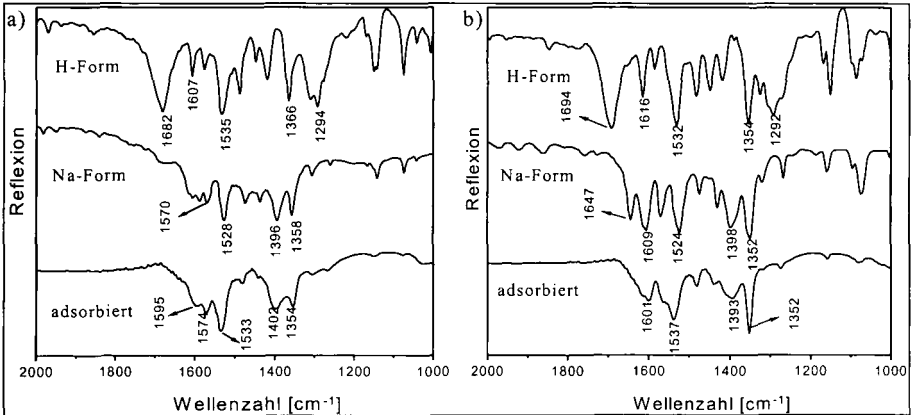


Abb. 2a und b: DRIFT-Spektren der 2-Nitrobenzoesäure (a) und der 3-Nitrobenzoesäure (b)

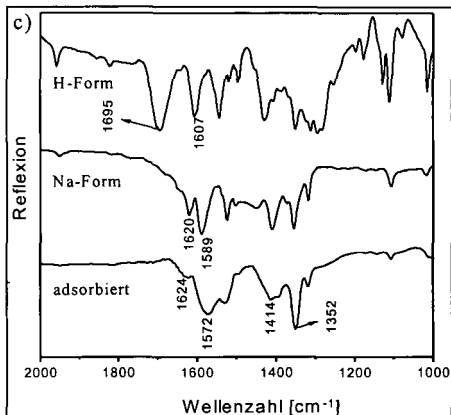


Abb. 2c:  
DRIFT-Spektrum der 4-Nitrobenzoesäure

### Quantenmechanische Modellrechnungen

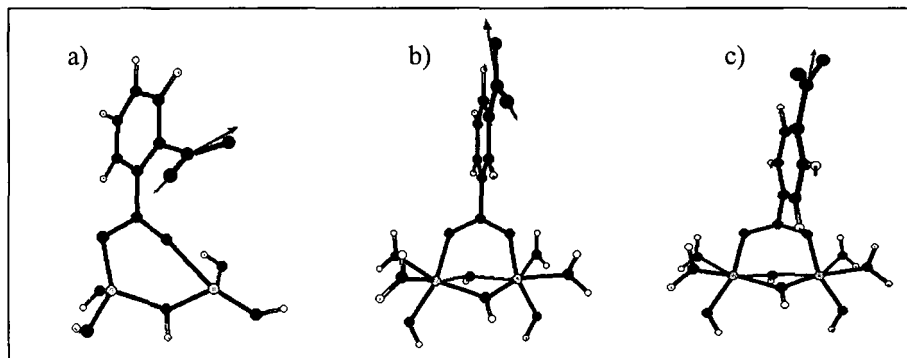


Abb. 3: Berechnete Strukturen der adsorbierten Nitrobenzoesäuren:

- a) 2-Nitrobenzoesäure
- b) 3-Nitrobenzoesäure
- c) 4-Nitrobenzoesäure

### Diskussion

#### Adsorptionsisothermen (Abb. 1)

Die Adsorptionsisothermen der Nitrobenzoesäuren zeigen folgende Ergebnisse:

- > 2-Nitrobenzoesäure adsorbiert sehr schwach an der Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>- Oberfläche.
- > Die Isothermen der 3- und 4- Nitrobenzoesäure entsprechen dem S-Typ.
- > Die kooperativen Wechselwirkungen bei der 4-Nitrobenzoesäure sind stark ausgeprägt.

### DRIFT-Spektren (Abb. 2)

Die Bestimmung der Adsorptionsgeometrie der Nitrobenzoesäuren (2-, 3- und 4-NBA) an  $\text{Al}_2\text{O}_3$  erfolgt über die Verschiebung der symmetrischen bzw. asymmetrischen Streckschwingung der Carboxylgruppe. Das Verschwinden der C=O-Bande der Säureform (2-NBA:  $1682\text{ cm}^{-1}$ , 3-NBA:  $1694\text{ cm}^{-1}$ , 4-NBA:  $1695\text{ cm}^{-1}$ ) im Spektrum der adsorbierten Form zeigt die Adsorption der Nitrobenzoesäuren über die Carboxylgruppen an der Aluminiumoxidoberfläche. Die charakteristischen  $\nu_{\text{as}}$  (R-COO<sup>-</sup>)- bzw.  $\nu_{\text{sym}}$  (R-COO<sup>-</sup>)-Schwingungen liegen für 2-NBA bei  $1595\text{ cm}^{-1}$  ( $\nu_{\text{as}}$ ) bzw.  $1402\text{ cm}^{-1}$  ( $\nu_{\text{sym}}$ ), für 3-NBA bei  $1601\text{ cm}^{-1}$  ( $\nu_{\text{as}}$ ) bzw.  $1393\text{ cm}^{-1}$  ( $\nu_{\text{sym}}$ ) und für 4-NBA bei  $1572\text{ cm}^{-1}$  ( $\nu_{\text{as}}$ ) bzw.  $1414\text{ cm}^{-1}$  ( $\nu_{\text{sym}}$ ). Die  $\text{Na}^+$ -Form der Säuren wurde ebenfalls vermessen, da die  $\delta\text{-Al}_2\text{O}_3$ -Suspensionen mit einer 0,05 M NaCl Elektrolytlösung vorlagen. Ob die Adsorption an die Oberfläche direkt über die Carboxylgruppe oder über  $\text{Na}^+$ -Ionen erfolgt, kann aus den DRIFT-Spektren nicht entschieden werden (s.u.). Ein erster Hinweis über die Geometrie des Oberflächenkomplexes erlaubt das „ $\Delta\nu$ -Kriterium“ (Vergleich von  $\Delta\nu = \nu_{\text{as}} - \nu_{\text{s}}$  des Komplexes mit der Lösung):

$\Delta\nu_{\text{(Komplex)}} > \Delta\nu_{\text{(Lösung)}} \Leftrightarrow$  einzähniger einkerniger Komplex

$\Delta\nu_{\text{(Komplex)}} < \Delta\nu_{\text{(Lösung)}} \Leftrightarrow$  zweizähniger einkerniger Komplex

$\Delta\nu_{\text{(Komplex)}} \approx \Delta\nu_{\text{(Lösung)}} \Leftrightarrow$  zweizähniger zweikerniger Brückenkomplex

Eine genauere Bestimmung der Oberflächengeometrie erfolgt über den Vergleich der gemessenen und quantenmechanisch berechneten Lage für die  $\nu_{\text{as}}$ - und  $\nu_{\text{sym}}$ -Schwingungen der R-COO<sup>-</sup>Gruppe an den verschiedenen  $\delta\text{-Al}_2\text{O}_3$ -Oberflächenplätzen.

### Adsorptionsmodelle (Abb. 3)

Die quantenmechanischen Berechnungen wurden für eine Vielzahl von Komplexen auf  $T_d$ - und  $O_h$ - $\text{Al}_2\text{O}_3$ -Oberflächenplätzen durchgeführt. Der Vergleich zwischen berechneten und gemessenen Schwingungsfrequenzen ergab folgende Ergebnisse:

- > Die Nitrobenzoesäuren werden nicht über  $\text{Na}^+$ -Ionen an der  $\text{Al}_2\text{O}_3$ -Oberfläche gebunden.
- > 2-Nitrobenzoesäure adsorbiert in Form eines zweizähnigen zweikernigen Brückenkomplexes auf  $T_d$ -Symmetriepunkten der  $\text{Al}_2\text{O}_3$ -Oberfläche.
- > 3- und 4- Nitrobenzoesäure adsorbiert in Form zweizähniger zweikerniger Brückenkomplexe auf  $O_h$ -Symmetriepunkten der  $\text{Al}_2\text{O}_3$ -Oberfläche.
- > Die Energieminima, die für die wahrscheinlichsten Adsorptionsgeometrien der verschiedenen Nitrobenzoesäuren berechnet wurden (2-NBA:  $2146\text{ kJ/mol}$ , 3-NBA:  $2309\text{ kJ/mol}$  und 4-NBA:  $2304\text{ kJ/mol}$ ), bestätigen das schwache Adsorptionsverhalten der 2-Nitrobenzoesäure gegenüber der 3- und 4-Nitrobenzoesäure.



# Verlauf der Nährstoffkonzentrationen in der Bodenlösung unterschiedlich bearbeiteter Ackerböden in der brasilianischen Savanne zu Beginn der Regenzeit

LILIENFEIN<sup>1</sup>, J., WILCKE<sup>1</sup>, W., VILELA<sup>2</sup>, L., LIMA<sup>3</sup>, S.D.C., THOMAS<sup>4</sup>, R., ZECH<sup>1</sup>, W.

## Einleitung

Die Art der Bodenbearbeitung von Ackerböden beeinflusst die physikalischen und chemischen Eigenschaften der Böden (Blevins et al., 1983; Dick und Daniel, 1987). Die Befunde verschiedener Autoren bezüglich physikalischer Eigenschaften sind allerdings uneinheitlich. Während Hill (1990) im Direktsaatacker ein verringertes Makroporenvolumen beobachtete, berichten Chan und Mead (1989) und Wu et al. (1995), dass das Makroporenvolumen durch die Bodenbearbeitung reduziert wurde. Auch die Auswirkungen der Bodenbearbeitung auf den Stofftransport sind unklar. Tyler und Thomas (1977) fanden in einer Lysimeterstudie in Kentucky höhere Nitrat- und Chloridkonzentrationen im Sickerwasser unter NT als unter CT. Drury et al. (1993) dagegen beobachteten höhere Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von kanadischen Mollisolen unter CT als unter NT.

Böden, die im Direktsaatverfahren (NT) bewirtschaftet werden, enthalten häufig mehr organische Substanz als konventionell (CT) gepflügte Böden und als eine Folge von höheren Nitrifikationsraten sind sie oft stärker versauert (Blevins et al., 1983; Arshad et al., 1990). Die mikrobiologische Aktivität ist unter NT höher als unter CT, was zu höheren Gehalten an mikrobieller Biomasse führt (Campbell et al., 1989). Unter NT kommt es außerdem zu einer stärkeren Akkumulation leicht mineralisierbarer organischer Substanz als unter CT (Arshad et al., 1990). Zu Beginn der Regenzeit führt die Wiederbefeuchtung des Bodens unter NT daher möglicherweise zu einem ausgeprägteren Mineralisationsschub, durch den Nährstoffe in die Bodenlösung freigesetzt werden als unter CT (Drury et al., 1993).

Das Ziel unserer Arbeit war es, die Hypothese zu prüfen, dass die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung in konventionellem (CT) und Direktsaat-Sojaacker (NT) zu Beginn der Regenzeit aufgrund unterschiedlicher Mineralisations- und Auswaschungsraten verschieden ist.

## Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet befindet sich 400 km S von Brasília, nahe der Stadt Uberlândia (Minas Gerais). Drei räumlich getrennte Untersuchungsflächen unter CT und NT, beide mit Soja (*Glycine max* L.) bepflanzt, wurden ausgewählt. Eine Skizze zur Lage des Untersuchungsgebiets und der

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

<sup>2</sup> EMBRAPA, Caixa Postal 08223, Planaltina-DF, Brasilien.

<sup>3</sup> Bundesuniversität Uberlândia, 38406-210 Uberlândia-MG, Brasilien.

<sup>4</sup> CIAT, Apartado Aéreo 6713, Cali, Kolumbien.

Untersuchungsflächen findet sich in Kretzschmar et al. (1999). Eine detaillierte Beschreibung der Untersuchungsflächen wird in Lilienfein et al. (1999b) gegeben. Zu Beginn der Regenzeit zwischen 28. Oktober und 23. Dezember 1998 wurde alle 1-3 Tage die Bodenlösung in 15, 30, 80, 120 und 200 cm Tiefe mit Saugkerzen gesammelt. In den Lösungen wurden der pH-Wert und die Konzentrationen an Ca, Mg, Cl<sup>-</sup> und *total organic C* (TOC, < 80 µm) bestimmt.

## Ergebnisse und Diskussion

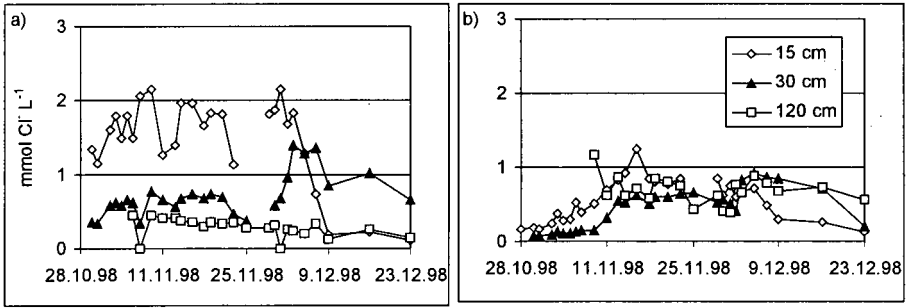
Die Böden im Untersuchungsgebiet sind nährstoffarme Oxisole. Sie sind alle aus dem selben Ausgangsgestein (tertiärer Tonstein) entstanden und haben vergleichbare Eigenschaften (Lilienfein et al., 1999a). Die wichtigsten Eigenschaften der Oberböden (0-15 cm) sind in Tab. 1 dargestellt.

**Tab. 1:** Ausgewählte Oberbodeneigenschaften (0-15 cm) der untersuchten Oxisole unter konventionellem (CT) und Direktsaatacker (NT).

	pH (H <sub>2</sub> O)	C <sub>org</sub> g kg <sup>-1</sup>	KAK <sub>eff</sub> mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	Fe <sub>d</sub> g kg <sup>-1</sup>	Ton g kg <sup>-1</sup>
CT	5,5-5,8	20,3-21,6	31,9-39,4	31,3-49,1	460-740
NT	5,3-6,1	20,9-22,3	30,2-44,7	27,9-44,8	645-755

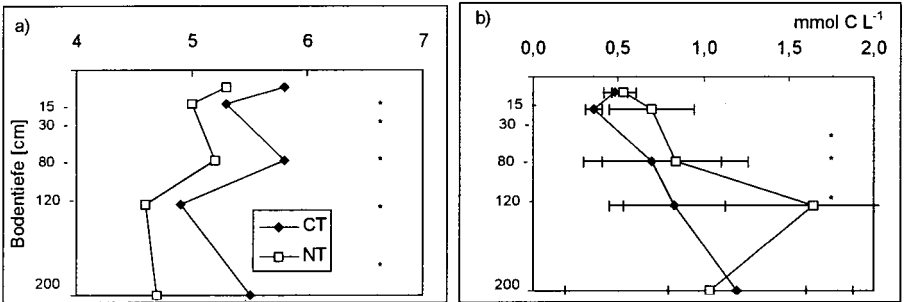
Die Umstellung von konventioneller Bodenbearbeitung auf Direktsaatverfahren vor 2 bis 4 Jahren führte bisher noch zu keiner signifikanten Veränderung der chemischen Eigenschaften der Bodenfestphase.

Während der Trockenzeit wird Cl<sup>-</sup> aus der Atmosphäre in die Systeme eingetragen, aber nicht ausgewaschen, so dass es auf der Bodenoberfläche akkumuliert. Außerdem wurde am 28. Oktober KCl gedüngt. Der Cl<sup>-</sup>-Eintrag erfolgte also in einem Puls zu Beginn des Untersuchungszeitraums und wir können Cl<sup>-</sup> als Tracer für das Fließregime betrachten. In 15 und 30 cm Tiefe steigen die Cl<sup>-</sup>-Konzentrationen mit einsetzendem Regen an (Abb. 1). Die höchsten Cl<sup>-</sup>-Konzentrationen in 15 cm Tiefe wurden am 13. 11. unter CT und am 16. 11. unter NT und in 30 cm Tiefe am 3. 12. unter CT und am 5. 12. unter NT beobachtet. Unter NT erreicht das Cl<sup>-</sup> zwischen dem 3. und 5. 12. gleichzeitig eine Tiefe von 120 cm, während bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes unter CT kein Cl<sup>-</sup> im Unterboden ankam. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass unter NT Cl<sup>-</sup> schnell, wahrscheinlich über bevorzugten Fluss in Makroporen, bis in eine Tiefe von 120 cm transportiert wurde, was für CT nicht beobachtet wurde. Der Grund hierfür liegt wahrscheinlich in der höheren Porenkontinuität unter NT als unter CT, da unter CT die Poren teilweise durch das Pflügen zerstört werden (Chan und Mead, 1989; Wu et al., 1995).



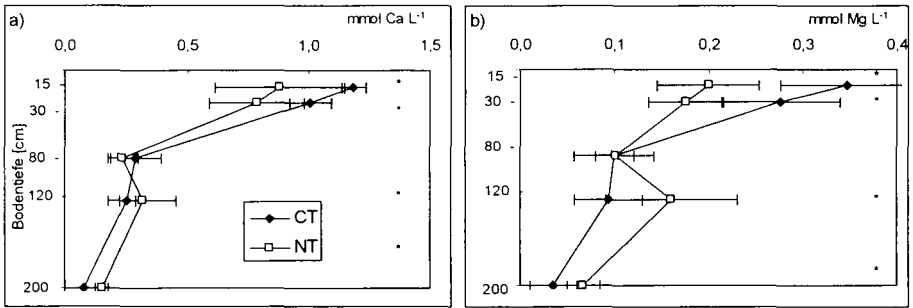
**Abb. 1:** Cl<sup>-</sup>-Konzentrationen im a) konventionell gepflügtem (CT) und b) Direktsaatacker (NT) zu Beginn der Regenzeit (28.10.1998-23.12.1998).

Der Bodenlösungs-pH-Wert unter CT ist durchschnittlich um 0,3-0,8 Einheiten höher als unter NT (Abb. 2a). Die TOC-Konzentrationen (Abb. 2b) sind unter NT in 30-120 cm Tiefe signifikant gegenüber jenen unter CT erhöht. Höhere TOC-Konzentrationen in NT als in CT spiegeln eine höhere Mineralisationsrate oder die Lösung eines größeren Pools leicht wasserlöslicher organischer Substanz wider. Da die Mineralisation von organischer Substanz zu einer H<sup>+</sup>-Freisetzung führt, könnte sie auch die niedrigeren Lösungs-pH-Werte unter NT als unter CT erklären. Dieses Ergebnis steht in Übereinstimmung mit den Befunden von Blevins et al. (1983), die eine verstärkte Bodenversauerung unter NT als unter CT in Alfisols in Kentucky fanden.



**Abb. 2:** Mittlere a) pH-Werte und b) TOC-Konzentrationen zu Beginn der Regenzeit (28.10.98-23.12.98). \* = signifikanter Unterschied zwischen NT und CT,  $p < 0,05$ .

Die schnellere Tiefenverlagerung von Nährstoffen unter NT als unter CT und die höhere Metallmobilität aufgrund des niedrigeren pH-Wertes führten zu unterschiedlichen Tiefenverteilungen der Nährstoffe in den beiden Ackersystemen (Abb. 3). Die durchschnittlichen Cl<sup>-</sup>, Ca- und Mg-Konzentrationen der Bodenlösung sind in 15-30 cm unter CT signifikant höher als unter NT, während sie in 120-200 cm unter NT signifikant höher sind. Dies stützt unsere Hypothese, dass es unter NT einen bevorzugten Transport von Wasser und Nährstoffen über bevorzugte Fließwege gibt.



**Abb. 3:** Mittlere a) Ca- und b) Mg-Konzentrationen in konventionell gepflügtem (CT) und Direktsaatacker (NT) zu Beginn der Regenzeit (28.10.98-23.12.98). \* = signifikanter Unterschied zwischen NT und CT,  $p < 0,05$ .

## Schlussfolgerungen

Zwei bis vier Jahre pfluglose Bodenbearbeitung führten noch nicht zu signifikanten Veränderungen der chemischen Eigenschaften der Bodenfestphase. Das schnellere Erscheinen von Cl<sup>-</sup> in größeren Bodentiefen deutet auf einen schnelleren Transport entlang bevorzugter Fließwege durch höhere Porenkontinuität unter NT als unter CT hin. Die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung wird von der Art der Bodenbearbeitung beeinflusst. Ein geringerer Bodenlösungs-pH-Wert unter NT als unter CT deutet auf verstärkte Bodenversauerung unter NT hin, wahrscheinlich durch höhere Mineralisationsraten. Höhere Mineralisationsraten sind auch eine mögliche Erklärung für die höheren TOC-Konzentrationen unter NT als unter CT, da sich unter NT mehr leicht mineralisierbare organische Substanz ansammelte. Höhere Nährstoffkonzentrationen im Unterboden unter NT als unter CT deuten auf einen schnelleren Tiefentransport von Nährstoffen, verbunden mit höheren Nährstoffverlusten aus der Wurzelzone durch Auswaschung hin.

## Dank

Wir bedanken uns bei der DFG, die diese Untersuchung gefördert hat (Ze 154/36-1, 2).

## Literatur

- Arshad, M.A., M. Schnitzer, D.A. Angers und J.A. Ripmeester. 1990. *Soil Biol. Biochem.* 22:595-599.
- Blevins, R.L., M.S. Smith, G.W. Thomas und W.W. frye. 1983. *J. Soil Water Conserv.* 38:301-305.
- Campbell, C.A., V.O. Biederbeck, M. Schnitzer, F. Selles und R.P. Zentner. 1989. *Soil Till. Res.* 14:39-52.
- Chan, K.Y. und J.A. Mead. 1989. *Soil Till. Res.* 14:301-310.
- Dick, W.A. und T.C. Daniel. 1987. *In: T.J. Logan (Hrsg.) Effects of conservation tillage on groundwater quality.* Lewis Publ., Chelsea, MI.
- Drury, C.F., D.J. McKenney, W.I. Findlay und J.D. Gaynor. 1993. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57:797-802.
- Hill, R.L. 1990. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54:161-166.
- Kretzschmar, S., J. Lilienfein, L. Vilela, S.d.C. Lima, R. Thomas und W. Wilcke. 1999. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, in Druck (dieser Band).
- Lilienfein, J., W. Wilcke, L. Vilela, S.d.C. Lima, R. Thomas und W. Zech. 1999b. *Eingereicht bei Austr. J. Soil Res.*
- Lilienfein, J., W. Wilcke, M.A. Ayarza, S.d.C. Lima, L. Vilela und W. Zech. 1999a. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, in Druck
- Tyler, J.B. und G.W. Thomas. 1977. *J. Environ. Qual.* 6:63-66.
- Wu, L., J.B. Allmaras und S.D. Logsdon. 1995. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59:185-191.

## Modellierung der Wechselwirkungen zwischen Asche und Böden

Ludwig, B.

### Einleitung

Abschätzungen der Änderungen in der Bodenlösungschemie und der Belegung an austauschbaren Kationen nach Aschedeposition aufgrund von Bränden des Schlagabraums sind komplex und bodenchemische Modelle können hilfreich hierbei sein. Ziel war es, die Löslichkeit einer Holzasche aus Amazonien mittels Batchexperimenten und Löslichkeitsproduktberechnungen zu bestimmen und die Nützlichkeit eines chemischen Gleichgewichtsmodells zur Beschreibung der Prozesse in Boden-Asche-Mischungen zu testen.

### Material und Methoden

Ein Oberboden eines amazonischen Acrisols unter Brache wurde studiert. Die Textur war 84% (S), 5% (U) und 11% (T). Der C-Gehalt war 12 g/kg und die KAK war 21 mmol<sub>c</sub>/kg. Asche wurde nach Brand einer Brachevegetation erhalten; die zugegebenen Mengen waren 10, 30 oder 60 g Asche / kg Boden. Zugabelösungen für die sequentiellen Batchexperimente waren Wasser, 2 mM HCl und 2 mM KCl. Equilibrierungszeiten waren 3 Wochen (Schritt 0) und 24 h für jeden weiteren Schritt.

### Modell

Zur Modellierung wurde ein Modell gekoppelter Gleichgewichte (PHREEQC) verwendet. Das Modell berücksichtigte anorganische Komplexbildung; Fällung/Lösung verschiedener Magnesiumcalcite (Löslichkeiten: tabelliert bei Plummer and Mackenzie, 1974); und multiplen Kationenaustausch (Austauschkoeffizienten wurden aus experimentellen Werten erhalten).

### Ergebnisse und Diskussion

Die Berechnung der Ionenaktivitätsprodukte (IAP) in den Lösungen verschiedener Batchexperimente in Boden-Asche-Mischungen schlug vor, daß Magnesiumcalcite verschiedener Löslichkeit im Gleichgewicht mit den Aktivitäten von Mg<sup>2+</sup> und Ca<sup>2+</sup> in den Lösungsphasen waren (nicht gezeigt). Eine inkongruente Auflösung von Mg (berechnet aus Elementbilanzierungen) resultierte in Magnesiumcalciten verminderter Löslichkeit in der Asche. Die Streuung der IAP-Werte bei einzelnen Experimenten zeigte aber, daß eine Annahme konstanter Löslichkeitsprodukte nur in erster Näherung brauchbar ist (nicht gezeigt).

Das Modell schätzte die Kationensorption und pH-Werte für sämtliche Experimente mit den Boden-Asche-Mischungen gut bis befriedigend ohne Verwendung adjustierbarer Parameter ab (Abb. 1). Modellberechnungen schlagen vor, daß der grösste Anteil an Ca und beträchtliche Mengen an Mg, welche mit der Asche zum Boden gegeben werden, lange Zeit im Boden verbleiben werden und den Ca- und Mg-Status der Bodenlösung bestimmen, primär kontrolliert durch Löslichkeitsprodukt-Prinzipien.

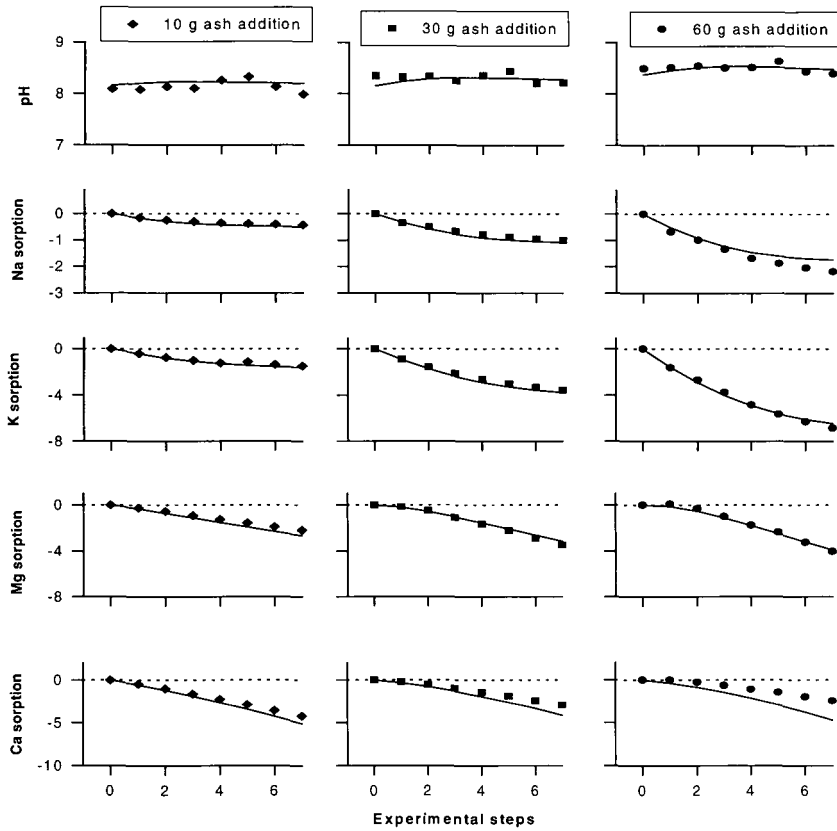


Abb. 1. Gemessene und modellierte (Linien) Sorptionskurven für Na, K, Mg und Ca (mmol/kg) und pH-Kurven für die Experimente mit unterschiedlichen Aschegaben bei Verwendung von Wasser als Zugabelösung vs. exp. Schritte.

### Literatur

Ludwig, B., Khanna, P.K., Hölscher, D. and B. Anurugsa. 1999. Modelling changes in cations in the topsoil of an Amazonian Acrisol in response to additions of wood ash. *Eur. J. Soil Sci.*, in press.

## Säureneutralisation durch Pflanzenstreu: Einflussgrößen und Prozesse.

Bernd Marschner<sup>1</sup> und Andrew Noble<sup>2</sup>

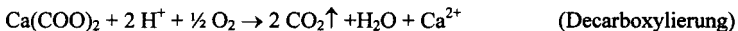
### Einleitung

In vielen Teilen der Welt limitieren saure Böden die landwirtschaftliche Produktivität und nachhaltige Landnutzung. Eine Verbesserung der Standorteigenschaften lässt sich meist durch Kalkungen erreichen, die zur pH-Erhöhung und Basenzufuhr führen, wodurch auch die Pufferkapazität (= Säureneutralisationskapazität, SNK) der Böden erhöht wird. Allerdings sind Kalk oder andere karbonatische Bodenverbesserungsmittel in vielen tropischen Ländern nicht verfügbar oder zu teuer, um in der Subsistenzwirtschaft eingesetzt zu werden. Eine Alternative könnte der Einsatz von Bestandesstreu oder Ernterückständen darstellen, da Pflanzen im Allgemeinen die Aufnahme kationischer Nährstoffe durch die Produktion organischer Anionen ausgleichen und damit einen Basenüberschuß aufweisen, der über die Aschenalkalinität quantifizierbar ist (Noble et al., 1996).

Während die Eignung verschiedener Pflanzenmaterialien zur pH-Erhöhung saurer Böden schon mehrfach nachgewiesen wurde (Bessho & Bell, 1992; Noble et al., 1996; Pocknee & Sumner, 1997), gibt es über die Mechanismen, die zur Säureneutralisation führen, verschieden Vorstellungen. Denkbar sind zum einen Austauschprozesse, bei denen organisch gebundene basische Kationen freigesetzt und Säurereste protoniert werden (Bsp. Ca-oxalat):



Zum anderen führt auch die mikrobielle Decarboxylierung organischer Säuregruppen zur Freisetzung der Alkalinität, wenn  $\text{CO}_2$  im sauren Bereich entweicht:



Ziel der vorliegenden Arbeit war zu klären, welcher dieser Prozesse nach der Einarbeitung von Pflanzenstreu im Boden dominiert und inwieweit bestimmte Qualitätsparameter der Pflanzenmaterialien die Freisetzung der Alkalinität beeinflussen.

### Material und Methoden

Für einen Laborbrutversuch wurde gesiebtes Bodenmaterial des Ah-Horizontes eines Chromic Acrisol aus dem Südosten Australiens (NSW) mit folgenden Eigenschaften verwendet: Bodenart Lu (dominierendes Tonmineral Kaolinit);  $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$  3,9;  $\text{C}_{\text{org}}$  1,5%;  $\text{KAK}_{\text{eff}}$  23  $\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$ .

<sup>1</sup> Ruhr-Universität Bochum, Geographisches Institut, 44780 Bochum, marschner@geographie.ruhr-uni-bochum.de

<sup>2</sup> CSIRO Land & Water, Townsville, Qld. Australia

Die bezüglich Alkalinität und C/N-Verhältnissen sehr unterschiedlichen Pflanzenmaterialien (Tab. 1) wurden gemahlen in Aufwandsmengen von 4, 16 und 32 mg kg<sup>-1</sup> (entsprechend 5, 20, 40 t ha<sup>-1</sup> auf 1 dm) mit dem Boden vermischt. Außerdem wurden Kalkvarianten mit 0,4; 1,6 und 3,2 mg kg<sup>-1</sup> angelegt.

Tab.1: Alkalinität und C/N-Verhältnisse der eingesetzten Pflanzenmaterialien.

	<i>Melia azedarach</i> (Persicher Flieder)	<i>Castanea sativa</i> (Esskastanie)	<i>Saccharum officinarum</i> (Zuckerrohr)
Alkalinität [mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> ]	2878	1409	334
C/N	44	103	99

Die auf 15% Wassergehalt (= 90% der FK) angefeuchteten 50 g Proben wurden mit je 3 Parallelen 20 Tage lang bei 25°C in Dunkeln inkubiert. Ein Durchflusssystem in den 250 ml Behältern gewährleistete eine ausreichende Belüftung und erlaubte, das freigesetzte CO<sub>2</sub> in mit Natronkalk gefüllten Säulen aufzufangen und gravimetrisch zu bestimmen.

Vor und nach der Inkubation wurden die Proben auf folgende Parameter hin untersucht: pH, NH<sub>4</sub>Cl/BaCl<sub>2</sub>-extrahierbare Kationen, KAK<sub>eff</sub>, wasserlösliche organische Substanzen und die SNK mittels diskontinuierlicher Titration nach einem Verfahren von James & Riha (1986).

### Ergebnisse und Diskussion

Bereits unmittelbar nach Zugabe einzelner Meliorationsmittel kommt es zu Veränderungen von Aziditätskennwerten in den Bodenproben (Tab. 2). Wie erwartet bewirkt die Kalkzugabe eine sofortige pH-Erhöpfung mit entsprechenden Auswirkungen auf KAK, BS und SNK. Der Vergleich zwischen Alkalinitätszugabe (64 mmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>) und SNK-Erhöpfung gegenüber der Kontrolle (65 bzw. 60 mmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>) zeigt eine praktisch quantitative Wiederfindung des eingesetzten Kalkes. Bei den Pflanzenmaterialien zeigte sich zunächst keine Auswirkungen auf KAK oder BS.

Auch in allen Streuvarianten nehmen bereits vor Inkubation die SNK<sub>pH3</sub>-Werte zu, entsprechend 49% (*Melia*); 51% (*Castanea*) und 78% (Zuckerrohr) der Alkalinitätszugaben. Diese sofortige Pufferwirkung wird auf Protonierungsreaktionen zurückgeführt und bedeutet, dass ein hoher Anteil der Alkalinität in der Pflanzenstreu assoziiert mit Anionen starker organischer Säuren (pK<sub>a</sub> < 4) vorliegen muss. Nur bei *Melia* ist ein Teil der Alkalinität bereits oberhalb von pH 4 wirksam, erkennbar am Anstieg der SNK<sub>pH4</sub> in Höhe von rund 20% der zugegebenen Alkalinität und am erhöhten pH-Wert.

Nach der Inkubation sind in allen Varianten mit den höchsten Streuzugaben die pH-Werte gegenüber der Kontrolle angestiegen (Tab. 2). Bei *Melia* und *Castanea* schlägt sich dies nun auch in der Basensättigung nieder, eine Erhöhung der KAK<sub>eff</sub> ist nur bei Kalk und *Melia* erkennbar, was durch die stark erhöhten pH-Werte zu erklären ist. In der Kalkvariante kommt es im Verlauf der Inkubation zur Abnahme der SNK<sub>pH4</sub>, da ein Teil des Karbonats (ca. 20%) als CO<sub>2</sub> ausgaste. Bei *Melia* und *Castanea* erhöhte sich dagegen die SNK<sub>pH4</sub> um 26 bzw. 10 mmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> Laufe der Inkubation, was 28 und 22% der zugegebenen Alkalinität entspricht. Bei *Castanea* hat trotz gestiegener SNK<sub>pH4</sub> keine Änderung der SNK<sub>pH3</sub> mehr stattgefunden. Auch bei *Melia* übersteigt die Zunahme der SNK<sub>pH4</sub> die Zunahme der SNK<sub>pH3</sub>. Dies bedeutet, dass in beiden Varianten die Säurepufferkapazität oberhalb von pH 4 zwar zugenommen, zwischen pH 4 und pH 3 aber abgenommen hat.

Dieser inkubationsbedingten Rückgang der Pufferkapazität im stark sauren Bereich weist auf die Mineralisierung organischer Säuren hin und wird als wichtigste Ursache für die anderen



bodenchemischen Veränderungen angesehen. Wie die SNK-Werte zu Versuchsbeginn zeigen, liegt der Großteil der "leicht aktivierbaren" pflanzlichen Alkalinität in solchen Verbindungen vor und ist damit beim pH dieses Bodens nicht pufferwirksam. Erst durch die Decarboxylierung der starken Säureanionen werden Protonen verbraucht (pH-Anstieg) und basische Kationen freigesetzt, die Aluminium von den Austauschplätzen verdrängen können. Dies erklärt daher auch, weshalb die Basensättigung bei *Melia* und *Castanea* erst infolge der Inkubation ansteigt und dadurch ein erhöhtes Säureneutralisationsvermögen bei  $\text{pH} > 4$  entsteht.

Tab.: 2: pH-Werte,  $\text{KAK}_{\text{eff}}$ , Basensättigung und Säureneutralisationskapazitäten bis pH 4 und pH 3 in den Bodenproben mit den höchsten Beaufschlagungsmengen vor und nach der Inkubation im Vergleich zu den zugegebenen Aschealkalinitäten.

vor Inkubation	Kontrolle	Kalk	<i>Melia</i>	<i>Castanea</i>	<i>Saccharum</i>
pH (CaCl <sub>2</sub> )	3,9	6,6	4,7	4,0	3,9
KAK [mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> ]	23	40	24	26	17
BS [%]	41	100	46	39	33
SNK <sub>pH3</sub> [mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> ]	25	90	70	48	33
SNK <sub>pH4</sub> [mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> ]	-2	58	16	0	3
nach Inkubation					
pH (CaCl <sub>2</sub> )	4,0	6,7	6,0	4,5	4,4
KAK [mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> ]	27	47	38	25	15
BS [%]	48	99	98	66	46
SNK <sub>pH3</sub> [mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> ]	26	87	87	47	32
SNK <sub>pH4</sub> [mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> ]	-1	48	42	10	4
Alkalinitätszugabe [mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> ]	0	64	92	47	11

Eine direkte Beziehung zwischen inkubationsbedingter Erhöhung der SNK<sub>pH4</sub> und der biologischen Mineralisierungsaktivität lässt sich allerdings nur für die Varianten mit *Melia* absichern (Abb. 1). Aus der Steigung der Regressionsgeraden ergibt sich, daß pro Mol CO<sub>2</sub> rund 0,13 Mol<sub>c</sub> Alkalinität aus der Pflanzenstreu freigesetzt werden. Dieser Wert liegt nur etwas höher als der auf C normierte Alkalinitätsgehalt der *Melia*-Streu (0,08 mmol mol<sup>-1</sup>) was auf eine bevorzugte Mineralisierung organischer Säuren gegenüber anderen nicht pufferrelevanten Verbindungen hinweist und mit deren hohen biologischen Abbaubarkeit übereinstimmt (Jones, 1998).

Bei den mit *Castanea*-Streu inkubierten Bodenproben ist die Beziehung in Abb. 1 nur schwach ausgeprägt, da in den drei Proben mit der höchsten Zugabe trotz vermehrter CO<sub>2</sub>-Freisetzung nicht mehr SNK freigesetzt wurde als in den Proben der zweiten Beaufschlagungsstufe. Bei Zuckerrohr besteht keinerlei Beziehung, was aufgrund der geringen Alkalinitätsgehalte und der fehlenden Freisetzung während der Inkubation nicht verwundert. Mit aus der CO<sub>2</sub>-Freisetzung berechneten Mineralisationsraten von 8 und 14% zeichnete sich dieses Streumaterial auch durch die geringste Abbaubarkeit aus, während von *Castanea* 11-26% und von *Melia* 19-32% der eingebrachten Streu innerhalb der 20-tägigen Inkubation mineralisiert wurden.

Bei Betrachtung aller streubeaufschlagten Proben steht die CO<sub>2</sub>-Freisetzung in linearer Beziehung zur Abnahme der wasserextrahierbaren organischen Substanzen (Abb. 2), womit

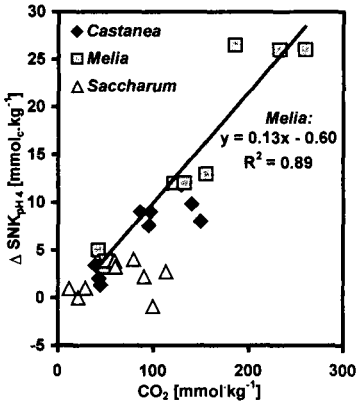


Abb. 1: Verhältnis zwischen CO<sub>2</sub>-Freisetzung und Änderung der SNK<sub>pH4</sub> während des Inkubationsversuchs für alle Proben mit Pflanzenstreu-Zugaben. Die eingefügte Regressionsgerade bezieht sich nur auf die *Melia*-Varianten.

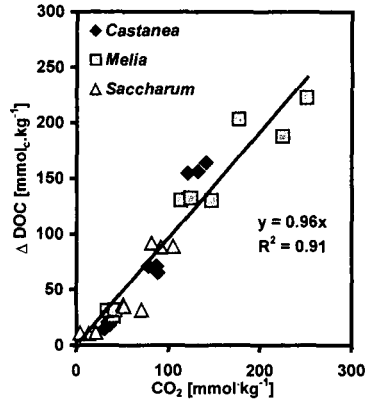


Abb. 2: Beziehung zwischen CO<sub>2</sub>-Freisetzung und Änderung der löslichen organischen Substanzen während der Inkubation in allen Streuvarianten.

sich 96% der Mineralisierungsaktivität durch den Abbau löslicher Streubestandteile erklären liesse, deren Bedeutung gerade in der ersten Phase des Streuabbaus auch von Williams & Gray (1974) hervorgehoben wird. Da auch die DOC-Konzentrationen der Extrakte eine enge Beziehung zu den löslichen basischen Kationen aufweisen ( $R = 0,88$ ), ist dies ein weiterer Hinweis, dass organische Säuren und ihre Salze Bestandteil dieser löslichen Streuinhaltsstoffe waren und daher für eine rasche Mineralisierung zur Verfügung standen.

### Schlussfolgerungen

- Bodenazidität lässt sich durch Pflanzenstreu mit hoher Aschenalkalität vermindern.
- Die Alkalinität in der Pflanzenstreu ist nur zum geringen Teil direkt pufferwirksam, der größte Teil wird erst durch die Decarboxylierung starker organischer Säuren freigesetzt.
- Kurzfristig wird vor allem Alkalinität aus löslichen Streuinhaltsstoffen freigesetzt.

### Literatur

- Bessho, T. and Bell, L. C. 1992. Soil and solution phase changes and mung bean response during amelioration of aluminum toxicity with organic matter. *Plant and Soil* **140**, 183-196.
- James, B. R. and Riha, S. J. 1986. pH buffering in forest soil organic horizons: relevance to acidic deposition. *Journal of Environmental Quality* **15**, 458-462.
- Noble, A. D., Zenneck, I. and Randall, P. J. 1996. Leaf litter ash alkalinity and neutralisation of soil acidity. *Plant and Soil* **179**, 293-302.
- Pocknee, S. and Sumner, E. 1997. Cation and nitrogen contents of organic matter determines its liming potential. *Soil Science Society of America Journal* **61**, 86-92.
- Williams, S. T. and Gray, T. R. G. 1974. Decomposition of litter on the soil surface. In C. H. Dickinson and G. J. F. Pugh eds. *Biology of Plant Litter Decomposition*. Academic Press New York, pp. 611-632.

## Vergleich verschiedener Methoden zur Gewinnung von Bodenlösungen – experimentelle und Modellergebnisse

Meiwes, K.J.; Ludwig, B.; Khanna, P.K.; Fortmann, H.; Hildebrand, E.E.

Unterschiedliche Labormethoden zur Bodenlösungsgewinnung wurden mit den Ergebnissen von Lysimeteruntersuchungen verglichen. Hierzu wurde eine podsolige Braunerde unter Buche aus dem Solling mit 10 bis 12 Wiederholungen in zwei Tiefenstufen beprobt. Die Methoden beinhalteten Zentrifugation, 2:1 Extrakte von luftgetrockneten (2:1<sub>dried</sub>) und feldfrischen (2:1<sub>moist</sub>) Proben, Sättigungsextrakte, Gleichgewichtsbodenporenlösungen bei Verwendung ungestörter (ESPS) und homogenisierter (ESPS<sub>comp</sub>) Bodensäulen und die Anwendung von Druck.

Ein bodenchemisches Gleichgewichtsmodell (BEM, batch equilibrium model) wurde verwendet, um den Effekt des Bodenlösungsverhältnisses auf die Lösungszusammensetzung zu beschreiben. Das Modell beinhaltete Kationenaustausch der Ionen H, Na, K, Mg, Ca, Mn und Al und anorganische Komplexierung und für den Unterboden zusätzlich Löslichkeitsprodukte von  $AlOH_2SO_4$  und  $Al(OH)_3$ .

Sättigungsextrakte ergaben ähnliche Ergebnisse wie die Lysimetrie. Sie könnten daher nützlich zur Berechnung von Elementflüssen sein. Biologische Umwandlungen (N-Mineralisierung, Mobilisierung organischer Substanz) traten jedoch bei der Equilibrierung auf.

Die Zusammensetzungen der Bodenlösungen der Methoden 2:1<sub>dried</sub> und Zentrifuge waren stark abweichend von denen der übrigen Methoden. Dies zeigte, daß diese Methoden weniger gut geeignet zum Studium von Gleichgewichtsbodenlösungen sind.

Die Werte molarer Ionenverhältnisse hingen stark von der verwendeten Methode zur Bodenlösungsgewinnung ab:  $Ca^{2+}/Al^{3+}$  Verhältnisse für beide Tiefenstufen reichten von kleiner 0.3 bis zu größer 1. Aufgrund dieser Unterschiede schlagen wir vor, daß mindestens zwei verschiedene Methoden (mit Ausnahme der Zentrifugation und der 2:1<sub>dried</sub>-Extrakte) angewandt werden, bevor Kaliumempfehlungen gegeben werden.

Die Modellierung beschrieb den Einfluß des Bodenlösungsverhältnisses auf die Elementkonzentrationen für die Methoden Druck, Sättigungsextrakte, ESPS<sub>comp</sub> und 2:1<sub>moist</sub> Extrakte qualitativ mit wenigen Ausnahmen. Das Modell schlug vor, daß die Unterschiede in Elementkonzentrationen bei Anwendung dieser Methoden hauptsächlich auf Verdünnung, Kationenaustausch und Auflöser schwerlöslicher Salze in Abhängigkeit des Bodenlösungsverhältnisses zurückzuführen sind.

Literatur: Ludwig, B., Meiwes, K.-J., Khanna, P., Gehlen, R., Fortmann, H. und E.E. Hildebrand. 1999. Comparison of different laboratory methods with lysimetry for soil solution composition - experimental and model results. J. Plant Nutr. Soil Sci. 162, 343-351.

\*Forest Research Institute of Lower Saxony, Grätzelstr. 2, 37079 Göttingen

\*\*Institute of Soil Science and Forest Nutrition, University of Göttingen, Büsingenweg 2, 37077 Göttingen

\*\*\*CSIRO Forestry and Forest Products, P.O. Box E4008, Kingston ACT 2604, Canberra, Australia

\*\*\*\*Forest Research Institute of Lower Saxony, Grätzelstr. 2, 37079 Göttingen

\*\*\*\*\*Institute of Soil Science and Forest Nutrition, University of Freiburg, Bertoldstr. 17, 79098 Freiburg

# **<sup>13</sup>C- und <sup>31</sup>P-NMR-spektroskopische Untersuchungen zur Beziehung von organischem Kohlenstoff und Phosphor in tropischen Böden (Thailand)**

A. Möller<sup>1</sup>, K. Kaiser<sup>1</sup>, W. Amelung<sup>1</sup>, C. Niamskul<sup>2</sup>, S. Udomsri<sup>3</sup>, L. Haumaier<sup>1</sup> und W. Zech<sup>1</sup>

## **Einleitung**

In den hochgradig verwitterten Böden der Tropen, die gewöhnlich an phosphorhaltigen primären Mineralen verarmt sind, ist die Freisetzung pflanzenverfügbaren Phosphors eng mit der Mineralisation organischer Bodensubstanz verbunden. Für organische Auflagen und Oberbodenhorizonte von Waldböden der gemäßigten Breiten, konnte Gressel et al. (1996) zeigen, daß Veränderungen der Struktur von organisch gebundenem Phosphor im Boden eng mit Strukturveränderungen von organischem Kohlenstoff korrelieren. Jedoch ist noch unklar, inwieweit auch im Mineralboden die Umsetzung von organischem Phosphor mit der Struktur von organischem Kohlenstoff gekoppelt ist.

Lösungs-<sup>13</sup>C- und <sup>31</sup>P-NMR-Spektroskopie hat sich für Böden als ein nützliches Mittel für die Charakterisierung von Strukturklassen von organischem Kohlenstoff und Phosphor im Boden erwiesen. Aus diesem Grund scheint die Anwendung dieser Techniken eine vielversprechende Methode zu sein, um Zusammenhänge zwischen organischen Kohlenstoff- und Phosphorstrukturen im Boden zu untersuchen.

## **Material und Methoden**

### *Standorte und Böden*

Die Untersuchung wurde in der Bergregion bei Khun Sathan, Na Noi Bezirk, Nord-Thailand durchgeführt. Der Standort liegt auf einer Höhe zwischen 1350 und 1500 m über NN. Das Untersuchungsgebiet ist in drei Bereiche mit unterschiedlicher Waldnutzung gegliedert: a) einer Wiederaufforstung mit *Pinus kesiya* (Royle ex Gordien), einem Sekundärwald und einem wenig beeinflusste Primärwald. Die Böden in der Region sind hauptsächlich Humic and Dystric Cambisols.

### *<sup>13</sup>C- und <sup>31</sup>P-Spektroskopie Messungen*

Für die <sup>13</sup>C- und <sup>31</sup>P-Spektroskopie Messungen wurden die Bodenproben drei Mal mit 0,1 M NaOH und 0,4 M NaF mit einem Boden Lösungsverhältnis von 1:5 (w/v) extrahiert. Die Extraktion würden nach dem von Sumann et al. (1998) modifizierten Verfahren von Schnitzer (1982), geändert

<sup>1</sup> Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth; email: [andreas.moeller@uni-bayreuth.de](mailto:andreas.moeller@uni-bayreuth.de) <sup>2</sup> International Board for Soil Research and Management, Bangkok 10900, Thailand <sup>3</sup> Department of Land Development, Bangkok 10900, Thailand

durchgeführt. Die Extrakte wurden anschliessend dialysiert und gefriergetrocknet.  $^{13}\text{C}$  and  $^{31}\text{P}$  Lösungs-NMR Spektren wurden mit einem Avance DRX 500 Spektrometer aufgenommen. Dazu wurden ca. 150 mg gefriergetrocknete organische Substanz in 3 ml 0.5 M NaOD in einem 10 mm NMR-Röhrchen aufgelöst. Die Messbedingungen für  $^{13}\text{C}$ -NMR waren: Spektrometerfrequenz 125.77 MHz; inverse-gated decoupling; Aquisitionszeit, 0.33 s; Pulsverzögerung 1.67 s; Linienverbreiterung, 100 Hz. Für das  $^{31}\text{P}$ -NMR galten folgende Konditionen: Spektrometerfrequenz, 202 MHz; keine  $^1\text{H}$ -decoupling; Pulswinkel,  $90^\circ$ ; Pulsverzögerung, 0.2 s; Aquisitionszeit, 0.1 s; Linienverbreiterung, 20 Hz.

## Ergebnisse und Diskussion

### *$^{13}\text{C}$ -NMR-Spektroskopie*

Die  $^{13}\text{C}$ -NMR-Spektren der extrahierten organischen Substanz aus Auflagen zeigt eine ähnliche Verteilung der Kohlenstoffspezies wie Material in Alkaliextrakten aus Nadel- und Laubbaumstreu der gemäßigten Breiten und der Tropen (Gressel et al. 1996; Zech et al. 1996). Die extrahierbare organische Substanz aus den Mineralhorizonten (Tab.1) tendierte zu geringeren Gehalten an O-Alkyl-C und höheren Anteilen von Aryl-C relative zu der extrahierbaren organische Substanz der Auflagen.

### *$^{31}\text{P}$ -NMR-Spektroskopie*

Die  $^{31}\text{P}$ -NMR Spektren der Alkaliextrakte der organischen Auflagen vom Waldboden unterscheiden sich deutlich von jenen des Mineralbodens (Tab. 1). In den Auflagen liegt P hauptsächlich als Diester-P und zu einem geringeren Anteil als Monoester-P vor. In Mineralboden reichert sich mit zunehmender Tiefe Monoester-P relativ zu den anderen P-Formen an. Dies spiegelt u.a. seine höhere Stabilität im Vergleich zu den labileren Diester P und Teichionsäuren wieder (Guggenberger et al. 1996; Magid et al. 1996), welche leichter abgebaut werden (Bedrock et al. 1994).

### *Kopplung von C- und P-Transformation*

Für Auflagen und Oberböden eines gemischten Nadelbaumbestandes in Kalifornien konnte Gressel et al. (1996), ebenfalls unter Verwendung von  $^{13}\text{C}$ - und  $^{31}\text{P}$ -NMR-Spektroskopie, signifikante Korrelationen zwischen organischen C- und P-Formen aufzeigen. Wir verwendeten eine hierarchische Clusteranalyse, um unsere Proben in Bezug auf deren chemische Struktur zu klassifizieren (Ergebnisse sind nicht gezeigt). Die deutlichen Trennung zwischen Auflage und Mineralboden bestätigte unsere Vermutung, dass sich die Beziehungen zwischen C- und P-Formen in Auflagen und Mineralböden unterscheidet. Die weitere statistische Auswertung beschränkte sich deshalb auf die Mineralbodenhorizonte (Tab. 2). Phosphor in Form von Diestern und Teichionsäuren war positiv mit aromatischem C und negativ mit O-Alkyl C korreliert. Diese labilen Phosphorverbindungen waren ausserdem positiv mit amorphen Al- und Fe-Oxiden korreliert. Dies

lässt vermuten, dass Aryl-C und Diester-P, welche mit zunehmender Bodentiefe weniger effektiv durch sorptive Prozesse stabilisiert werden, mikrobiell abgebaut werden.

**Tabelle 1:** Ergebnisse der <sup>13</sup>C- und <sup>31</sup>P-NMR-spektroskopischen Charakterisierung alkalilöslicher organischer Substanz in den Böden von Khun Sathan, N-Thailand. Angegeben sind die prozentuale Verteilungen verschiedener C- und P-Formen im jeweiligen Gesamtspektrum. Die Zuweisung der C- und P-Formen erfolgte nach Wilson (1987) bzw Condon et al. (1990).

Fraktion	<sup>13</sup> C-NMR						<sup>31</sup> P-NMR						
	Alkyl 0-50 ppm	Methoxyl 50-60 ppm	O- Alkyl 60- 110 ppm	aroma- tisch 110- 145 ppm	pheno- lisch 145- 160 ppm	Carbonyl 160-220 ppm	Pyro- phosphat -4.8 ppm	Un- bekannt -2.5- -1 ppm	Diester P -1-0.5 ppm	Teichoin- säuren 1.0-2.0 ppm	Mono- ester P 4.1-5.6 ppm	Ortho- phosphat 6.2 ppm	Phos- phonat 19.0 ppm
% des Gesamtspektrums													
<b>Aufforstung</b>													
L	24	5	32	20	6	14	12	nn	53	8	-	3	nn
Of	23	5	29	21	6	17	7	nn	43	11	31	7	nn
Ah	21	5	30	20	4	20	3	4	9	9	74	nn	2
Bv	22	5	42	12	2	18	4	4	13	7	72	nn	nn
BvCv	20	5	43	13	2	17	4	3	12	6	73	nn	1
C	21	4	43	12	2	18	5	3	13	6	72	nn	nn
<b>Sekundärwald</b>													
L	17	5	30	23	6	18	5	nn	61	6	22	6	nn
Of	17	5	27	23	7	21	11	nn	45	11	27	7	nn
Ah	16	4	27	24	6	23	6	nn	21	11	60	nn	3
AhC	15	4	28	27	5	20	3	4	15	8	67	nn	3
C	19	4	31	22	5	20	1	nn	19	8	72	nn	nn
<b>Primärwald</b>													
L	22	4	29	21	5	19	8	4	53	9	16	11	nn
Ah	19	4	26	25	4	23	5	3	8	18	59	nn	8
BvAh	20	4	27	22	3	23	1	2	22	5	67	nn	4
Bv1	17	4	36	18	4	21	2	2	16	5	73	nn	2
Bv2	13	3	58	10	2	14	nn	3	2	4	91	nn	nn
Bv3	16	4	39	16	3	22	1	3	7	5	85	nn	nn
Bv4	18	4	44	14	3	18	3	3	7	8	79	nn	nn
Go	18	4	39	15	3	21	4	3	8	6	80	nn	nn
Gr	17	4	42	15	3	18	1	3	12	6	78	nn	nn

nn = nicht nachweisbar

**Tabelle 2:** Signifikante Korrelationen zwischen der Verteilung von P- und C-Formen in <sup>13</sup>C- und <sup>31</sup>P-Lösungs-NMR-Spektren sowie zwischen den P-Formen und einigen chemischen Bodenparametern. Die Angaben beziehen sich ausschliesslich auf die Mineralböden der drei Waldstandorte.

P-Spezies	O-Alkyl C	aromatischer C	phenolischer C	Carbonyl C	Al <sub>o</sub>	Fe <sub>o</sub>	OC
Pyrophosphat							
Diester P	-0.75**	0.70**	0.62*	0.58*		0.52*	
Teichionsäuren	-0.65**	0.64*	0.57*		0.55*	0.56*	0.84***
Phosphonat	-0.75**	0.78**	0.52*	0.64**	0.92**	0.94**	0.78**
Monoester P	0.84***	-0.74**	-0.60*	-0.63*	-0.65**	-0.72**	-0.72**
Unbekannt		-0.69**	-0.77**				

\*, \*\*, \*\*\* p < 0.05, < 0.01 und < 0.001 Wahrscheinlichkeitsgrad; n=15

## Schlussfolgerung

Änderungen in der Zusammensetzung organischer C-Formen im Boden sind verbunden mit dem Wandel der Zusammensetzung organischer P-Spezies. Mit zunehmender Bodentiefe werden labile P-Diester und Teichionsäuren weniger effektiv stabilisiert werden, wodurch der stabilere Monoester-P relativ angereichert wird.

## Literatur

- Bedrock CN, Cheshire MV, Chudek JA, Goodman BA, Shand CA (1994)  $^{31}\text{P}$ -NMR studies of humic acid from a blanket peat. In 'Humic substances in the global environment and implications on human health'. (Eds N Senesi, TM Miano), pp. 227–234. (Elsevier Science, Amsterdam)
- Condon LM, Frossard E, Tiessen H, Newman RH, Stewart JWB (1990) Chemical nature of organic phosphorus in cultivated and uncultivated soils under different environmental conditions. *Journal of Soil Science* **41**, 41–50.
- Gressel N, McColl JG, Preston CM, Newman RH, Powers RF (1996) Linkages between phosphorus transformations and carbon decomposition in a forest soil. *Biogeochemistry* **33**, 97–123.
- Guggenberger G, Christensen BT, Rubaek G, Zech W (1996) Land-use and fertilisation effects on P forms in two European soils: resin extraction and  $^{31}\text{P}$ -NMR analysis. *European Journal of Soil Science* **47**, 605–614.
- Magid J, Tiessen H, Condon LM (1996) Dynamics of organic phosphorus in soils under natural and agricultural ecosystems. In 'Humic substances in terrestrial ecosystems'. (Ed A Piccolo), pp. 429–466. (Elsevier Science: Amsterdam)
- Preston CM (1996) Application of NMR to soil organic matter analyses: History and prospects. *Soil Science* **161**, 144–166.
- Robinson JS, Johnston CT, Reddy KR (1998) Combined chemical and  $^{31}\text{P}$ -NMR spectroscopic analysis of phosphorus in wetland organic soils. *Soil Science* **163**, 705–713.
- Schnitzer M (1982) Organic matter characterization. In 'Methods of soil analysis, Part 2 – Microbiological and biochemical properties'. (Eds AL Page et al.), pp. 581–594. Agronomy Monograph 9. (American Society of Agronomy: Madison, WI)
- Sumann M, Amelung W, Haumaier L, Zech W (1998) Climatic effects on soil organic phosphorus in the North American Great Plains identified by phosphorus-31 nuclear magnetic resonance. *Soil Science Society of America Journal* **62**, 1580–1586.
- Wilson WA (1987) 'NMR techniques and applications in geochemistry and soil chemistry'. (Pergamon Press: Oxford)
- Zech W, Guggenberger G, Haumaier L, Pöhhacker R, Schäfer D, Amelung W, Miltner A, Kaiser K, Ziegler F (1996) Organic matter dynamics in forest soils of temperate and tropical ecosystems. In 'Humic substances in terrestrial ecosystems'. (Ed A Piccolo), pp. 101–170. (Elsevier Science, Amsterdam)

# MULTIRÜCKSTANDSANALYSE VON PFLANZENSCHUTZMITTELN IN BÖDEN UND GEWÄSSERN THAILANDS

Alexander Nikolakis, Wulf Amelung und Wolfgang Zech

## **EINLEITUNG**

Das Stoffspektrum der in Asien eingesetzten Pestizide unterscheidet sich z.T. erheblich von dem anderer Kontinente. Zum Beispiel werden in Thailand hochpolare Organophosphate in weit größerer Anzahl verwendet, als dies in Südamerika der Fall ist. Im Jahre 1985 kamen weltweit über 2.5 Millionen Tonnen aktive Wirksubstanzen zum Einsatz, wobei die Applikation von Pestiziden mit zunehmender Weltbevölkerung noch weiter ansteigen dürfte. Besonders in Schwellenländern wird mit einem Anstieg des Pestizidverbrauchs gerechnet [CHILTON ET AL., 1994]. Dieser Sachverhalt scheint für Thailand in besonderer Weise zuzutreffen, da sich dort die Menge der importierten Pestizidformulierungen in den Jahren 1984 bis 1995 mehr als verdoppelt hat [DEPARTMENT OF LAND DEVELOPMENT, 1995].

Das Ziel dieser Arbeit war, die methodischen Voraussetzungen zu schaffen, um eine Vielzahl der in Asien im Allgemeinen und in Thailand im Speziellen eingesetzten Agrochemikalien gleichzeitig sowohl im Boden als auch im Wasser analysieren zu können. Das untersuchte Stoffspektrum erstreckte sich dabei auf über vierzig Zielsubstanzen (einschließlich Isomere und Surrogatstandards), unter welchen sich Vertreter elf verschiedener chemischer Klassen befinden (Organophosphor- und Organochlor-Pestizide, synthetische Pyrethroide, Triazine, Acetamide, Carbamate, Diphenylether - Verbindungen, Acylalanine, Oxadiazole, Thiadiazole und Phenoxyverbindungen).

## **MATERIAL UND METHODEN**

Nach der Kontamination von zielsubstanzfreien Wasser- und Bodenproben (500 ml, bzw. 25 g) wurden diese im Falle der Wasseranalytik auf der Festphase angereichert (Carbopack B: 300 mg, C18: 1000 mg) und anschließend mit der jeweiligen Lösemittelkombination eluiert. Die Extraktion der Wirkstoffe aus Bodenproben (*Haplusterts*) erfolgte durch ein- oder zweimalige Extraktion mit Mehrphasengemischen am Überkopfschüttler. Nach Aufkonzentrierung der Extraktionslösungen am Lehrstuhl Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth



Rotationsverdampfer erfolgte die Bestimmung der einzelnen Zielsubstanzen nach gaschromatographischer Trennung über selektive Massenregistrierung (Hewlett-Packard Serie 6890, Palo Alto, CA; SIM-Modus). Der HP-Gaschromatograph war mit einer HP-5MS Kapillarsäule (30 m × 0.25 mm i.d.; 0.25 µm Filmdicke) ausgestattet. Der Injektorblock wurde isotherm bei 250 °C gehalten (splitless mode); als mobile Phase diente Helium 5.6 (0.8 ml min<sup>-1</sup>). Injiziert wurde jeweils 1 µl Probenextrakt bzw. Kalibrationslösung, quantifiziert wurde über den internen Standard Fluoren d<sub>10</sub>. Das folgende Temperaturprogramm wurde verwendet: isotherm bei 82 °C für 1 min, mit 10 °C min<sup>-1</sup> auf 130 °C, mit 4 °C min<sup>-1</sup> auf 160 °C, isotherm bei 160 °C für 10 min, dann mit 10 °C min<sup>-1</sup> auf 280 °C, isotherm bei 280 °C für 10 min; Gesamtlaufzeit 46.8 min, Transferline isotherm bei 290 °C.

Die folgenden Varianten wurden für die Entwicklung der **Wasseranalytik** getestet (n=2-5) :

W<sub>A</sub> : C<sub>18</sub>, Elution mit 4 × 3 ml Ethylacetat bei pH 3

W<sub>B</sub> : Carbowack B, nicht mit wässriger Ascorbinsäure vorbehandelt, Elution mit 1 × 1 ml Methanol, gefolgt von 2 × 3 ml Dichlormethan /Methanol (9:1, v/v)

W<sub>C</sub> : Carbowack B, vorbehandelt mit wässriger Ascorbinsäure (10 g L<sup>-1</sup>), Elution mit 1 × 1 ml Methanol, gefolgt von 2 × 3 ml Dichlormethan /Methanol (9:1, v/v) [DI CORCIA AND MARCHETTI, 1992]

Die folgenden Varianten wurden für die Entwicklung der **Bodenanalytik** getestet (n=2-4):

S<sub>A</sub> : Extraktion mit 1 × 50 ml Aceton/Wasser (4:1, v/v)

S<sub>B</sub> : Extraktion mit 2 × 50 ml Aceton/Wasser (4:1, v/v)

S<sub>C</sub> : Extraktion mit 2 × 50 ml Aceton/ Ethylacetat/Wasser (3:1:1, v/v)

Mittelwertvergleiche erfolgten mit dem Wilcoxon matched pair test (STATSOFT, 1996)

## ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die Bodenproben mussten mit insgesamt 100 ml Lösemittel extrahiert werden, um die Zielsubstanzen in ausreichendem Maße wiederzufinden (Tabelle 1).

Tabelle 1: Wiederfindungen einzelner Zielsubstanzen mit unterschiedlichen Lösemittelkombinationen aus unterschiedlichen Matrices (siehe Material und Methoden)

Zielsubstanz	W <sub>A</sub> (STD)	W <sub>B</sub> (PD)	W <sub>C</sub> (PD)	S <sub>A</sub> (PD)	S <sub>B</sub> (STD)	S <sub>C</sub> (STD)
Mittlere Wiederfindung [% der zugegebenen Menge]						
<i>Methamidophos</i>	n.n.	n.n.	n.n.	25.3 (0.1)	20.1 (5.0)	19.7 (2.7)
<i>Dichlorvos</i>	82.0 (2.0)	n.n.	19.1 (10.4)	57.1 (0.8)	68.8 (5.2)	68.6 (6.1)
<i>Mevinphos(I+II)</i>	91.8 (2.7)	19.7 (1.7)	94.9 (1.8)	72.6 (0.4)	87.0 (2.5)	87.1 (2.1)
<i>Etridiazol</i>	93.5 (7.7)	91.4 (4.8)	100.7 (9.2)	79.0 (0.1)	75.0 (3.7)	75.0 (3.5)
<i>Dicrotophos</i>	65.7 (4.0)	40.5 (2.3)	97.0 (1.8)	77.7 (0.6)	93.7 (3.2)	93.2 (3.6)
<i>Monocrotophos</i>	60.8 (4.2)	63.0 (2.3)	97.9 (2.8)	78.8 (0.8)	91.0 (3.0)	90.5 (3.6)
<i>α - HCH*</i>	92.9 (2.7)	93.8 (1.0)	96.3 (1.2)	70.5 (1.4)	86.4 (2.4)	86.7 (1.8)
<i>Dimethoate</i>	65.7 (3.7)	19.6 (1.9)	91.3 (2.5)	78.0 (1.4)	90.5 (2.3)	90.7 (2.4)
<i>Atrazin</i>	92.4 (3.7)	95.4 (1.1)	98.1 (1.2)	71.6 (1.1)	86.3 (2.0)	86.5 (1.7)
<i>Lindane(γ - HCH)</i>	93.3 (3.0)	94.0 (0.8)	96.6 (1.8)	71.2 (1.4)	85.5 (1.3)	85.6 (2.4)
<i>Quintozene</i>	60.8 (4.5)	74.3 (2.8)	76.1 (3.0)	72.4 (3.8)	86.3 (2.3)	87.4 (1.8)
<i>Terbuthylazin*</i>	95.7 (2.4)	95.7 (2.3)	97.4 (1.5)	71.5 (1.4)	86.2 (1.8)	86.5 (2.4)
<i>Diazinon</i>	81.5 (3.8)	92.3 (1.4)	97.8 (1.4)	72.8 (1.2)	88.2 (2.2)	88.3 (2.3)
<i>Pirimicarb</i>	89.2 (3.4)	48.3 (9.6)	93.3 (5.2)	61.6 (0.4)	78.2 (2.7)	78.7 (2.8)
<i>Parathion-methyl</i>	81.7 (3.9)	n.n.	76.1 (2.9)	85.8 (7.4)	94.9 (4.4)	96.0 (3.8)
<i>Alachlor</i>	97.1 (2.1)	93.4 (1.9)	98.2 (1.7)	72.5 (0.8)	87.7 (2.0)	87.2 (2.1)
<i>Ametryn</i>	90.5 (3.1)	96.8 (1.7)	97.9 (1.8)	68.4 (2.4)	85.4 (2.5)	85.1 (2.3)
<i>Metalaxyl</i>	95.7 (3.4)	96.7 (0.9)	97.9 (1.8)	71.7 (1.8)	86.8 (2.4)	87.3 (2.1)
<i>Prometryn</i>	92.2 (3.2)	95.9 (1.3)	97.8 (1.4)	69.0 (2.2)	87.2 (2.1)	87.1 (2.4)
<i>Pirimiphos-methyl</i>	92.8 (2.4)	65.2 (2.5)	96.5 (1.6)	73.6 (1.4)	87.6 (2.4)	87.8 (2.2)
<i>Metolachlor</i>	96.2 (3.2)	96.2 (1.2)	98.1 (1.5)	74.2 (1.4)	88.4 (2.4)	88.2 (1.9)
<i>Chlorpyrifos-ethyl</i>	79.0 (3.5)	78.4 (1.1)	80.1 (2.8)	73.4 (1.2)	87.5 (2.4)	87.9 (1.5)
<i>trans-Chlordan</i>	49.3 (6.3)	59.8 (4.2)	51.4 (4.4)	72.7 (1.2)	87.2 (1.3)	87.0 (2.0)
<i>α - Endosulfan</i>	n.g.	n.g.	90.8 (1.3)	n.g.	n.g.	n.g.
<i>cis-Chlordan</i>	54.2 (5.9)	64.7 (3.8)	55.7 (3.9)	71.1 (1.7)	86.2 (1.3)	86.2 (1.5)
<i>Ditalimfos*</i>	92.4 (3.3)	86.0 (1.4)	95.6 (1.9)	76.4 (1.4)	89.5 (2.4)	89.4 (2.2)
<i>Prothiofos</i>	75.8 (4.1)	81.1 (2.5)	80.3 (4.5)	76.4 (1.5)	92.4 (3.2)	92.8 (2.4)
<i>Profenofos</i>	90.6 (3.5)	75.2 (1.7)	96.2 (2.0)	71.6 (1.7)	81.9 (2.5)	82.5 (2.8)
<i>Oxadiazon</i>	94.4 (3.2)	95.5 (0.9)	95.6 (2.3)	72.7 (1.6)	87.4 (2.3)	87.6 (2.7)
<i>Oxyfluorfen</i>	76.8 (4.6)	80.0 (2.2)	86.2 (4.0)	96.7 (1.6)	98.1 (3.7)	99.7 (3.8)
<i>Fluazifop-butyl</i>	85.7 (4.4)	90.2 (0.8)	89.3 (2.8)	74.4 (1.5)	90.5 (1.5)	91.7 (2.0)
<i>Triazophos</i>	92.7 (3.5)	91.4 (1.3)	96.9 (2.7)	82.4 (1.1)	94.1 (2.6)	95.0 (2.4)
<i>λ - Cyhalothrin</i>	89.9 (3.4)	90.6 (1.9)	89.4 (2.5)	81.3 (1.6)	94.5 (4.1)	94.6 (2.5)
<i>cis-Permethrin</i>	89.6 (4.3)	89.5 (1.8)	88.6 (3.0)	87.2 (1.2)	97.6 (4.4)	98.1 (3.2)
<i>trans-Permethrin</i>	88.7 (4.0)	89.8 (2.6)	88.6 (2.4)	78.5 (1.5)	93.8 (2.6)	94.5 (2.7)
<i>β - Cyfluthrin (I+II)</i>	89.6 (4.1)	89.4 (2.4)	89.5 (3.1)	85.6 (1.0)	96.3 (3.6)	97.2 (3.7)
<i>Cypermethrin I</i>	90.9 (3.2)	88.8 (2.3)	89.4 (3.7)	87.6 (1.5)	96.2 (3.2)	97.3 (3.8)
<i>Cypermethrin II</i>	90.1 (3.7)	89.4 (3.1)	88.8 (3.1)	87.0 (1.2)	97.2 (3.5)	97.0 (3.4)
<i>Cypermethrin III</i>	89.9 (3.3)	92.1 (2.4)	89.2 (3.2)	86.5 (1.4)	96.5 (3.6)	97.2 (2.8)
<i>Deltamethrin</i>	70.4 (7.5)	80.4 (4.1)	88.5 (5.9)	97.0 (1.5)	103.0 (6.6)	104.1 (6.4)
<b>Durchschnitt</b>	<b>82.1<sup>A</sup> (3.7)</b>	<b>73.9<sup>A</sup> (2.1)</b>	<b>86.2 (2.9)</b>	<b>75.2<sup>a</sup> (1.5)</b>	<b>87.5<sup>B</sup> (2.9)</b>	<b>87.8 (2.8)</b>

Fußnoten zu Tabelle 1:

STD: Absolute Standardabweichung; PD: halbe Paralleldifferenz; n.n.: nicht nachgewiesen; n.g.: nicht getestet; \* : Für eine spätere Verwendung als Surrogatstandard getestet; <sup>A</sup> : Signifikant verschieden von  $W_C$ ,  $p < 0.001$ , Endosulfan wurde nicht berücksichtigt (Statsoft, 1996); <sup>a, b</sup> : Signifikant verschieden von  $S_C$  zum  $p < 0.001$  bzw.  $p < 0.01$  Signifikanzniveau.

Das Insektizid Methamidophos (Wasserlöslichkeit  $> 2 \text{ kg L}^{-1}$ ) entzog sich der analytischen Zugänglichkeit. In der Wasseranalytik erwies sich für nahezu das gesamte Stoffspektrum Carbopack B gegenüber  $C_{18}$  überlegen. Besonders die extrem polaren Stoffe Dicrotophos, Monocrotophos und Dimethoate konnten auf Carbopack B quantitativ wiedergefunden werden, Dichlorvos ging allerdings nahezu vollständig verloren. Die Vorbehandlung der Extraktionskartuschen mit wässriger Ascorbinsäure war notwendig, um für gewisse Stoffe hohe Wiederfindungen erzielen zu können.

In der Bodenanalytik wurde mit der Dreikomponentenmischung Aceton/Ethylacetat/Wasser (3:1:1, v/v/v) die besten Ergebnisse erzielt. Diese Lösemittelkombination ist eine Modifikation der Methode von Laabs et al. (1999), die zur Analyse von Pflanzenschutzmitteln aus Oxisols Aceton/Ethylacetat/Wasser im Verhältnis 2:2:1 (v/v/v) empfehlen. Die außerordentlich hohe Wiederfindung von Deltamethrin ( $> 100 \%$ ) kann durch einen nicht-spezifischen Bodenmatrixeffekt erklärt werden [PAPADOPOULOU-MOURKIDOU ET AL., 1997].

## LITERATUR

- CHILTON, P. J., LAWRENCE, A.R. AND STUART, M.E. (1994) : The impact of tropical agriculture on groundwater quality, in Groundwater Quality, edited by Nash, H. and McCall, G. J. H., *Chapman & Hall, 1995, Great Britain*
- DEPARTMENT OF LAND DEVELOPMENT (1995): Imported Pesticides 1995, *Thailand*
- DI CORCIA, A. AND MARCHETTI, M. (1992) : Method Development for monitoring Pesticides in Environmental Waters: Liquid - Solid Extraction Followed by Liquid Chromatography. *Environ. Sci. Technol.*, 26, No 1, 66 - 74
- LAABS, V., AMELUNG, W. UND ZECH, W. (1999) Multi-residue analysis of corn and soy bean pesticides in Brazilian Oxisols using gas chromatography and mass spectrometry.. *J. Environ. Qual.*, im Druck.
- PAPADOPOULOU - MOURKIDOU, E., PATSIAS, J., KOTOPOULOU, A. (1997) : Determination of Pesticides in Soils by Gas Chromatography-Ion Trap Mass Spectrometry. *J. AOAC Int.* 80, 447 - 454
- STATSOFT, INC. (1996): Statistica for WINDOWS 95, release 5.1, computer program and handbook, *Tulsa, OK, USA*

# **Einfluß der Sorption von DOM auf die Kinetik der protolytischen Verwitterung in Böden**

von

Pagel, S.; Fischer, W. R. \*

## 1 EINLEITUNG

Im Humuskörper saurer, nährstoffarmer Böden werden unter bestimmten Bedingungen organische Säuren freigesetzt, die mit dem Sickerwasser in den Mineralboden gelangen, dort z.T. gebunden werden und den Verwitterungsprozess beeinflussen könnten. Ziel dieser Arbeit ist zu klären, ob die komplexierenden Eigenschaften der gelösten organischen Substanz (DOM) auf die Verwitterung beschleunigend wirken oder aber durch ihre Sorption an den Oberflächen der festen Bodenbestandteile eine Verzögerung eintritt. Durch Experimente an Bodenproben unterschiedlicher Horizonte ist untersucht worden, in welcher Weise die Verwitterungsreaktion und ihre Kinetik und somit die Elementfreisetzung aus den Mineralen im sauren Milieu durch die Sorption von DOM beeinflusst wird. Zur Beurteilung der Kinetik und des Puffervermögens wurden pH-stat-Titrationen unterschiedlicher Laufzeiten durchgeführt. Zur Aufklärung des Reaktionsmechanismus wurde die Freisetzungsrates der Elemente bestimmt.

## 2 MATERIAL UND METHODEN

### 2.1 AUSWAHL UND VORBEREITUNG DER PROBEN

Die Gewinnung von DOM erfolgte durch Extraktion des Auflagehorizontes eines podsolierten Pseudogleys aus Wealden-Sandstein (Kalenberg/Deister). Hierfür wurden 100 g Probenmaterial nach vorheriger Siebung < 2 mm mit 800 mL deionisiertem Wasser versetzt und 24 Stunden im Überkopfschüttler geschüttelt. Anschließend wurden die in den Suspensionen enthaltenen gelösten organischen Substanzen durch Filtration mit einem 0,45 µm-Membranfilter von ungelösten Bodenbestandteilen abgetrennt. Die Lösungen wurden unmittelbar nach der Extraktion untersucht und für die Versuche eingesetzt oder höchstens zwei Wochen im Kühlschrank aufbewahrt, um ein Pilzwachstum zu vermeiden. Die Bestimmung der Konzentrationen von DOM in den Extrakten erfolgte spektralphotometrisch bei einer Wellenlänge von 262 nm in einem Photometer UVIKON 810 der Firma KONTRON. Die Extrakte enthielten Konzentrationen von 90-100 mg C·L<sup>-1</sup>. Für die Untersuchungen wurden Proben aus dem SBT-Horizont einer Pseudogley-Parabraunerde aus weichselzeitlichem Löß über drenthezeitlichen Schmelzwassersanden (Kaiserrampe/Deister; Bezeichnung: SBT-Kai) und aus dem Bv-Horizont einer pseudovergleyten Braunerde aus Diabas (Huneberg/Harz; Bezeichnung: Bv-Hun) ausgewählt. Die Bodenproben wurden getrocknet und < 2 mm gesiebt.

---

\*) Institut für Bodenkunde, Universität Hannover, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover  
e-mail: pagel@ifbk.uni-hannover.de

Tab. 1: Kennwerte der untersuchten Bodenproben

Probe	pH	C <sub>org</sub>	Fe <sub>d</sub>	Fe <sub>o</sub>	Al <sub>d</sub>	Al <sub>o</sub>	Mn <sub>d</sub>	Mn <sub>o</sub>
	(CaCl <sub>2</sub> )	[%]	[g/100g]					
SBt-Kai	3.66	0.15	0.79	0.28	0.17	0.14	0.014	0.009
Bv-Hun	4.64	0.09	0.47	0.14	0.12	0.13	0.010	0.006

Die effektive Kationenaustauschkapazität und die Gehalte an austauschbaren Kationen (Tab. 2) wurden mit der Silberthioharnstoff-Methode (PLEYSIR UND JUO 1980) ermittelt. Die Messung von Silber und der austauschbaren Kationen erfolgte am AAS. Die chemische Zusammensetzung der Proben wurde mit der RFA ermittelt.

Tab. 2: Austauschbare Kationen und KAK<sub>eff</sub>

Probe	Na	K	Mg	Ca	Al	Fe	Mn	KAK <sub>eff</sub>
	[mmol <sub>e</sub> ·kg <sup>-1</sup> Boden]							
SBt-Kai	0.13	1.4	0.6	2.1	40.9	0.4	1.7	62.4
Bv-Hun	1.9	2.8	96.4	182.8	0.49	0.08	0.3	310.6

Tab. 3: Chemische Zusammensetzung der untersuchten Bodenproben (Angaben in %)

Probe	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	MnO	MgO	CaO	Na <sub>2</sub> O	K <sub>2</sub> O	TiO <sub>2</sub>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>
SBt-Kai	80.01	8.88	2.81	0.039	0.48	0.40	0.98	2.10	0.768	0.068
Bv-Hun	42.43	24.19	10.73	0.044	5.03	1.55	0.42	0.29	0.377	0.195

## 2.2 PH-STAT-TITRATION

Für die pH-stat-Versuche wurde 1 g Boden in 30 mL auf pH 2,9 eingestellte H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (bzw. DOM) eingerührt. Ein konstanter pH-Wert von 2,9 wurde in der Suspension durch weitere Säurezugabe mit einem automatischen Titrator gehalten (Titrator: Mettler Toledo DL 25; Säure: 0,005 M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). Die pH-stat-Titrationsen wurden mit folgenden Varianten durchgeführt:

- Variante 1* Bodenprobe ohne vorherige Belegung mit DOM: Referenzexperiment (SBt-Kai; Bv-Hun)
- Variante 2* Bodenprobe mit sorbierter DOM: An diesen Proben erfolgte vor dem Titrationsversuch die Belegung mit DOM, wobei die Konzentrationen von DOM im Sorptionsbereich von 450-550 mg C\*kg<sup>-1</sup> Boden lagen. Hierfür wurde 1 g Probe mit 20 mL DOM-Lösung versetzt, 20 Stunden im Überkopfschüttler geschüttelt, zentrifugiert und anschließend Boden und Lösung voneinander getrennt. Die Bodenproben wurden im Trockenschrank bei 50 °C getrocknet (SBt-Kai<sub>orp</sub>; Bv-Hun<sub>orp</sub>)
- Variante 3* Bodenprobe mit DOM in der Lösung: Für diese Variante wurde die DOM-Lösung mit 0,005 M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> auf pH 2,9 eingestellt. Die Lösungen enthielten eine Konzentration von 50-60 mg C\*L<sup>-1</sup>. (SBt-Kai+DOM; Bv-Hun+DOM)

## 3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

### 3.1 TITRATIONSKURVEN

In der nachfolgenden Abb. 1 sind der H<sup>+</sup>-Verbrauch in der Abhängigkeit von der Zeit dargestellt. Die H<sup>+</sup>-Pufferkurven weisen einen zweigeteilten Verlauf mit einer schnellen Anfangsreaktion und einer deutlich langsameren Folgereaktion auf.

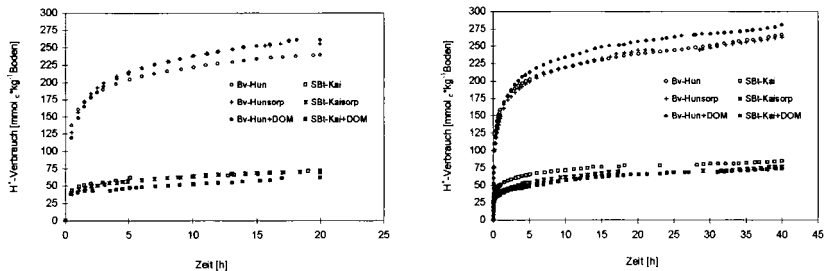


Abb. 1: Protonensumme bei pH-stat 2,9 und einer Titrationszeit von 20 Stunden und von 40 Stunden

Die Gesamtpufferkapazität des Bv-Hun liegt deutlich über der des SBT-Kai, was nicht nur auf die Gehalte an austauschbaren Kationen (Tab.2) sondern auch auf die chemische Zusammensetzung der Proben (Tab.3) zurückzuführen ist. Die gemessene Gesamtpufferkapazität von 60-70  $\text{mmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$  Boden des SBT-Kai liegt deutlich unter der des Bv-Hun mit 240-260  $\text{mmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$  Boden. Nach einer Titrationszeit von 20 Stunden weisen die Titrationskurven tendenziell den gleichen Verlauf auf. Die gemessenen Gesamtpufferkapazitäten zeigen bei den Versuchsvarianten beider Böden nach 20 Stunden und nach 40 Stunden vergleichbare Werte.

### 3.2 ANPASSUNG

Der  $\text{H}^+$ -Verbrauch der Bodenproben (Abb.1) setzt sich aus einer schnellen und einer langsamen Pufferreaktion zusammen, die durch zwei gekoppelte Funktionen erster Ordnung (SÜSSER UND SCHWERTMANN 1991) beschrieben werden können:

$$\text{SNK}_{\text{gesamt}} = \text{SNK}_1 (1 - e^{-k_1 t}) + \text{SNK}_2 (1 - e^{-k_2 t})$$

Die Protonenpufferung der ersten schnellen Reaktion beruht auf der Freisetzung der austauschbar gebundenen Kationen, während die zweite Reaktion durch die Elementfreisetzung aus den Mineralen gekennzeichnet ist. Ein Maß für die Geschwindigkeit, mit der die einzelnen Pufferreaktionen ablaufen, sind die Reaktionskonstanten  $k_1$  und  $k_2$ . Die Höhe der Pufferkapazitäten der einzelnen Reaktionen ergeben sich aus den Werten  $\text{SNK}_1$ ,  $\text{SNK}_2$  sowie aus der Gesamtpufferrate  $\text{SNK}_{\text{gesamt}}$ . Die aus der Anpassung resultierenden Parameter zur Beschreibung der Pufferkurven für die unterschiedlichen Versuchsvarianten sind in Tab. 4 aufgeführt. Ein Großteil der zugeführten Protonen wird innerhalb kürzester Zeit abgepuffert. Die Proben der Varianten des SBT-Kai zeigen mit niedrigen  $\text{SNK}_1$ -Werten hohe Reaktionskonstanten ( $k_1$ ), während die Proben des Bv-Hun mit hohen Pufferkapazitäten der 1. Reaktion ( $\text{SNK}_1$ ) niedrige Reaktionskonstanten aufweisen.

Tab. 4: Berechnete Kenngrößen für die Pufferkapazität ( $\text{SNK}_1$ ,  $\text{SNK}_2$ ,  $\text{SNK}_{\text{gesamt}}$ ) und Pufferraten ( $k_1$ ,  $k_2$ ) bei einer Titrationszeit von 40 Stunden

Probe	$\text{SNK}_1$ [ $\text{mmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$ Boden]	$k_1$ [ $\text{h}^{-1}$ ]	$\text{SNK}_2$ [ $\text{mmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$ Boden]	$k_2$ [ $\text{h}^{-1}$ ]	$\text{SNK}_{\text{gesamt}}$ [ $\text{mmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$ Boden]
Bv-Hun	150.5	5.59	104.4	0.106	254.9
Bv-Hun <sub>sorp</sub>	131.7	6.65	120.4	0.143	252.1
Bv-Hun+DOM	130.3	6.62	137.0	0.160	267.3
SBT-Kai	42.6	18.3	38.1	0.164	80.7
SBT-Kai <sub>sorp</sub>	34.0	21.0	39.0	0.132	73.0
SBT-Kai+DOM	32.4	19.0	38.7	0.093	71.1

### 3.3 ELEMENTFREISETZUNG UND VERÄNDERUNG DER AUSTAUSCHBAREN KATIONEN

Die unterschiedlichen Versuchsvarianten des SBT-Kai zeichnen sich durch eine höhere Freisetzung von Aluminium aus als die Versuchsvarianten des Bv-Hun (Abb. 2), was mit den höheren Gehalten an dithionitlöslichem Aluminium (Tab. 1) im Einklang steht. An der H<sup>+</sup>-Pufferung des Bv-Hun sind in erster Linie die Metallkationen Calcium und Magnesium beteiligt.

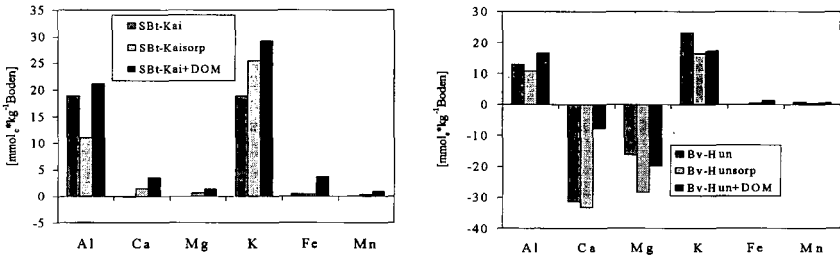


Abb. 2: Differenz zwischen der Elementfreisetzung und der austauschbaren Kationen nach der pH-stat-Titration nach 40 Stunden

Die höheren Freisetzungsraten von Calcium und von Eisen der Versuchsvarianten, in denen DOM als Lösung vorgegeben war, ist sicherlich auf die erhöhte Komplexierung durch DOM zurückzuführen.

### 4 ZUSAMMENFASSUNG

Zur Klärung des Einflusses von DOM auf die Verwitterungsprozesse in Böden wurde in pH-stat-Versuchen bei pH 2,9 die Kinetik der Protonenpufferung und die Rate der Elementfreisetzung von Böden (Pseudogley-Parabraunerde; Braunerde) untersucht. Anhand der Experimente sollte geklärt werden, ob durch die Belegung der Proben mit DOM eine Verzögerung oder eine Beschleunigung der Elementfreisetzung eintritt.

- Die Kinetik der Protonenpufferung der Proben lässt sich durch zwei gekoppelte Funktionen erster Ordnung beschreiben. Die Gesamtpufferkapazität der Braunerde (Bv-Hun) liegt deutlich über der Gesamtpufferrate der Parabraunerde (SBT-Kai).
- Die Proben der Varianten der Parabraunerde (SBT-Kai) zeigen mit niedrigen SNK<sub>1</sub>-Werten hohe Reaktionskonstanten (k<sub>1</sub>), während die Proben der Braunerde (Bv-Hun) mit hohen Pufferkapazitäten der 1. Reaktion (SNK<sub>1</sub>) niedrige Reaktionskonstanten aufweisen.
- Unterschiede in den Gehalten der Elementfreisetzung der Referenzproben zu den Varianten, in denen DOM als Lösung zugegeben wurde, sind in der Freisetzung von Calcium und Magnesium und deutlich in der Eisenfreisetzung zu verzeichnen, so dass DOM möglicherweise durch die komplexierenden Eigenschaften auf die Verwitterung in Böden beschleunigend wirkt.

### LITERATUR

- Pleysir, J.L. und A.S.R. Joo (1980): A single-extraction method using silver thiourea for measuring exchangeable cation and effective CEC in soils with variable charges. *Soil Sci.* **129**, 205-211.
- Süsser, P. und U. Schwertmann (1991): Proton buffering in mineral horizons of some acid forest soils. *Geoderma* **49**, 63-76.

**Einfluß von Bodenfeuchte und mikrobieller Aktivität  
auf die Immobilisierung von Herbiziden in Böden - dargestellt am Beispiel Diuron**  
*St. Pätzold und G.W. Brümmer\**

### Problemstellung

Herbizide werden in der Regel nach ihrer Applikation mit zunehmender Verweildauer in Böden stärker festgelegt. Diese vielfach beobachtete Immobilisierung vermindert einerseits die Verlagerung in größere Tiefen; sie kann andererseits aber auch den weiteren Abbau der Wirkstoffmoleküle behindern. Die durchgeführten Untersuchungen haben zum Ziel, zwei mögliche Faktoren der Immobilisierung anhand des Herbizides Diuron näher zu charakterisieren. Zum einen sollen die Einflüsse der Bodenfeuchte und zum anderen die des mikrobiellen Abbaus der mobilen Wirkstoffanteile auf die Veränderung der Wirkstoffmobilität, die anhand von Verteilungskoeffizienten zwischen adsorbierten und gelösten Rückständen ( $K'$ -Werten) gekennzeichnet wird, untersucht werden.

### Versuchsansatz

Die Untersuchungen wurden als Labor-Inkubationsversuch in Anlehnung an die Richtlinie 4-1 der BBA (BBA 1986) durchgeführt. Das verwendete Bodenmaterial stammt aus 0-5 cm Tiefe einer Parabraunerde aus Löß (Bodenart Ut4; pH (CaCl<sub>2</sub>) 7,1; C<sub>org</sub> 1,7 %). Das Bodenmaterial wurde mit einer wäßrigen Lösung des handelsüblichen Präparats Karmex (80% Diuron; Aufwandmenge entsprechend 2 kg ha<sup>-1</sup>) behandelt und 2 h sowie 7, 14, 28, 56 und 100 d nach Applikation analysiert. Die Gewinnung der gelösten Wirkstoffanteile erfolgte durch Extraktion mit 0,01 M CaCl<sub>2</sub>, die der insgesamt extrahierbaren Rückstände durch zweimalige Extraktion mit einem Gemisch aus 80 % Methanol und 20 % Wasser (Pätzold 1998). Vor der Herbizidapplikation wurde ein Teil der Bodenproben durch Zugabe von HgCl<sub>2</sub> sterilisiert; HgCl<sub>2</sub> bewirkt - bei gleichzeitig guter Sterilisationswirkung - die geringstmögliche Veränderung der Sorptionseigenschaften der Bodenproben (Wolf et al. 1989). Die Bodenfeuchte wurde auf 10, 40 oder 60 % Wasserkapazität (WK) eingestellt und über die Versuchsdauer von 100 Tagen konstant gehalten (Varianten K10, K40 und K60); die Varianten W10 und W60 wurden einem Zyklus von Austrocknung und Befeuchtung unterworfen. Die Variante mit konstant 40 % WK wurde sowohl mit sterilisiertem (1-fache Aufwandmenge, Var. K40) als auch mit mikrobiell aktivem Bodenmaterial (1- und 4-fache Aufwandmenge, Var. A1 u. A4) getestet. Tab. 1 gibt einen Überblick über die Versuchsvarianten.

**Tab. 1: Varianten (Var.) des Laborversuchs zu Diuron-Abbau und -Sorption**

Var.	steril	Aufwand- menge	Bo.-feuchte bei Appl. (% WK)	Feuchte
A1	nein	1	40	konstant
A4	nein	4	40	konstant
K10	ja	1	10	konstant
W10	ja	1	10	variabel
K40	ja	1	40	konstant
K60	ja	1	60	konstant
W60	ja	1	60	variabel

\*Institut für Bodenkunde der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität, Nußallee 13, 53115 Bonn  
PAETZOLD@BODEN.UNI-BONN.DE



## Ergebnisse und Diskussion

In den mikrobiell aktiven Proben des Laborversuchs (Var. A1 und A4) wurde Diuron rasch abgebaut; bei erhöhter Aufwandmenge (A4) war die Abbaurrate - entsprechend einer Abbaukinetik Pseudo-1. Ordnung - höher. So betrug der  $DT_{50}$ -Wert bei 1-facher Aufwandmenge (A1) 24 Tage und bei 4-facher (A4) 16 Tage (nicht dargestellt; *Pätzold* 1998). Die insgesamt extrahierbaren Wirkstoffgehalte nahmen aber nicht nur in den mikrobiell aktiven, sondern auch in den sterilisierten Bodenproben im Zeitverlauf ab. Abb. 1 zeigt, daß in den Varianten mit

konstanter Feuchte (K10, K40 und K60) die Diuron-Gehalte bis zum Versuchsende kontinuierlich sinken. Eine geringe Bodenfeuchte zum Zeitpunkt der Applikation (K10) führt - wie auch *Gaillardon & Dur* (1995) fanden - zu einer stärkeren anfänglichen Bindung von Diuron (Abb.1). Nach 100 Tagen waren die extrahierbaren Gehalte der Varianten K10, K40 und K60 auf 56 bis 58 % der zugegebenen Wirkstoffmenge zurückgegangen. Die stärkste Abnahme erfolgte in den ersten 14 Tagen; die Werte zeigten aber bis zum 100. Tag leicht sinkende Tendenz. Bei wechselnder Feuchte (W10 und W60) zeigte sich demgegenüber ein abweichender Verlauf der Rückstandsgehalte (Abb. 1). Nach einer Abnahme bis zum 14. (W10) bzw. bis zum 28. Tag (W60) stiegen die extrahierbaren Rückstandsgehalte in beiden Varianten -

nach Befeuchtungen am 23. und am 38. Tag - bis zum 56. Tag wieder deutlich an. Dies zeigt, daß die anfängliche Abnahme der Gehalte nicht bzw. nur zu einem geringen Anteil auf mikrobiellen Abbau zurückzuführen ist; chemischer Abbau ist nach *Gaillardon* (1996) für Diuron von untergeordneter Bedeutung. Am 100. Tag wurden 72 % (W10) bzw. 60 % (W60) der zugegebenen Wirkstoffmenge extrahiert. Obwohl die Bildung von nicht extrahierbaren Diuron-Rückständen von der Aktivität der Bodenmikroorganismen abhängt (*Gaillardon* 1996), wurden damit in den eigenen Versuchen zeitweise annähernd 40 % des applizierten Diurons auf abiotischem Wege in nicht extrahierbarer Form gebunden.

Diese Verminderung der Extrahierbarkeit beruht auf einer verstärkten Bindung der Wirkstoffmoleküle, die sich auch in zunehmenden Verteilungskoeffizienten zwischen adsorbierten und gelösten Rückstandsanteilen ( $K'$ -Werten) äußert (Abb. 2). Das Ausmaß und der Verlauf dieser Immobilisierung war vom Wassergehalt der Bodenproben abhängig. Zu Versuchsbeginn waren die Verteilungskoeffizienten in Variante K10 höher als in den Varianten K40 und K60. Wahrscheinlich wurde der Wirkstoff mit der Applikationslösung beim Kontakt mit dem trockenen Boden durch Massenfluß in das Innere der Aggregate transportiert und dort festgelegt; die weitere Zunahme der  $K'$ -Werte bis zum 28. Tag erfolgte um so schneller, je höher der Wassergehalt der Proben war - wahrscheinlich aufgrund des verstärkten Einflusses von Diffusionsprozessen bei höheren Wassergehalten (Abb. 2; *Gaillardon et al.* 1991, *Lennartz* 1992, *Klimsa & Brümmer* 1995). Nach 56 Tagen wurde offenbar ein Gleichgewicht erreicht; die Verteilungskoeffizienten änderten sich kaum noch. Die nach 100 Tagen erreichten  $K'$ -Werte lagen - in Übereinstimmung mit den Befunden von *Gaillardon* (1996) - bei den feuchteren Proben (K40 und K60) mit Werten zwischen 7 und 8 l/kg höher als bei der trockeneren Variante K10, die bei Versuchsende  $K'$ -Werte von 6 bis 7 l/kg aufwies (Abb. 2).

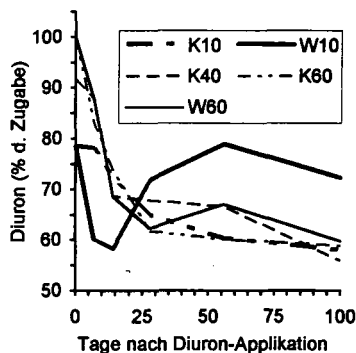
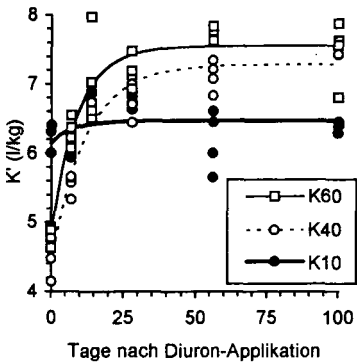
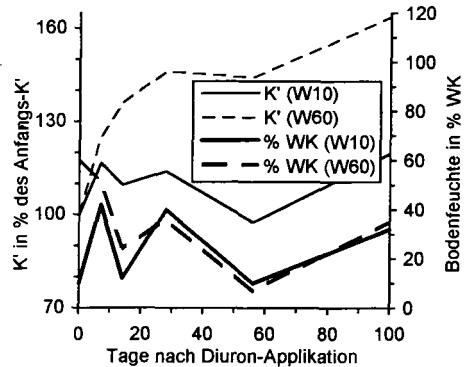


Abb. 1: Diuron-Rückstandsgehalte (Mittelwerte) in sterilisierten Bodenproben mit konstanten (K10, K40, K60) bzw. variablen Bodenwassergehalten (W10, W60; s. Tab. 1)



**Abb. 2:** Zunahme der  $K'$ -Werte von Diuron in sterilisierten Bodenproben mit konstant 10 (K10), 40 (K40) und 60 % Wasserkapazität (K60); berechnete Kurven



**Abb. 3:**  $K'$ -Werte von Diuron (Mittelwerte in % der  $K'$ -Werte zu Versuchsbeginn) in sterilisierten Bodenproben mit zeitlich variabler Bodenfeuchte sowie Verlauf der Bodenfeuchte

Ein anderer Verlauf der  $K'$ -Werte ergab sich in den Varianten mit variabler Bodenfeuchte (Abb. 3). Bei Applikation auf sterilisierten trockenen Boden (10 %WK) und nachfolgender Befeuchtung nahm die Wirkstoffmobilität im Gegensatz zu der Variante K10 (Abb. 2) - wahrscheinlich durch Massenfluß in Aggregate und Partikel hinein - zunächst ab (zunehmende  $K'$ -Werte). Umgekehrt sanken die  $K'$ -Werte in beiden Varianten mit abnehmenden Wassergehalten vom 28. bis zum 56. Tag. Nach der Beprobung am 56. Tag erfolgte zweimal eine Befeuchtung der Varianten W10 und W60 auf ca. 60 % der WK (s. Abb. 3). Bis zur nächsten Messung am 100. Tag nahmen die  $K'$ -Werte daraufhin wieder deutlich zu.

In Übereinstimmung mit den eigenen Ergebnissen beobachteten auch *Shelton & Parkin* (1991) eine Abnahme der  $K'$ -Werte bei trockenem Boden. Meistens wird in der Literatur aber über eine geringere Mobilität vor allem von hydrophoben organischen Chemikalien bei trockeneren Bodenverhältnissen berichtet; dies wird mit einer stärkeren Hydrophobizität der organischen Substanz bei geringeren Wassergehalten begründet (*Bollag & Loll* 1983, *Guggenberger et al.* 1996, *Thiele* 1997). Phenylharnstoffderivate wie Diuron werden auch durch hydrophobe Bindungen gebunden (*Bollag & Loll* 1983), so daß variable Bodenwassergehalte die Diuron-Bindung beeinflussen haben könnten. Möglicherweise wurde durch die Austrocknung auch eine Rückdiffusion der im Inneren der organischen Substanz festgelegten Diuron-Anteile ausgelöst, die zu einer erhöhten Extrahierbarkeit geführt hat. Darüber hinaus konkurrieren Wasser und Diuron direkt um Adsorptionsplätze an der organischen Substanz (*Hance* 1965). Die zu steigenden Diuron-Gehalten führende Mobilisierung kann auch durch erhöhte DOC-Konzentrationen nach dem Austrocknen der Proben ausgelöst worden sein; über eine Steigerung der Mobilität von Herbiziden durch die Bindung an DOC wurde vielfach berichtet (z.B. *Harper* 1994).

Auch in den Proben der mikrobiell aktiven Varianten nahm die Mobilität der verbleibenden Rückstände mit der Zeit ab. Bei schnellerem Abbau erfolgte dabei eine beschleunigte Immobilisierung der verbleibenden Rückstände; dies äußerte sich in schneller steigenden  $K'$ -Werten, die zudem in der Variante A4 höhere Werte erreichten (Abb. 4). Wahrscheinlich wurden bevorzugt die gelösten Rückstandsanteile abgebaut, während gleichzeitig die Desorption der adsorbierten Anteile gehemmt war und diese Rückstandsanteile so vor einem Abbau geschützt waren. Abb. 4 zeigt neben den  $K'$ -Werten in den

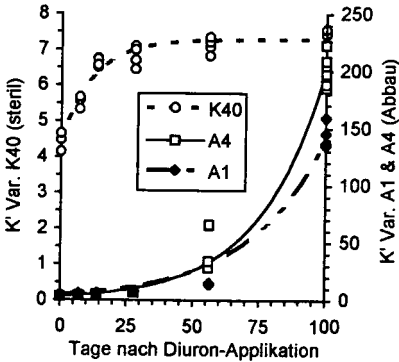


Abb. 4: K'-Werte von Diuron in mikrobiell aktiven Bodenproben bei 1- bzw. 4-facher Aufwandmenge im Vergleich zum Verlauf in sterilisierten Proben (K40; alle mit 40 % WK)

den Bodenmaterial auf dem Transport mit der Applikationslösung in das Innere der trockenen Aggregate. Diese Festlegung wird noch verstärkt, wenn einer Applikation auf trockenes Bodenmaterial eine Befeuchtung folgt. Nach der anfänglichen spontanen Adsorption nimmt die Mobilität der Rückstände im Zeitverlauf weiter ab, und zwar um so stärker, je höher der Bodenwassergehalt ist (s. Abb. 2). Wahrscheinlich führt eine fortschreitende Diffusion in das Innere der Aggregate und der organischen Substanz sowie die dortige Festlegung an Plätzen höherer Bindungsstärke und/oder schlechterer Zugänglichkeit (two-site-sorption) zu der abnehmenden Mobilität. In mikrobiell aktivem Boden schreitet die Immobilisierung durch den Abbau vor allem der gelösten Wirkstoffanteile bei gleichzeitig gehemmter Desorption der adsorbierten Anteile immer weiter fort (K' für Diuron bis > 200), während in sterilem Boden nach etwa 56 Tagen ein Gleichgewicht zwischen Ad- und Desorption erreicht wird (K' für Diuron 6-8).

Nach der Austrocknung des zuvor befeuchteten Bodens können höhere Diuron-Anteile mit  $\text{CaCl}_2$  extrahiert werden (niedrigere K'-Werte); gleichzeitig weisen die Proben auch höhere insgesamt extrahierbare Gehalte auf (s. Abb. 1). Damit bestehen zwischen den einzelnen Wirkstofffraktionen ( $\text{CaCl}_2$ -, Methanol- und Nicht-Methanol-extrahierbare Rückstände) in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte enge Wechselwirkungen. Allein auf abiotischem Wege können sich zeitweise nicht extrahierbare Rückstände von annähernd 40 % der zugegebenen Wirkstoffmenge bilden.

## Literatur

- Bollag, J.-M. & M.J. Loll, 1983: *Experientia* **39**, 1221-1231. Gaillardon, P., 1996: *Pestic. Sci.* **47**, 347-354. Gaillardon, P. & J.C. Dur, 1995: *Pestic. Sci.* **45**, 297-303. Gaillardon, P.; F. Fauconnet; P. Jamet; G. Soulas & R. Calvet, 1991: *Weed Res.* **31**, 357-366. Guggenberger, G.; M. Pichler & W. Zech, 1996: *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* **152**, 405-407. Hance, R.J., 1965: *Weed Res.* **5**, 108-144. Harper, S.S., 1994: *Rev. Weed Sci.* **6**, 207-225. Klisma, K. & G.W. Brümmer, 1995: *Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **76/1**, 313-316. Lennartz, B., 1992: *Schriftenr. Inst. f. Wasserwirtschaft u. Landschaftsökologie Univ. Kiel* **18**, 112 S. Pätzold, S. (1998): *Bonner Bodenkundl. Abh.* **23**, 231 S. Shelton, D.R. & T.B. Parkin, 1991: *J. Agric. Food Chem.* **39**, 2063-2068. Thiele, S., 1997: *Bonner Bodenkundl. Abh.* **22**, 318 S. Wolf, J.C.; T.H. Dao; H.D. Scott & T.I. Lavy, 1989: *J. Environ. Qual.* **18**, 39-44.

mikrobiell aktiven Proben zum Vergleich die in der sterilisierten Variante K40, in der die Festlegung nach 56 Tagen ein Gleichgewicht erreicht (s.o.).

## Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse verdeutlichen, daß dem Bodenwassergehalt und der Aktivität der Bodenmikroorganismen eine große Bedeutung für das Ausmaß und die Kinetik der Festlegung von Herbizidrückständen zukommt. Die Applikation einer Chemikalie auf feuchtes Bodenmaterial führt zu einer zunächst schwächeren Festlegung (K' für Diuron 4-5), da die Poren zu höheren Anteilen wassergefüllt sind und somit vor allem langsame Diffusionsprozesse zum Transport der Wirkstoffmoleküle zu den Bindungsplätzen beitragen. Dagegen beruht die anfängliche Immobilisierung bei Applikation auf trockenem Bodenmaterial

## Einige Gleichgewichtsansätze zum Studium der Sulfatsorption in sauren Unterböden

Prenzel, J.; Ludwig, B.; Khanna, P.K.

### Einleitung

Sulfat kann als reversibel gespeicherte Azidität aufgefasst werden. Ziel war es, folgende Gleichgewichtsansätze zur Beschreibung der Retention und Freisetzung von Sulfat in Böden in verschiedenen pH-Bereichen zu testen: (i) klassische Isothermen, (ii) Löslichkeitsprodukte, (iii)  $(H^+)$ - und (iv)  $(H^+)^2$ -abhängige Langmuir-Isothermen und (v) pH-abhängige Freundlich-Isothermen.

### Material

Unterböden (Solling) SL<sub>20</sub> und SL<sub>30</sub>; (Mineralogie: Illite, Feldspäte, Kaolinit und Chlorit); Unterböden (Lange Bramke) LBK und LBN; (Mineralogie: Phyllosilikate, Lepidokrokit und Goethit); Unterböden (Heide) HT; (Mineralogie: Quarz, Feldspäte und Illite).

### Methoden

Durchführung sequentieller Batchversuche (Equilibrierungszeit jeweils 24 h pro Extraktionsschritt); Verwendung von Wasser und 1 mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup> Lösungen von Neutralsalzen, Säuren und Laugen.

### Ergebnisse und Diskussion

Bei Verwendung von Neutralsalzen in den Experimenten wurde nur ein geringer SO<sub>4</sub>-Sorptionbereich und pH-Bereich (0.6-0.9 pH-Einheiten) umfasst. Die klassische Langmuir-Isotherme beschreibt die Verläufe befriedigend, wobei z.T. aber erhebliche Abweichungen auftreten (nicht gezeigt). Beim Testen grösserer pH-Bereiche (1.1-2.4 pH-Einheiten) und SO<sub>4</sub>-Sorptionbereiche erwiesen sich die Langmuir-Isothermen als unbrauchbar (nicht gezeigt).

Die  $(H^+)^2$ -abhängige Langmuir-Isotherme, die das Quadrat der Aktivität der Protonen in der Gleichung berücksichtigt, beschrieb die Sulfatsorption besser als die '1-site' und '2-site' Langmuir-Isotherme. Eine bessere Beschreibung war möglich mithilfe der  $H^+$ -abhängigen Langmuir-Isotherme, die die Protonenaktivität in der Gleichung berücksichtigt und mithilfe der pH-abhängigen Freundlich-Isotherme, die einen pH-abhängigen Koeffizienten besitzt (Abb. 1).

Das Ionenaktivitätsprodukt von AlOH<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> war nicht konstant, sondern eine Funktion der Sulfatsorption

### Zusammenfassung

Zur Beschreibung der Sulfatsorption in sauren Böden ist es bedeutsam, die Beziehung zwischen Protonen und Sulfat zu berücksichtigen. Dieses wird gewährleistet bei der Verwendung der folgenden Ansätze: (i) die empirische pH-abhängige Freundlich-Isotherme, (ii) die  $H^+$ -abhängige Langmuir-Isotherme oder (iii) ein Ionenaktivitätsprodukt von AlOH<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> als eine Funktion der Sulfatsorption.

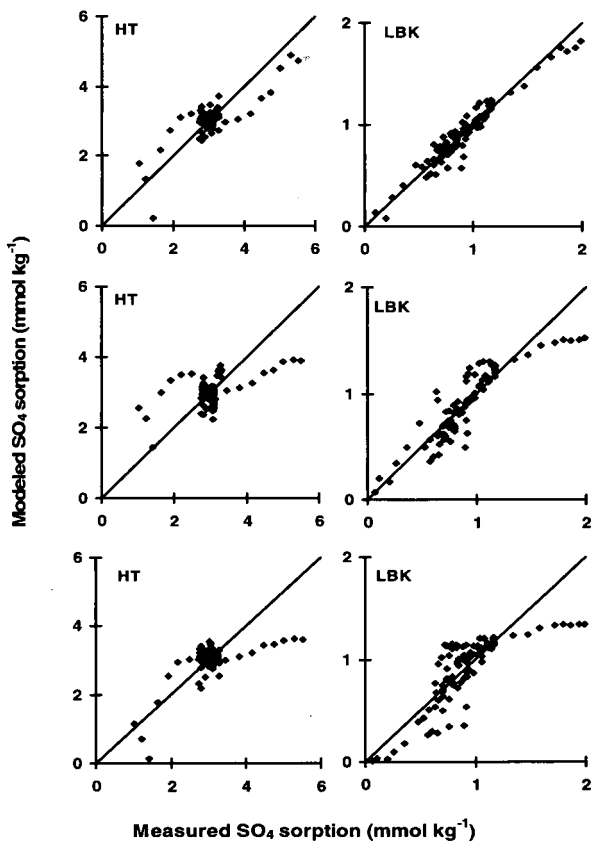


Abb. 1. Modellierte vs. gemessene SO<sub>4</sub>-Sorptionen bei Verwendung neutraler, saurer und alkalischer Lösungen. Oben: pH-abhängige Freundlich-Isotherme; mitte: H<sup>+</sup>-abhängige Langmuir-Isotherme; unten: (H<sup>+</sup>)<sup>2</sup>-abhängige Langmuir-Isotherme.

#### Literatur

Ludwig, B., P. Khanna and J. Prenzel. 1999. Some equilibrium approaches to study the retention and release of sulfate in some highly acid German subsoils. *J. Environ. Qual.* 28:1327-1335.

## Hydroxo-Sulfate als Regulativ der Aziditäts- und Sulfat-Dynamik in sauren Sandböden unter Kiefernwald

Puhlmann, M.; Böttcher, J.; Duijnsveld, W.H.M.

### Einleitung

Die Untersuchungen wurden im Rahmen eines Gemeinschaftsprojektes des Instituts für Bodenkunde (Universität Hannover) und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hannover) durchgeführt. Dieses Projekt befaßte sich u.a. mit den Auswirkungen saurer atmosphärischer Deposition bei Nadelwald auf die Stoffanlieferung an das Grundwasser. Untersuchungsgebiet war das Grundwassereinzugsgebiet Fuhrberger Feld (Raum Hannover), in dem bereits seit über 20 Jahren system-orientierte Forschung zum Stoffhaushalt betrieben wird.

Anlaß für die Untersuchungen gaben die seit Jahren im Fuhrberger Feld gemessenen niedrigen pH-Werte und hohen Al- und  $\text{SO}_4$ -Konzentrationen in der Grundwasserneubildung unter Kiefernwald (Sandböden). Bereits heute, ist das Vordringen der Versauerung in den Grundwasserleiter festzustellen. Um auch bei sich verändernden Umweltbedingungen eine Prognose zur Aziditäts- und Sulfatanlieferung an das Grundwasser treffen zu können, erschien es wichtig die Prozesse (z.B. Adsorption bzw. Bildung von Hydroxo-Sulfaten) der Speicherung bzw. Remobilisierung von H, Al (Fe) und  $\text{SO}_4$  im Boden zu untersuchen, da diesbezüglich immer noch ein großes Wissensdefizit herrscht.

Eigene Sorptionsversuche haben gezeigt, daß in den Sandböden des Fuhrberger Feldes Adsorption, vor allem beim Sulfat, als alleiniger Prozeß zur Erklärung auftretender Speichervorgänge nicht ausreicht. Als weiterer Prozeß der zur Veränderung der Stoffkonzentration in der Bodenlösung führen kann, muß deshalb die Bildung bzw. Auflösung von Hydroxo-Sulfaten angesehen werden. Die Bildung von Hydroxo-Sulfaten wird schon seit längerer Zeit als möglicher Speicherprozeß für Azidität und Sulfat in Böden postuliert. Allerdings liegen bisher nur wenige Untersuchungen mit Sandböden, wie sie auch im Fuhrberger Feld anzutreffen sind, vor. Aus diesen Gründen wurde mit Hilfe verschiedener Ansätze versucht, Hinweise auf die Ausfällung und Remobilisierung von Hydroxo-Sulfaten in Sandböden unter Nadelwald zu erhalten.

### Fragestellung

- Kommt die Bildung bzw. Auflösung von Hydroxo-Sulfaten als möglicher Prozeß zur Speicherung von Azidität und Sulfat in den sauren Sandböden des Fuhrberger Feldes in Frage?
- Welche Hydroxo-Sulfate können dies sein?
- Läßt sich die Bildung bzw. Auflösung von Hydroxo-Sulfaten mit Gleichgewichtsberechnungen (z.B. Ionenaktivitätsprodukte, Sättigungsindizes) nachvollziehen?

---

1 Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, BTU Cottbus

2 Institut für Bodenkunde, Universität Hannover

3 Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover

## Material und Methoden

Horizontweise Beprobung zweier Profile unter Kiefernwald im Fuhrberger Feld: Profil 296 (Podsol mit reliktschen Gley-Merkmalen, grundwasserfern), Profil 246 (Gley-Podsol, grundwassernah); Bodenart ist an beiden Standorten Sand.

Bodenchemische Untersuchungen: Bestimmung der austauschbar gebundenen Säuren ( $S_a$ ), der Basenneutralisationskapazität (BNK), des  $H_2O$ -Extrahierbaren-Sulfats und der freien Oxide.

Ausfällungsversuch ohne Boden: Ausfällung von Al-Festphasen aus Mischlösungen mit Al-Sulfat, Al-Chlorid und KOH bzw. NaOH bei vergleichsweise niedrigen Lösungskonzentrationen und unter teilweiser Zugabe von Bodenlösung. Ein Teil der Proben wurde nach 145 Tagen bei 35°C gelagert. Versuchsdauer = 237 Tage. Anschließend Untersuchung auf kristalline Al-Festphasen (Gibbsit und Hydroxo-Sulfate) mittels Röntgendiffraktometrie.

Genauere Angaben finden sich bei Puhlmann (1999).

## Ergebnisse und Diskussion

Da die Ergebnisse ausführlich bei Puhlmann (1999) dargestellt und diskutiert werden, erfolgt an dieser Stelle lediglich eine knappe Zusammenfassung.

Bodenchemie:

In beiden Profilen ist die BNK immer größer als die Summe der austauschbar gebundenen Säuren ( $S_a$ ). Besonders groß ist der Unterschied im Bh- und Bhs-Horizont des Profils 296 und, geringer aber immer noch deutlich, im Bhs-Go-Horizont des Profils 246. In den genannten Horizonten, ist zudem eine Anreicherung an  $H_2O$ -Extrahierbarem-Sulfat festzustellen. Es konnten Beziehungen zwischen der BNK und dem natronlaugelösllichen Aluminium ( $Al_{NaOH}$ ,  $r^2 = 0,67$ ) sowie dem  $H_2O$ -Extrahierbaren-Sulfat und dem  $Al_{NaOH}$  ( $r^2 = 0,9$ ) gefunden werden. Diese Ergebnisse werden in ihrer Gesamtheit als Hinweise auf Hydroxo-Sulfate gewertet, da diese sowohl Säure- als auch Sulfat-Speicher darstellen.

Ausfällungsversuche ohne Boden:

Bei den Ausfällungsversuchen ohne Boden kam es mit der Laugenzugabe zu einer raschen Bildung sulfathaltiger Niederschläge in **allen** Mischlösungen. Nach 237 Tagen konnten mit dem Röntgendiffraktometer je nach Mischlösung Gibbsit, K-Alunit, Meta-Aluminit und eine dem Basaluminit ähnliche Festphase identifiziert werden. Z.T. lagen mehrere Festphasen nebeneinander vor. In einigen Mischlösungen blieben die Niederschläge amorpher Natur. Jurbanit bildete sich trotz der dafür gewählten Lösungszusammensetzung in keiner Probe. Die Proben, die unter Zugabe von Bodenlösung entstanden, zeigten i.d.R. geringere Peak-Intensitäten.

Am Anfang und am Ende des Versuchs wurden Sättigungsindizes (SI) für Gibbsit, Basaluminit, K-Alunit und Jurbanit berechnet. Diese stehen zwar nicht im Widerspruch zu den Ergebnissen der Röntgendiffraktometrie, zeigen aber, daß Gleichgewichtsberechnungen selbst bei relativ einfachen Systemen nur schwer ohne Zusatzinformation interpretiert werden können.

## Schlussfolgerungen

- Sulfat und Azidität sind Bestandteile amorpher Niederschläge und können so in den sauren Sandböden des Fuhrberger Feldes gespeichert werden.
- Bei geeigneten Bedingungen können sich im Boden kristalline Al-Hydroxo-Sulfate bilden.
- In den Sandböden des Fuhrberger Feldes kommen als kristalline Festphasen Basaluminit und Alunit aber nicht Jurbanit in Frage.

- Gleichgewichtsberechnungen dürfen nicht, wie dies oft in der Literatur der Fall ist, ohne zusätzliche Information interpretiert werden.

### **Literatur**

Puhlmann, M., 1999: Fällung und Lösung von Hydroxo-Sulfaten als Regulativ der Aziditäts- und Sulfat-Dynamik in sauren Sandböden. Horizonte - Herrenhäuser Forschungsbeiträge zur Bodenkunde, Inst. f. Bodenkunde, Universität Hannover, im Druck.



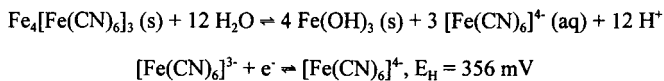
## Adsorption von Eisencyankomplexen und Sulfat an Goethit

Rennert, T., Mansfeldt, T.

### 1 Einleitung

Das im Prozess der Verkokung entstehende Kokereigas enthält Cyanwasserstoffgas, welches durch Überströmen von Eisen(hydr)oxidpartikeln abgetrennt wird. Diese so genannten Gasreinigungsmassen enthalten Cyanide komplexgebunden in der Festphase Berliner Blau ( $\text{Fe}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]_3$ ). Der Gehalt an Berliner Blau kann bis zu 12% betragen. Da die Gasreinigungsmassen oft auf den Betriebsflächen abgelagert wurden, sind Böden ehemaliger Kokerei- und Gaswerkstandorte häufig mit Cyaniden kontaminiert (*Shifrin et al.*, 1996). In Nordrhein-Westfalen existieren mindestens 454 solcher Standorte, von denen 233 Gaswerk- und 221 Kokereistandorte sind (*Mansfeldt*, 1999).

Berliner Blau ist nur in geringem Maße wasserlöslich ( $K_{\text{sol}} = 10^{-34,5}$ ; *Meeussen et al.*, 1992), und in Abhängigkeit des Redoxpotentials sind zwei Hexacyanoferratspezies möglich:



Im Grundwasser dieser Standorte können allerdings gelöste Eisencyankomplexe in der Größenordnung von ca.  $1 \text{ mg L}^{-1}$  nachgewiesen werden.

Gasreinigungsmassen enthalten ebenfalls amorphes FeS. Der S-Gehalt von Gasreinigungsmassen kann bis zu 60% betragen. Bei der Oxidation von FeS kommt es zur Bildung von Schwefelsäure, wodurch Sulfat entsteht und Sesquioxidoberflächen protoniert werden, so dass Austauscher für die Anionenadsorption zur Verfügung stehen. Die Adsorption ist ein Mechanismus zur Immobilisierung gelöster Eisencyankomplexe.

In dieser Arbeit soll das Konkurrenzverhalten der Adsorption von Sulfat und Eisencyankomplexen am Mineral Goethit untersucht werden. Aus dieser Konkurrenz sollen Hinweise auf den Bindungsmechanismus der Eisencyankomplexe an Goethit abgeleitet werden. Die Bindung von Sulfat an Goethit ist schon oft untersucht wurde (z. B. *Zhang & Sparks*, 1990).

### 2 Material und Methoden

Der Goethit wurde nach *Schwertmann & Cornell* (1991) durch die Reaktion von  $1 \text{ M Fe}(\text{NO}_3)_3 \times 9 \text{ H}_2\text{O}$  mit

Autorenadresse: Ruhr-Universität Bochum, Fakultät für Geowissenschaften, AG Bodenkunde und Bodenökologie, 44780 Bochum

5 M KOH bei 70° C hergestellt und durch Druckfiltration gereinigt, bis die elektrische Leitfähigkeit  $< 3 \mu\text{S cm}^{-1}$  betrug. Der Anteil des oxalatlöslichen Eisens ist  $< 0,2 \%$ , Mössbauerspektren zeigen einen Hämatitanteil von weniger als  $0,5 \%$ . Die spezifische Oberfläche (BET) beträgt  $30 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ , der Ladungsnullpunkt liegt bei pH 8,3. Er wurde durch Säure-Base-Titrationen bei verschiedenen Ionenstärken ermittelt.

Die Adsorptionsversuche wurden im Batchverfahren mit 25 ml einer Goethitsuspension mit  $c = 10 \text{ g L}^{-1}$  in sechs pH-Stufen (3,5 bis 8) bei  $10^\circ \text{ C}$ ,  $I = 0,01 \text{ M (NaNO}_3)$  und 24 h Schüttelzeit durchgeführt.

Die Anionen wurden als Lösungen ihrer Salze  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  oder  $\text{K}_3\text{[Fe(CN)}_6]$  (p.a.) zugegeben, ihre Konzentrationen betragen 0 bis  $0,9 \text{ mmol L}^{-1}$  ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) oder  $0,25 \text{ mmol L}^{-1}$  ( $[\text{Fe(CN)}_6]^{3/4-}$ ). Nach der Phasentrennung durch Membranfiltration ( $0,45 \mu\text{m}$ -Filter) wurden die  $\text{SO}_4^{2-}$ -Konzentrationen ionenchromatographisch, die Konzentrationen an  $[\text{Fe(CN)}_6]^{3/4-}$  spektralphotometrisch (DIN 38405, Teil 14) nach Mikrodestillation (Mansfeldt & Biernath, 1999) bestimmt.

### 3 Ergebnisse

Die gebundenen Mengen  $\Gamma$ , bezogen auf ihre Ladung, zeigen sich bei allen Anionen pH-beeinflusst (Abb. 1). Die Adsorptionskanten von  $\text{SO}_4^{2-}$  und  $[\text{Fe(CN)}_6]^{3-}$  verlaufen ungefähr identisch, die des  $[\text{Fe(CN)}_6]^{4-}$  zeigt eine schwächer ausgeprägte pH-Abhängigkeit. Dabei wurden die Säurekonstanten

von  $\text{H}_4[\text{Fe(CN)}_6]$  berücksichtigt ( $\text{pK}_{\text{a}4} = 4,2$ ; Jordan & Ewing, 1962).

Für das  $\text{SO}_4^{2-}$  wird eine größtenteils außersphärische Bindung an die Goethitoberfläche diskutiert (Zhang & Sparks, 1990). Diese Komplexierungsform gilt ebenfalls für die Bindung von  $[\text{Fe(CN)}_6]^{3-}$  an Goethit (Theis et al., 1988). Dies erklärt den Verlauf der Adsorptionskanten dieser beiden Anionen in Abb. 1.

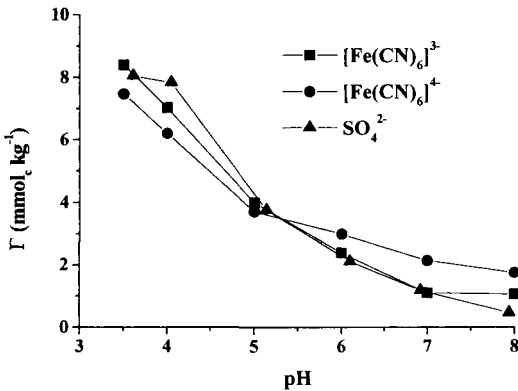
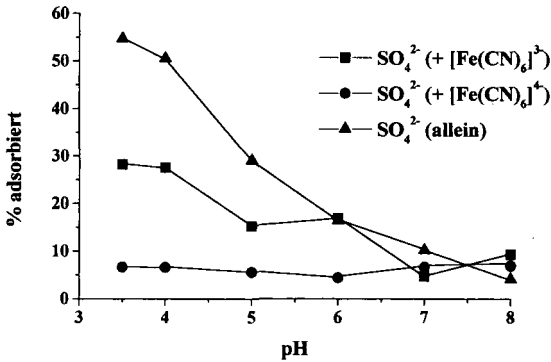


Abbildung 1. Adsorption von  $[\text{Fe(CN)}_6]^{3/4-}$  und  $\text{SO}_4^{2-}$  in Abhängigkeit des pH-Wertes ( $c_i = 0,24 \text{ mmol L}^{-1}$ ).

Der Bindungsmechanismus von  $[\text{Fe(CN)}_6]^{4-}$  an Goethit ist jedoch unbekannt. Wenn  $\text{SO}_4^{2-}$  und  $[\text{Fe(CN)}_6]^{3/4-}$  jeweils äquimolar zugegeben werden, zeigt die Adsorption der Anionen, dass  $\text{SO}_4^{2-}$  und das jeweilige Hexacyanoferrat in unterschiedlichem Maße in Konkurrenz treten (Abb. 2). Zur Veranschaulichung ist die Adsorptionskante der  $\text{SO}_4^{2-}$ -Adsorption mit dargestellt.

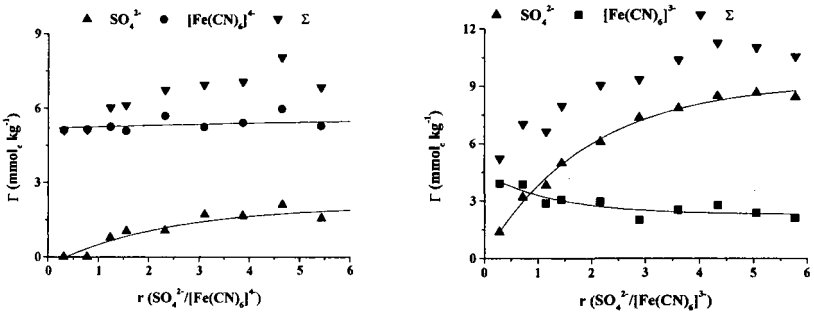
Die Zugabe von  $[\text{Fe(CN)}_6]^{3-}$  senkt die  $\text{SO}_4^{2-}$ -Adsorption im pH-Bereich  $< 6$  um ca. 50%, was deutlich macht, dass im sauren Bereich beide Anionen um die gleichen Austauschplätze konkurrieren. Bei höherem pH-Wert ist die adsorbierte  $\text{SO}_4^{2-}$ -Menge unabhängig von der Zugabe von  $[\text{Fe(CN)}_6]^{3-}$ .

Die Zugabe von  $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{4-}$  erzeugt ein anderes Bild. Das Ausmaß der  $\text{SO}_4^{2-}$ -Adsorption wird über den gesamten pH-Bereich minimiert, es werden nur 4% bis 6% des angebotenen  $\text{SO}_4^{2-}$  adsorbiert. Das  $\text{SO}_4^{2-}$  ist also nur ein schwacher Konkurrent für  $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{4-}$ . Wegen der geringen Konkurrenz und ihrer pH-Unabhängigkeit kann geschlossen werden, dass  $\text{SO}_4^{2-}$  und  $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{4-}$  nicht um dieselben Austauschplätze konkurrieren.



**Abbildung 2.** Adsorption von  $\text{SO}_4^{2-}$  an Goethit in Abhängigkeit des pH-Wertes in Anwesenheit von  $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{3-/4-}$  ( $c_i$  jeweils  $0,25 \text{ mmol L}^{-1}$ ).

Diese Ergebnisse werden von Versuchen bei pH 3,5 gestützt, bei denen die anfängliche Konzentration von  $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{3-/4-}$  konstant gehalten werden, die des  $\text{SO}_4^{2-}$  jedoch variiert wird (Abb. 3). Die Kurven sind Exponentialfunktionen erster Ordnung.



**Abbildung 3.** Adsorption von  $\text{SO}_4^{2-}$  und  $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{3-/4-}$  an Goethit ( $c_i(\text{SO}_4^{2-}) = 0$  bis  $0,45 \text{ mmol L}^{-1}$ ;  $c_i([\text{Fe}(\text{CN})_6]^{3-/4-}) = 0,25 \text{ mmol L}^{-1}$ ; pH 3,5).

Im Falle des  $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{4-}$  (linker Teil der Abb. 3) bleiben die gebundenen Mengen an  $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{4-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  und der gesamt gebundenen Menge ungefähr für alle anfänglichen Konzentrationsverhältnisse  $r < 0,5$  ( $r = \text{Quotient der Anfangskonzentrationen in } \text{mmol L}^{-1}$ ) konstant. Für alle Konzentrationsverhältnisse gilt, dass bedeutend mehr  $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{4-}$  als  $\text{SO}_4^{2-}$  adsorbiert wird. Die Adsorption von  $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{4-}$  wird also auch dann nur in sehr geringem Maße von  $\text{SO}_4^{2-}$  beeinflusst, wenn dieses in fast sechsfachem Überschuß vorhanden ist.

Bei  $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{3-}$  (rechter Teil) stellt sich ein anderes Verhalten dar. Das Ausmaß der  $\text{SO}_4^{2-}$ -Adsorption

zeigt eine klare Abhängigkeit von der Anfangskonzentration. Die Zunahme der Adsorption von  $\text{SO}_4^{2-}$  geht einher mit der Abnahme derer von  $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{3-}$ . Die Kurven schneiden sich bei  $r \approx 1$ , was eine ungefähr gleiche Affinität der Anionen zur Goethitoberfläche verdeutlicht. Die Summe der gebundenen Mengen der Anionen liegen im Bereich der mittels Langmuir-Isothermen bei pH 3,5 bestimmten Adsorptionsmaxima.

#### 4 Schlussfolgerungen

Die Eisencyanokomplexe  $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{3-/4-}$  zeigen unterschiedliche Konkurrenzverhalten bezüglich der Adsorption von  $\text{SO}_4^{2-}$  an Goethit. Während sich  $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{3-}$  zu jenem sehr ähnlich verhält, ist  $\text{SO}_4^{2-}$  nur in sehr geringem Maß ein Konkurrent für  $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{4-}$ , das eine bedeutend höhere Affinität zur Goethitoberfläche hat. Daher kann für dieses ein anderer Bindungsmechanismus postuliert werden. Möglich sind die spezifische Bindung oder die Ausfällung von Berliner Blau ( $\text{Fe}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]_3$ ) auf der Oberfläche.

Für  $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{4-}$ , das vermutlich die dominierende Spezies in Böden ehemaliger Kokerei- und Gaswerkstandorte ist, gilt, dass es über einen weiten Bereich von Konzentrationsverhältnissen bevorzugt gebunden wird. Auch hohe  $\text{SO}_4^{2-}$ -Konzentrationen beeinflussen also nicht das Adsorptionsverhalten und damit den möglichen Austrag von  $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{4-}$  ins Grundwasser.

#### 5 Literatur

- Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammbestimmung., Anionen (Gruppe D). Bestimmung von Cyaniden DIN 38405, Teil 13 und 14, VCH, Weinheim, 1988.
- Jordan, J. & G.J. Ewing, 1962: The Protonation of Hexacyanoferrates. *Inorg. Chem.* **1**, 587-591.
- Mansfeldt, T., 1999: Ehemalige Gaswerk- und Zechen-Kokereistandorte in Nordrhein-Westfalen: Ein aktueller Überblick. *Z. Umweltchem. Ökotox.*, eingereicht.
- Mansfeldt, T. & H. Biernath, 1999: Determination of Total Cyanide in Soils by Micro Distillation. *Anal. Chim. Acta*, in press.
- Meeussen, J.C.L., M.G. Keizer, W.H. van Riemsdijk & F.A.M. de Haan, 1992: Dissolution Behaviour of Iron Cyanide (Prussian Blue) in Contaminated Soils. *Environ. Sci. Technol.* **26**, 1832-1838.
- Schwertmann, U. & R.M. Cornell, 1991: Iron oxides in the Laboratory. VCH, Weinheim.
- Shifrin, N.S., B.D. Beck, T.D. Gauthier, S.D. Chapnick & G. Goodman, 1996: Chemistry, Toxicology, and Human Health Risk of Cyanide Compounds in Soils at Former Manufactured Gas Plant Sites. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* **23**, 106-116.
- Theis, T.L., R. Iyer & L.W. Kaul, 1988. Kinetic Studies of Cadmium and Ferricyanide Adsorption on Goethite. *Environ. Sci. Technol.* **22**, 1013-1017.
- Zhang, P.C. & D.L. Sparks, 1990: Kinetics and Mechanisms of Sulfate Adsorption/Desorption on Goethite Using Pressure-Jump Relaxation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **54**, 1266-1273.

#### Dank

Diese Arbeit wurde im Rahmen des Schwerpunktprogramms „Geochemische Prozesse mit Langzeitfolgen im anthropogen beeinflussten Sickerwasser und Grundwasser“ der *Deutschen Forschungsgemeinschaft* gefördert.

# Chemismus hochkonzentrierter Bodenlösungen aus kohle- und pyrithaltigen Kippenböden und Wechselwirkungen mit Festphasen

von

W. Schaaf, R. Wilden, M. Gast und R. F. Hüttl\*

## Einleitung

Sickerwässer aus Bergehalden und Kippen sind oft durch hohe Elementkonzentrationen charakterisiert (Karathanasis et al., 1988; Miller et al., 1996; Banks et al., 1997; Geldenhuis & Bell, 1998). Auch die Qualität von Grundwasser und Restseen wird von diesen Sickerwässern beeinflusst. Metallsulfide wurden als die Hauptquelle dieser erhöhten Konzentrationen identifiziert, da durch deren Oxidation beim Kontakt mit Luftsauerstoff hohe Säuremengen freigesetzt werden (Evangelou, 1995). In der Lausitz ist eine Fläche von über 77.000 ha durch den Braunkohletagebau beeinflusst (Drebenstedt, 1998; Hüttl, 1998). Ein Grossteil der Kippsubstrate sind Sande bis lehmige Sande. Aufgrund der verwendeten Förderbrückentechnologie bestehen etwa 60 % der Kippenflächen aus zumindest teilweise kohle- und pyrithaltigen Abraums substraten. Bei der Rekultivierung dieser Standorte wurden hohe Mengen an Kraftwerksaschen zur Melioration und Neutralisation der aktuellen und potentiellen Azidität eingesetzt (Katzur & Haubold-Rosar, 1996). In einer Chronosequenz-Studie von Forstökosystemen an verschiedenen alten Kippstandorten (Hüttl et al., 1999) wurden u.a. Bodenlösungen zur Charakterisierung des Bodenchemismus und zur Berechnung von Stoffbilanzen gewonnen. Viele dieser Bodenlösungen zeigen extrem hohe Elementkonzentrationen. Ionenpaare und -komplexe spielen in diesen Bodenlösungen eine wichtige Rolle (Adams, 1971). Säurefreisetzung durch Pyritoxidation, intensive Verwitterung von Primärmineralen, Ausfällung sekundärer Salz- und Mineralphasen sowie Transport und Auswaschung leichtlöslicher Salze konnten als dominierende Prozesse der Bodenentwicklung identifiziert werden (Heinkele et al., 1999; Schaaf, 1999).

## Material und Methoden

An vier Standorten (detaillierte Beschreibung in Hüttl et al., 1999) wurden Kiefernökosysteme unterschiedlichen Alters auf kohle- und pyrithaltigen Kippsubstraten untersucht (Standorte: WB, 2jährig; BB, 16jährig; MR, 20jährig; DD, 34jährig). Bodenlösungen aus mehreren Bodentiefen wurden mittels sechs keramischer Saugkerzen (P80) pro Tiefe gewonnen. Die Probenahme erfolgte in der Regel 14tägig im Zeitraum Januar 1996 bis April 1998. In den Proben wurden unmittelbar nach Eingang im Labor pH und elektrische Leitfähigkeit bestimmt. Danach wurden die Proben gefiltert (0,45 µm) und bei 4°C gelagert. In allen Bodenlösungen wurden die Gehalte an Ca<sub>T</sub>, Mg<sub>T</sub>, K<sub>T</sub>, Al<sub>T</sub>, Fe<sub>T</sub>, Si<sub>T</sub> (Unicam 701 AAS und Unicam 939 ICP-AES), Cl<sub>T</sub>, NO<sub>3T</sub>, SO<sub>4T</sub> (Dionex 500 & 120 IC), NH<sub>4</sub>-N (Flow Solution Alpkem 301) und gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC; Shimadzu TOC 5000) bestimmt. Zur Berechnung der Ionenspeziesverteilung und geochemischer Gleichgewichte wurde das Programm PhreeqC (Parkhurst, 1995) verwendet.

## Ergebnisse und Diskussion

Hohe Gesamtelementgehalte wurden in allen Bodenlösungen bestimmt, besonders an den jüngeren Standorten (Tab. 1). Im Allgemeinen steigen die Konzentrationen mit der Profiltiefe und nehmen mit dem Standortsalter ab. Die pH-Werte in den Unterböden sinken bis auf 2,3. Die Werte der elektrischen Leitfähigkeit steigen bis zu 15 mS cm<sup>-1</sup>. In der Zusammensetzung der Bodenlösungen dominieren Ca<sub>T</sub>, Al<sub>T</sub> und SO<sub>4T</sub>, an den jüngeren Standorten auch Fe<sub>T</sub> und Mg<sub>T</sub>. Deren Konzentrationen liegen um ein Vielfaches höher als in Böden aus kohle- und pyritfreien Kippsubstraten (Schaaf et al., 1999) und in gewachsenen Böden der Region (Schaaf et al., 1995).

Vergleicht man die aus diesen Gesamtgehalten mittels (Gl. 1) berechneten Ionenstärken mit den Werten aus der empirischen Beziehung (Gl. 2), zeigt sich, dass die Werte mit zunehmender Ionenstärke stark voneinander abweichen (Abb. 1a). Dies deutet darauf hin, dass die hohen Gesamtgehalte nicht äquivalenten Ionenkonzentrationen und Ladungen entsprechen. Berechnet man die Ionenstärke mittels des Programms PhreeqC, das die Ionenspeziesverteilung berücksichtigt, stimmt diese wesentlich besser mit den empirisch ermittelten Werten überein (Abb. 1b).

(Gl.1)

$$I = 0,5 \cdot \sum_{j=1}^n z_j^2 \cdot m_j$$

(Lindsay, 1979)

\* Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Universitätsplatz 3-4, 03044 Cottbus

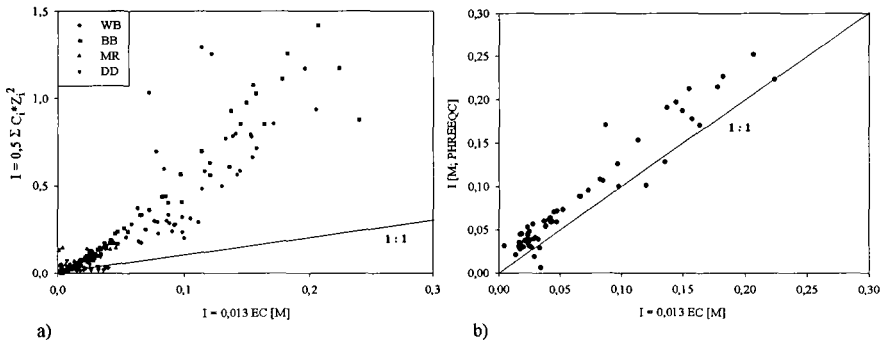
(Gl.2)

I = 0.013 EC

(Griffin & Jurbinak, 1973)

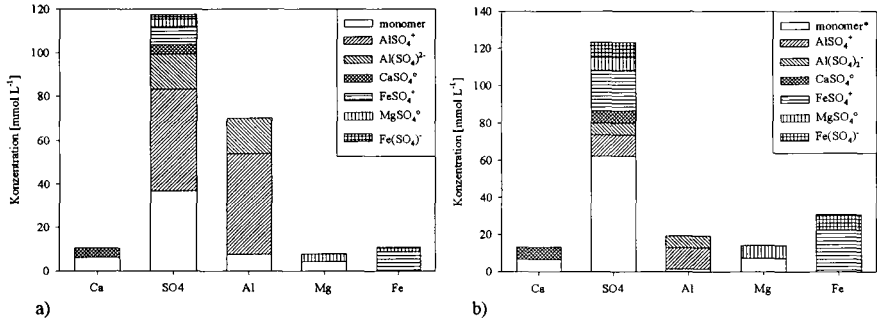
**Tab. 1:** pH-Werte, elektrische Leitfähigkeit und Elementgehalte in Bodenlösungen zweier Kiefernstandorte auf kohle- und pyrithaltigen Kippsubstraten (Mittelwerte für den Zeitraum 1/96 – 4/98, Standardabweichungen kursiv)

Standort/ Tiefe	pH	EC mS cm <sup>-1</sup>	Ca <sub>T</sub> <-----	Mg <sub>T</sub> -----	K <sub>T</sub> -----	Al <sub>T</sub> -----	Fe <sub>T</sub> mmol L <sup>-1</sup>	Si <sub>T</sub> -----	NH <sub>4T</sub> -----	NO <sub>3T</sub> -----	SO <sub>4T</sub> -----	Cl <sub>T</sub> -----	DOC ----->
<b>WB (Pinus sylvestris, 2jährlig)</b>													
130 cm	2.8	9.0	11.75	17.00	<0.10	35.63	19.53	3.25	2.19	0.44	312.83	0.20	21.6
		<i>4.8</i>	<i>1.20</i>	<i>9.80</i>	<i>-</i>	<i>29.75</i>	<i>28.93</i>	<i>1.28</i>	<i>1.16</i>	<i>0.44</i>	<i>257.78</i>	<i>0.20</i>	<i>8.4</i>
<b>BB (Pinus nigra, 16jährlig)</b>													
100 cm	2.3	15.1	10.84	14.41	0.02	118.05	23.45	1.85	6.16	0.03	200.78	0.57	143.7
		<i>3.1</i>	<i>1.70</i>	<i>6.72</i>	<i>0.02</i>	<i>57.58</i>	<i>12.98</i>	<i>0.48</i>	<i>0.34</i>	<i>0.06</i>	<i>146.12</i>	<i>0.26</i>	<i>31.7</i>



**Abb. 1:** Vergleich der Ionenstärke in Bodenlösungen aus verschiedenen Bodentiefen von vier Standorten auf kohle- und pyrithaltigem Kippsubstrat berechnet a) aus elektrischer Leitfähigkeit und Gesamtgehalten nach (Gl. 1) und (Gl. 2); b) mittels PhreeQC und (Gl. 2)

Die Ionenspeziesverteilung nach PhreeQC ergibt, dass der grösste Teil der Gesamtgehalte in Form von Ionenpaaren und -komplexen mit Sulfat vorliegt (Abb. 2). Die Konzentrationen der freien Ionen Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Al<sup>3+</sup> oder SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> tragen mit zunehmender Ionenstärke nur zu einem kleinen Teil der Gesamtgehalte bei.



**Abb. 2:** Ionenspeziesverteilung in zwei hochkonzentrierten Bodenlösungen aus den Unterböden der Standorte (vgl. Tab. 1) BB (Abb. 2a) und WB (Abb. 2b) berechnet mittels PhreeQC (\*Ca<sup>2+</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Al<sup>3+</sup>, Mg<sup>2+</sup> bzw. Fe<sup>3+</sup>)

Die molaren Ca/Al- und Mg/Al-Verhältnisse werden in der Bodenkunde und Ökosystemforschung häufig zur Abschätzung des Risikos von Al-induzierten Toxizitäten für Pflanzenwurzeln (Ulrich et al., 1984) oder Antagonismen bei der Nährstoffaufnahme (Hüttl, 1991) verwendet. In den Beispielen aus Abb. 2 liegen die molaren Verhältnisse berechnet aus den Gesamtgehalten an Ca, Mg und Al sehr niedrig (Tab. 2). Die Werte liegen jedoch beträchtlich höher, wenn nur die Ionenspezies Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> und Al<sup>3+</sup> zur Berechnung verwendet werden. Die Verhältnisse steigen von kritischen Werten auf ein Niveau, bei dem keinerlei negative Effekte auf das Pflanzenwachstum erwartet werden, obwohl die Gesamt-Aluminiumkonzentrationen in der Bodenlösung sehr hoch liegen.

Die Zusammensetzung der Ionenspezies hat auch Bedeutung bei der Kalkulation von Ladungsbilanzen der Bodenlösungen. Die Bildung ungeladener Ionenpaare wie CaSO<sub>4</sub><sup>°</sup> und MgSO<sub>4</sub><sup>°</sup> reduziert die Ladungsbilanz (Abb. 3). Auch

Ionenkomplexe führen zu einer Umverteilung von Ladungen, die im Allgemeinen ebenfalls zu einer Reduktion der Gesamtladung führen.

Tab. 2: Molare Ca/Al- und Mg/Al-Verhältnisse in Bodenlösungen zweier Kippstandorte berechnet aus Gesamtgehalten (vgl. Tab. 1) und unter Berücksichtigung der Ionenspeziesverteilung (vgl. Abb. 2)

Standort	Ca <sub>T</sub> /Al <sub>T</sub>	Ca <sup>2+</sup> /Al <sup>3+</sup>	Mg <sub>T</sub> /Al <sub>T</sub>	Mg <sup>2+</sup> /Al <sup>3+</sup>
BB	0.15	0.82	0.11	0.58
WB	0.69	4.88	0.74	5.32

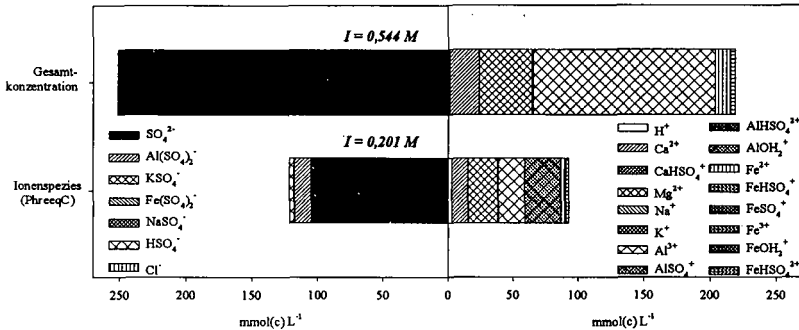


Abb. 3: Ladungsbilanz und Ionenstärke einer hochkonzentrierten Bodenlösung berechnet aus den Gesamtkonzentrationen und unter Berücksichtigung der Ionenspeziesverteilung nach PhreeqC

Gips findet sich als sekundäres Ausfällungsprodukt in allen untersuchten Bodenprofilen aus pyrithaltigem Kippsubstrat (Schaaf et al., 1999). Gipsbildung wird auch häufig in "Acid mine drainage" sowie in natürlich gebildeten "Acid sulfate soils" beobachtet (van Breemen 1973; Dent, 1986; Karathansis et al. 1990; Evangelou, 1995; Boulet & Larocque, 1998). Die Bodenlösungskonzentrationen liegen in vielen Fällen im Bereich maximaler Gipslöslichkeit oder sogar darüber. Berechnete Sättigungsindizes deuten darauf hin, dass die Calcium-Konzentration in der Bodenlösung durch Gips kontrolliert werden. Hohe Ionenstärken bedingen nicht nur Ionenpaarbildung, sondern auch verringerten Ionenaktivitäten im Vergleich zu Konzentrationen aufgrund abnehmender Aktivitätskoeffizienten.

Beides beeinflusst die Gleichgewichtskonzentrationen von Salzphasen. Abb. 4 veranschaulicht dies für Calcium- und Sulfatkonzentrationen im Gleichgewicht mit Gips. Mit sinkendem Aktivitätskoeffizienten, entsprechend zunehmender Ionenstärke, steigen die Ca<sub>T</sub>- und SO<sub>4T</sub>-Konzentrationen stark an, da das Gleichgewicht nur durch die Spezies Ca<sup>2+</sup> und SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> definiert wird. Da diese Spezies mit steigender Ionenstärke aufgrund von Ionenpaarbildung abnehmen, kann die Gipslöslichkeit deutlich erhöht werden (Adams, 1971).

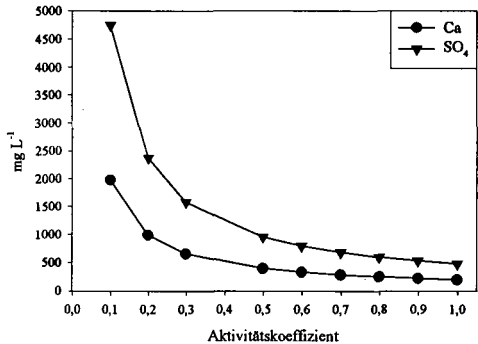


Abb. 4: Gips-Gleichgewichtskonzentrationen von Calcium und Sulfat in Abhängigkeit des Aktivitätskoeffizienten

### Schlussfolgerungen

Die hohen Gesamtkonzentrationen der Bodenlösungen in kohle- und pyrithaltigen Kippböden erfordert die Berücksichtigung von Ioneninteraktionen. Im Vergleich zu gewachsenen Böden der Region spielen diese Effekte eine wichtige Rolle im Bodenlösungsschemismus und haben Auswirkungen z.B. auf die Berechnung von Ladungsbilanzen, Ionenverhältnissen oder Ionenspezierung und können auch dazu beitragen die direkte Toxizität der Substrate für Wurzeln und Pflanzen zu mindern. Pyritoxidation als der dominierende initiale Prozess der Bodenbildung führt zu stark erhöhten Verwitterungsraten des Primärmineralbestands. Aufgrund der hohen Lösungskonzentrationen finden sich in den jungen Böden vielfach Ausfällungen sekundärer Mineralphasen, die zu besonderen Bodeneigenschaften führen, die sich deutlich von den Verhältnissen in gewachsenen Böden des nicht bergbaubeeinflussten Umlands unterscheiden. Die Bildung und Stabilität dieser Sekundärphasen wird durch ihre Löslichkeit und Reaktivität, Auswaschungsprozesse und

Meliorationsmassnahmen bestimmt. Daher ist es schwierig die langfristige Pedogenese und die chemischen Eigenschaften der entstehenden Böden vorherzusagen.

#### Literatur

- Adams, F. 1971. Ionic concentrations and activities in soil solutions. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **35**, 420-426.
- Banks, D., Younger, P., Arnesen, R.-T., Iversen, E. R. & Banks, S. B. 1997. Mine-water chemistry: the good, the bad and the ugly. *Environmental Geology*, **32**, 157-174.
- Lindsay, W. L. 1979. Chemical equilibria in soils. John Wiley & Sons, New York.
- Boudot, J.-P., Becquer, J., Merle, D., Rouiller, J., Ranger, J., Dambrine, E. & Mohamed, D. A. 1995. Potential role of aluminium toxicity in nutrient deficiencies as related to forest decline: an assessment of soil solution data from the Vosges Mountains. In: *Forest decline and atmospheric deposition effects in the French mountains*. (eds G. Landmann & M. Bonneau), pp. 270-285. Springer, Berlin.
- Boulet, M. P. & Laroque, A. C. L. 1998. A comparative mineralogical and geochemical study of sulfide mine tailings at two sites in New Mexico, USA. *Environmental Geology*, **33**, 130-142.
- van Breemen, N. 1973. Dissolved aluminum in acid sulfate soils and in acid mine waters. *Soil Sci. Am. Proc.*, **37**, 694-697.
- Dent, D. 1986. Acid sulphate soils: a baseline for research and development. *International Institute for Land Reclamation and Improvement*, Publication 39.
- Drebenstedt, C. 1998. Planungsgrundlagen der Wiedernutzbarmachung. In: *Braunkohletagebau und Rekultivierung* (ed W. Pflug), pp. 487-512. Springer, Berlin.
- Evangelou V P 1995 Pyrite oxidation and its control. CRC Press, Boca/Raton, New York, London, Tokyo.
- Geldenhuis, S. & Bell, F. G. 1998. Acid mine drainage at al coal mine in the eastern Transvaal, South Africa. *Environmental Geology* **34**, 234-242.
- Griffin, R. A. & Jurinak, J. J. 1973. Estimation of activity coefficients from the electrical conductivity of natural aquatic systems and soils extracts. *Soil Sci.* **116**, 26-30.
- Heinkele, T., Neumann, C., Rumpel, C., Strzyszc, Z., Kögel-Knabner, I. & Hüttl, R. F. 1999. Zur Pedogenese pyrit- und kohlehaltiger Kippsubstrate im Lausitzer Braunkohlerevier. In: *Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften – Das Beispiel des Lausitzer Braunkohlereviere* (eds R F Huettl et al.), pp. 25-44. de Gruyter Verlag, Berlin.
- Hüttl, R. F. 1991: Die Nährelementversorgung geschädigter Wälder in Europa und Nordamerika. *Freiburger Bodenkundl. Abh.* **28**.
- Hüttl, R. F. 1998. Ecology of post-mining landscapes in the Lusatian lignite mining district, Germany. In: *Land Reclamation – Achieving Sustainable Benefits* (eds H. R. Fox et l.), pp. 187-192. A. A. Balkema, Rotterdam.
- Hüttl, R. F., Klem, D. & Weber, E. (eds) 1999. *Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften – Das Beispiel des Lausitzer Braunkohlereviere*. de Gruyter Verlag, Berlin.
- Karathanasis, A. D., Evangelou, V. P. & Thompson, Y. L. 1988. Aluminium and iron equilibria in soil solutions and surface waters of acid mine watersheds. *J. Environ. Qual.*, **17**, 534-543.
- Karathanasis, A. D., Thompson, Y. L. & Evangelou, V. P. 1990. Temporal solubility of aluminum and iron leached from coal spoils and contaminated soil materials. *J. Environ. Qual.*, **19**, 389-395.
- Katzur, J. & Haubold-Rosar, M. 1996. Amelioration and reforestation of sulfurous mine soils in Lusatia (Eastern Germany). *Water Air and Soil Pollut.*, **91**, 17-32.
- Knoche, D., Schaaf, W., Embacher, A., Faß, H.-J., Gast, M., Scherzer, J. & Wilden, R. 1999. Wasser- und Stoffdynamik von Waldökosystemen auf schwefelsauren Kippsubstraten des Braunkohlentagebaues im Lausitzer Revier. In: *Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften – Das Beispiel des Lausitzer Braunkohlereviere* (eds R F Huettl et al.), pp. 45-71. de Gruyter Verlag, Berlin.
- Matzner, E. & Murach, D. 1995. Soil changes induced by air pollutant deposition and their implication for forests in Central Europe. *Water Air and Soil Pollut.*, **85**, 63-76.
- Miller, G. C., Lyons, W. B. & Davis, A. 1996. Understanding the water quality of pit lakes. *Environmental Science & Technology*, **30**, 118-123.
- Schaaf, W. 1999. What can element budgets of false-time series tell us about ecosystem development on post-lignite mining sites? *Ecological Engineering* (in press).
- Schaaf, W., Weisdorfer, M. & Huettl, R. F. 1995. Soil solution chemistry and element budgets of three Scots pine ecosystems along a deposition gradient in north-eastern Germany. *Water Air and Soil Pollut.*, **85**, 1197-1202.
- Schaaf, W., Wilden, R. & Gast, M. 1998. Soil solution composition and element cycling as indicators of ecosystem development along a chronosequence of post-lignite mining sites in Lusatia/Germany. In: *Land Reclamation – Achieving Sustainable Benefits* (eds H. R. Fox et l.), pp. 241-248. A. A. Balkema, Rotterdam.
- Schaaf, W., Gast, M., Wilden, R., Scherzer, J., Blechschmidt, R. & Hüttl, R. F. 1999. Temporal and spatial development of soil solution chemistry and element budgets in different mine soils of the Lusatian lignite mining area. *Plant and Soil* (in press).
- Ulrich, B., Meiwes, K. J., König, N. & Khanna, P. K. 1984. Criteria proposed for the evaluation of risks caused by soil acidity. In: *Aluminium toxicity in trees* (eds F. Anderson & J. M. Kelly), pp. 69-70. Swedish Univ. Agric. Sciences, Uppsala, Sweden.
- Ulrich, B. 1989. Effects of acid precipitation on forest ecosystems in Europe. In: *Advances in environmental scienc* (eds D. C. Adriano & A. H. Johnson), pp. 189-272. Acidic precipitation, Vol. 2. New York.



## **Automatische und kontinuierliche Messungen klimarelevanter Spurengase auf Schwarzerdestandorten des mitteldeutschen Trockengebietes**

Schaecke, W.; Russow, R.; Heinrich, K.; Schmidt, G. und Neue, H.-U.

### **1 Einleitung und Problemstellung**

Die Konzentrationen klimarelevanter Spurengase sind in den letzten Jahrzehnten in der Atmosphäre deutlich angestiegen. Beispielhaft seien an dieser Stelle das Lachgas ( $N_2O$ ) und Methan ( $CH_4$ ) genannt, welche sich mit einer mittleren Rate von ca. 0,2 bzw. 0,8 % pro Jahr (MOSIER et al., 1996; RUSER et al., 1998) erhöhten und ihr Anteil am anthropogenen Treibhauseffekt wird heute auf ca. 20 % geschätzt. Die dafür verantwortlichen Emittenten sind sehr unterschiedlicher Art, wobei für den Anstieg der Emission von  $N_2O$  die hohe Stickstoffversorgung der Böden eine Hauptursache darstellt. Die wichtigsten Einflußfaktoren sind die Verfügbarkeit von abbaubarem Kohlenstoff, Nitrat und/oder Ammonium, die Temperatur, der pH-Wert und die Wassersättigung des Bodens. Heutige Kenntnisse über die Emission bzw. den Umsatz von  $N_2O$  bzw. Methan in landwirtschaftlich genutzten Böden beruhen im wesentlichen auf Kurzzeitmessungen. Da aber die Streuung der Emission aus landwirtschaftlichen Quellen (besonders Böden) zeitlich und räumlich sehr groß ist, erscheint die Datenlage über  $N_2O$  noch relativ unsicher. Benötigt werden geschlossene Datenreihen mit einer möglichst hohen Zeitauflösung (2-3 Messungen pro Tag, einschließlich Nachtzeit).

### **2 Material und Methoden**

#### Probenahme

- a) Laboruntersuchungen (Einstellung unterschiedlicher Wasserkapazitäten an gestörten [Mikroinkubationsröhrchen] und ungestörten Bodenproben [Stechzylinder])
- b) Manuelle Probenahme auf dem Feld mittels „closed chamber“ Verfahren
- c) Automatische Probenahme auf dem Feld mit dem ATC-System (Automatic Tracegase Collector)

#### Analytik

Für die automatische Analyse von  $N_2O$  und  $CH_4$  in einem Analysenlauf wurde auf der Basis des Gaschromatographen GCH 14 (Shimadzu) mit zwei Detektoren (FID, ECD) und des Headspace Samplers HSS 86.50 (DANI) eine spezielle Gerätekonfiguration entwickelt (SEGSCHEIDER et al., 1996).

Erfassung der Niederschlagswerte (Tagesmittel) sowie stündliches Monitoring von Bodentemperatur und -feuchte in 5 cm Bodentiefe.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Ergebnisse aus Laboruntersuchungen

Anhand von Laboruntersuchungen (hier nicht dargestellt) an ungestörten Bodenproben in Stechzylindern konnte gezeigt werden, daß bei einer Feuchte von < 50 % der max. Wasserkapazität (WK) die N<sub>2</sub>O-Emission um 0,2 und bei einer Feuchte von 50-80 % der max. WK um 0,5 µg N<sub>2</sub>O-N/kg \*h<sup>-1</sup> (3 kg N<sub>2</sub>O-N/ha \*a<sup>-1</sup>) lag. Ein starker Anstieg der N<sub>2</sub>O-Emission war bei einer WK von >90 % auf 6-12 µg N<sub>2</sub>O-N/kg \*h<sup>-1</sup> (35-70 kg N<sub>2</sub>O-N/ha \*a<sup>-1</sup>) zu verzeichnen.

Messungen an gestörtem Boden in Mikroinkubationsröhrchen ergaben einen ähnlich starken Anstieg der N<sub>2</sub>O-Emission mit steigendem Wassergehalt, wobei die Werte deutlich über denen aus ungestörten Bodenproben lagen (z. B. bei einer WK von > 90 % Werte von 20-90 µg N<sub>2</sub>O-N/kg \*h<sup>-1</sup> (110-500 kg N<sub>2</sub>O-N/ha \*a<sup>-1</sup>). Eine wesentliche Ursache hierfür ist sicherlich in der veränderten N<sub>2</sub>O-Diffusionsrate aus dem gestörten Boden zu suchen.

Nach den Laborergebnissen läßt sich die Hypothese aufstellen, daß für Schwarzerden im mitteldeutschen Trockengebiet mit einer ständigen geringen Emission von N<sub>2</sub>O auch unter trockenen Bedingungen zu rechnen ist.

#### 3.2 Untersuchungen unter Feldbedingungen

Erste Kurzzeituntersuchungen erfolgten an 2 Varianten mittels Gasmeßhauben („closed chamber“) auf dem Schwarzerdestandort Bad Lauchstädt (Tab. 1).

Tab. 1: Varianten der N<sub>2</sub>O-Messungen unter Feldbedingungen (Gehalte im Oberboden 0-30 cm)

Varianten	C <sub>r</sub> -Gehalt (%)	N <sub>r</sub> -Gehalt (%)
1. 80 kg N*ha <sup>-1</sup>	1,80	0,14
2. Stallung-/Güllelastfläche + 80 kg N*ha <sup>-1</sup>	2,71	0,20

Aus der Abb. 1 ist ersichtlich, daß unter den relativ trockenen Bedingungen der ersten Meßtage sich die N<sub>2</sub>O-Emission der beiden Varianten trotz erheblicher Unterschiede im C<sub>r</sub>- und N<sub>r</sub>-Gehalt kaum unterschieden. Erst nach einem Niederschlagsereignis konnte auf der Stallung-/Güllelastfläche ein Anstieg der N<sub>2</sub>O-Emission auf ca. das 14fache gegenüber den mittleren gemessenen Werten ermittelt werden, wobei sich die Werte in den folgenden Tagen dem Anfangsniveau wieder annäherten. Diese Untersuchungen untermauern die Ergebnisse aus den Laboruntersuchungen und unterstreichen den Einfluß sommerlicher Niederschlagsereignisse auf die N<sub>2</sub>O-Emission in Folge erhöhter Mineralisation

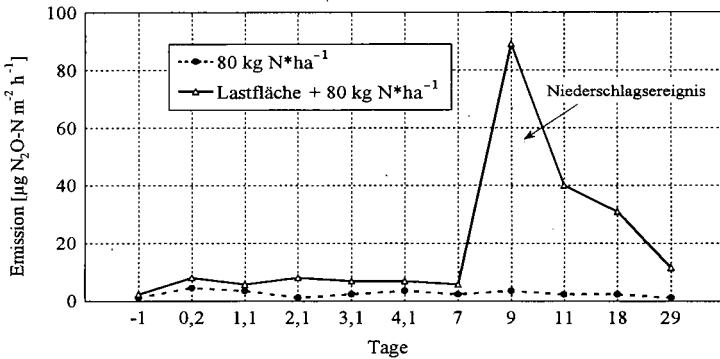


Abb. 1: N<sub>2</sub>O-Emission auf einem Haplic Phaeozem

im Boden bei gleichzeitig sich ausbildenden anaeroben Bodenbereichen.

Weiterhin wurden Messungen mit dem am Umweltforschungszentrum entwickelten „ATC-System“ am Standort Bad Lauchstädt hinsichtlich der N<sub>2</sub>O- und CH<sub>4</sub>-Quellen- bzw. Senkenstärke zu unterschiedlichen Tageszeiten durchgeführt. Dabei zeigte sich, daß die N<sub>2</sub>O-Emissionswerte in den Sommermonaten Juni/Juli zwischen 20 -160  $\mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  schwankten. Weiterhin konnte nachgewiesen werden, daß eine enge Beziehung zwischen Niederschlagsereignis bzw. erhöhter Bodenfeuchte und den auftretenden N<sub>2</sub>O-Peaks besteht. Ein Zusammenhang zwischen auftretenden N<sub>2</sub>O-Peaks und der Bodentemperatur (5 cm Tiefe) konnte nicht festgestellt werden.

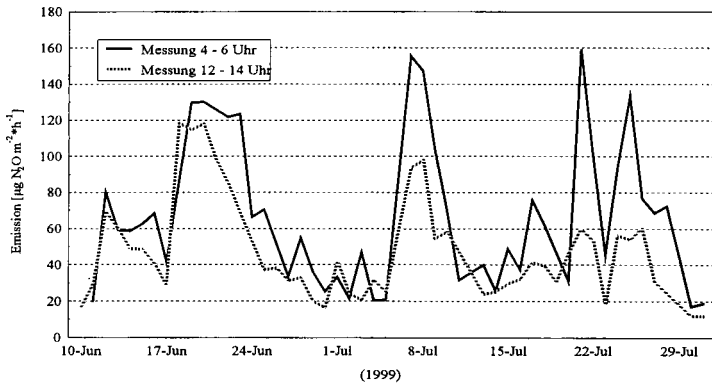


Abb. 2: Lachgas-Emission und Methan-Flux zu unterschiedlichen Tageszeiten auf einem Haplic Phaeozem

Der Methanumsatz (Abb.3) unterlag ebenfalls starken Schwankungen, wobei jedoch weder Bodenfeuchte noch -temperatur in Zusammenhang mit der gemessenen Methanflux-Amplitude zu bringen waren. Neben der mikrobiellen Methanoxidation kam es vereinzelt zu Methanemissionen auf diesem Haplic Phaeozem. Doch insgesamt ist der Haplic Phaeozem, wie Mineralböden generell, eine

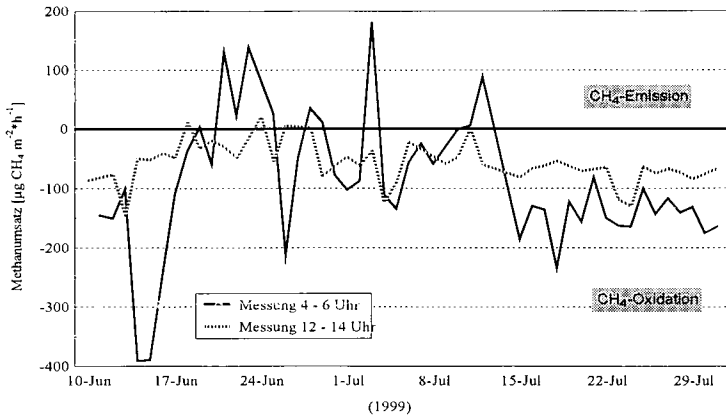


Abb. 3: Methan-Flux zu unterschiedlichen Tageszeiten auf einem Haplic Phaeozem

– wengleich auch relativ geringe – Methansenke, deren Größe auch vom Gehalt an organischer Bodensubstanz abhängt.

Aus der Abb. 2 geht hervor, daß sich die  $\text{N}_2\text{O}$ -Amplituden in der Meßzeit zwischen 4-6 Uhr und 12-14 Uhr unterscheiden. Die  $\text{N}_2\text{O}$ -Peaks erreichten in den frühen Morgenstunden deutlich höhere Werte. Ähnliche Aussagen können für das Spurengas Methan getroffen werden. Eine mögliche Erklärung könnte im Zusammenspiel von Temperatur und Luftfeuchte zu suchen sein. Wird in den Morgenstunden der Taupunkt überschritten, so resultieren daraus höhere Bodenfeuchten verbunden mit erhöhten  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen.

Ausgehend von diesen Ergebnissen läßt sich schlußfolgern, daß die Spurengase Methan aber auch das Distickstoffmonoxid einer tageszeitlichen Dynamik unterliegen. Für weitere Untersuchungen ist ein kontinuierliches Monitoring von Spurengasflüssen zwischen Atmosphäre und Agrosphäre durch kontinuierliche, zeitlich hoch aufgelöste Messungen hinreichender Genauigkeit in Verbindung mit steuernden Einflußfaktoren zwingend erforderlich.

#### 4 Literatur

MOSIER, A. R.; DUXBURY, J. M.; FRENEY, J. R.; HEINEMEYER, O. AND MINAMI, K. (1996): Nitrous oxide emissions from agricultural fields: Assesment, measurement and mitigation. *Plant and Soil*, 181: 95-108

RUSER, R.; FLESSA, H.; SCHILLING, R.; STEINDL, H. AND BEESE, F. (1998): Soil compaction and fertilization effects on nitrous oxide and methane fluxes in potato fields. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 1587-1595

SEGSCHNEIDER, H. J.; SICH, I.; RUSSOW, R. (1996): Use of a specially configured gas chromatography system for the simultaneous determination of methane, nitrous oxide and carbon dioxide in ambient air and soil atmosphere. *Int. Workshop on Gaseous Emission from Grassland*, Institute of Grassland & Environmental Research (IGER), Okehampton, UK, p. 211-218

## **Makromolekulare Eigenschaften der organischen Bodensubstanz mittels kinetischer Untersuchungsmethodik und Differential Scanning Kalorimetrie**

Schaumann, G. E.

### **Abstract**

In dieser Mitteilung wird auf den Einfluß von Wasser auf das Verhalten der organischen Bodensubstanz eingegangen. Die Darstellung erfolgt exemplarisch am Beispiel der Freisetzungskinetik von DOC und der Untersuchung der organischen Bodensubstanz mittels Differential Scanning Kalorimetrie. Diese Untersuchungsmethoden charakterisieren unterschiedliche makromolekulare Eigenschaften der organischen Bodensubstanz. Die *kinetischen Untersuchungen* zeigen einen Einfluß von  $\text{Ca}^{2+}$ , des Wassergehaltes und der Befeuchtungsdauer auf die Freisetzungskinetik von DOC. Diese Abhängigkeit läßt auf eine Gelstruktur in der wasserhaltigen organischen Bodensubstanz schließen (Schaumann, 1998b). Mit Hilfe der *Differential Scanning Kalorimetrie* wurde das thermische Verhalten der organischen Bodensubstanz im Bodenmaterial untersucht (s. auch Schaumann und Antelmann, 1999). Die Ergebnisse weisen auf einen Glasübergang um 77 °C in der organischen Bodensubstanz hin. Bis heute wurden Glasübergänge in gereinigten Huminsäuren und Naturstoffen wie Cellulose oder Lignin nachgewiesen, nicht jedoch in unaufbereitetem Bodenmaterial. Zusätzlich deutet die DSC auf einen exothermen Vorgang um 20 bis 40 °C, welcher nur nachgewiesen werden kann, wenn die Bodenprobe zuvor befeuchtet wurde. Die Ursachen für diesen Vorgang konnten noch nicht abschließend geklärt werden. Alle untersuchten Größen werden stark vom Feuchtezustand der organischen Bodensubstanz beeinflusst, welcher im Gelände ständigen Schwankungen unterworfen ist. Somit können makromolekulare Eigenschaften der organischen Bodensubstanz wichtige Informationen über das Verhalten unter Feldbedingungen liefern.

### **Einleitung**

Die organische Bodensubstanz besteht aus einer Vielfalt von Molekülen, mit Molmassen, die über mehrere Größenordnungen reichen und einen weiten Bereich der Makromoleküle abdecken. Die strukturelle Vielfalt kann durch Fraktionierung nur geringfügig reduziert werden. Eine Charakterisierung der organischen Bodensubstanz über den in der Chemie üblichen Weg der Auftrennung und Analyse berücksichtigt außerdem nicht die räumliche Anordnung der Makromoleküle in der organischen Bodensubstanz. Diese wird durch schwache inter- und intramolekulare Wechselwirkungen (Dipol-Dipol-Wechselwirkungen, Wasserstoffbrücken,  $\text{Ca}^{2+}$ -Brücken) und entropische Gesichtspunkte aufrechterhalten, ist jedoch empfindlich gegenüber äußeren Eingriffen. Die aktuelle makromolekulare Struktur geht beim Versuch der Auftrennung unwiderruflich verloren.

---

\* Institut für Technischen Umweltschutz, Technische Universität Berlin, Sekr. KF 3, Straße des 17. Juni 135, 10623 Berlin. Email: Gabi.Schaumann@TU-Berlin.DE

Die makromolekulare Struktur bestimmt jedoch wichtige Eigenschaften der organischen Bodensubstanz, wie ihr Wasseraufnahmeverhalten oder ihr Quellungsvermögen. Der makromolekulare Aufbau ist außerdem verantwortlich für Hystereseerscheinungen der Wasseraufnahme und der Schadstoffsorption. Weiterhin kann die makromolekulare Struktur maßgeblich mitverantwortlich für die Aggregatbildung und -stabilität sein und rheologische Bodeneigenschaften beeinflussen.

Diese Mitteilung hat zum Ziel, am Beispiel zweier Untersuchungsmethoden makromolekulares Verhalten der organischen Bodensubstanz zu zeigen, zu charakterisieren und ihre Bedeutung sowie den aktuellen Forschungsbedarf zu umreißen.

## Material und Methoden

**Bodenmaterial.** Das für die Untersuchungen eingesetzte Bodenmaterial wurde dem Ah eines sandigen Waldbodens bei Eberswalde (Brandenburg) entnommen. Das Bodenmaterial enthielt geringe Anteile schluffigen und tonigen Materials (je ca. 5%). Eine genaue Probenbeschreibung ist in (Schaumann, 1998b) zu finden.

**Kinetische Untersuchung.** Die kinetische Untersuchungsmethode basiert auf dem Prinzip der kontinuierlichen Extraktion. Es wurden luftgetrocknete Bodenproben in trockenem und wiederbefeuchtem Zustand mit Wasser bzw. 0.01 M  $\text{CaCl}_2$ -Lösung extrahiert, wobei Temperaturen zwischen 5 und 55 °C und unterschiedliche Flußraten eingestellt wurden. Im Extrakt wurde die UV/VIS-Absorption bei verschiedenen Wellenlängen als Maß für die DOC-Konzentration im Abstand von 20 Sekunden aufgenommen (Informationen zur Kalibrierung und zur Messung s. Schaumann, 1998b).

**Differential Scanning Kalorimetrie.** Die luftgetrocknete Bodenprobe wurde auf <0.1 mm gesiebt, um den organischen Anteil ohne Zerstörung der makromolekularen Strukturen zu erhöhen. In der gesiebten Probe lag der Glühverlust bei 24%. Diese Probe wurde in getrocknetem Zustand bzw. in vorbefeuchter Form in Edelstahlriegel eingewogen. Diese wurden dicht verschlossen und in einem DSC-Gerät der Fa. Mettler Toledo (DSC 821) von 0 bis 110 °C mit 10 °C/min gemessen (s. Schaumann und Antelmann, 1999).

## Ergebnisse

**Kinetische Untersuchungen.** Die Konzentrations-Zeit-Signale der kontinuierlichen Extraktion können ab ca. 20 Minuten mit Hilfe einer Potenzfunktion der Form  $C = C_\infty + A_{DOC}t^{-0.8}$  beschrieben werden. Aus den Parametern  $A_{DOC}$  wurde eine Freisetzungskonstante  $k_{release}$  ermittelt, die ein Maß für die Geschwindigkeit der DOC-Freisetzung darstellt. Die Freisetzung von DOC wird unter den experimentellen Bedingungen kinetisch kontrolliert. (s. Schaumann, 1998b)

In Abb. 1 ist die Abhängigkeit der Freisetzungskonstanten von der Temperatur in der Arrheniusauftragung dargestellt. Die Freisetzungskonstanten steigen mit zunehmender Temperatur an. Es wurden Aktivierungsenergien zwischen 11 und 32 kJ/mol ermittelt, wobei die Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten aufgrund der geringen Zahl der Varianten statistisch nicht signifikant waren. Die Freisetzungsgeschwindigkeit wird sowohl durch die Anwesenheit von  $\text{Ca}^{2+}$  als auch durch eine der Extraktion vorangegangene Befeuchtung reduziert. In Anwesenheit von  $\text{Ca}^{2+}$  ist die Freisetzungsgeschwindigkeit von DOC außerdem flußabhängig, während sie bei Extraktionen mit Wasser keine Flußabhängigkeit zeigt.

**Diskussion.** Die Höhe der Aktivierungsenergie weist auf eine Diffusionskontrolle der DOC-Freisetzung hin. Die Diffusionskontrolle könnte entweder in der festen Phase der organischen Bodensubstanz oder in der flüssigen Phase stattfinden. Da die Freisetzungsgeschwindigkeit jedoch stark vom Feuchtezustand und von der Anwesenheit von  $\text{CaCl}_2$  in der

Extraktionslösung abhängt, ist eine Diffusionskontrolle in der flüssigen Phase unwahrscheinlich (Schaumann, 1998a). Die diffusionskontrollierende Struktur muß von Feuchte- und Elektrolytbedingungen beeinflusst werden. Dies ist bei einer Gelstruktur der wasserhaltigen organischen Bodensubstanz der Fall, die sich bei Befeuchtung über einen Quellungsvorgang bildet. Stabilität und Ausbildungsgrad der Gelstruktur hängen vom Wassergehalt, von der Quellungsdauer und von der Stärke der inter- und intramolekularen Wechselwirkungen ab. Da  $\text{Ca}^{2+}$  als Brückenion fungieren kann, wirkt sich die Anwesenheit von  $\text{Ca}^{2+}$  auf die Stabilität der Gelphase aus. Damit können die Unterschiede zwischen Wasser und 0.01M  $\text{CaCl}_2$  als Extraktionslösung und der Einfluß der Befeuchtung erklärt werden.

**Differential Scanning Kalorimetrie.** In Abb. 2 sind DSC-Thermogramme für eine luftgetrocknete und eine befeuchtete Probe dargestellt. Der Wärmefluß steigt in der luftgetrockneten Probe mit zunehmender Temperatur leicht an und durchläuft bei ca. 77 °C einen Wendepunkt, der auf einen Glasübergang deutet. Der Glasübergang ist bei befeuchteten Proben ebenfalls zu beobachten; er liegt bei ca. 79 °C. Die Unterschiede in der Glasübergangstemperatur waren statistisch nicht signifikant. Auf Lage und Umsatz des Glasüberganges haben Lagerungsbedingungen Einfluß.

Bei vorbefeuchteten Proben ist zusätzlich zum Glasübergang ein exothermer Vorgang zwischen 20 und 40 °C zu beobachten. Die Natur dieses Vorganges konnte noch nicht eindeutig geklärt werden. Lage und Energieumsatz hängen jedoch empfindlich mit den Lagerungsbedingungen und der Lagerungsdauer zusammen.

*Diskussion.* Der Nachweis eines Glasüberganges zeigt, daß die Beweglichkeit von Polymerkettenbereichen in der organischen Bodensubstanz temperaturabhängig ist. Trotz der hohen strukturellen Vielfalt scheint eine charakteristische Temperatur zu existieren, bei welcher sich die Beweglichkeit gemäß eines Glasüberganges verändert. Diese Beobachtung läßt erwarten, daß über den Glasübergang eine charakteristische Größe der organischen Bodensubstanz gefunden werden kann. Der bei befeuchteten Proben zusätzlich beobachtete exotherme Vorgang zeigt, daß das thermische Verhalten der organischen Bodensubstanz empfindlich auf die Anwesenheit von Wasser reagiert. Die Natur dieser Reaktion muß in weiteren Untersuchungen geklärt werden.

## Schlußfolgerungen

Durch die ständige Temperatur- und Feuchtedynamik in der Natur befindet sich die OBS ständig in wechselnden Feuchtezuständen und reagiert somit zeitlich unterschiedlich auf äußere Einflüsse. Dies macht sich besonders in der makromolekularen Struktur bemerkbar und beeinflusst damit über das Quellungsverhalten und die Beweglichkeit von Molekülbereichen Sorptionseigenschaften (z.B. Pignatello und Xing, 1996; LeBoef und Weber Jr, 1997) und Hystereseeffekte. Die Ausbildung und Veränderlichkeit der makromolekularen Struktur der organischen Bodensubstanz ist im wesentlichen dafür verantwortlich, daß Vorgänge nicht vollständig reversibel sind. Dies macht die Untersuchung der Kinetik von Freisetzungs- und Sorptionsvorgängen in Abhängigkeit von Feuchtebedingungen und in der Kombination mit der makromolekularen Beschreibung der organischen Bodensubstanz zu einer unabdingbaren Voraussetzung zur Charakterisierung der organischen Bodensubstanz und ihrer Rolle im System Boden.

Durch die Berücksichtigung makromolekularer Strukturen (z. B. Pignatello und Xing, 1996 oder LeBoef und Weber Jr, 1997) und mit Hilfe kinetischer Betrachtungen können ökologisch relevante Eigenschaften der organischen Bodensubstanz erklärt werden, die mit einer rein strukturchemisch und thermodynamisch orientierten Betrachtungsweise nicht zufriedenstellend beschrieben werden können. Die Ergebnisse deuten darauf hin, daß die Ausprägung einer derartigen

Struktur von entscheidender ökologischer Bedeutung ist, da sie Stoffspeichermechanismen kontrollieren kann.

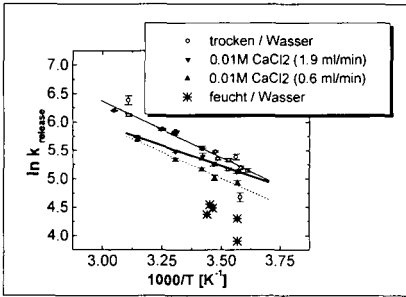


Abb. 1: Temperaturabhängigkeit der Freisetzungskonstanten  $k_{release}$  von der Temperatur für verschiedene Extraktionsbedingungen. Die gefüllten Punkte stellen Extraktionen aus luftgetrocknetem Material mit Wasser bzw. 0.01M CaCl<sub>2</sub> dar; die Buchstaben kennzeichnen Extraktionen aus vorbefeuchtetem Material mit Wasser.

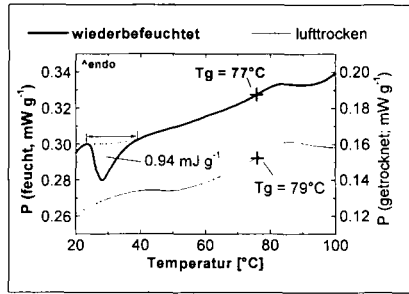


Abb. 2: DSC-Thermogramme für luftgetrocknetes (rechte Achse) und wiederbefeuchtetes (linke Achse) Bodenmaterial (Heizrate: 10°C/min)

## Literatur

- LeBoef, E. J. und W. J. Weber Jr (1997): A distributed reactivity Model for sorption by Soils and Sediments. 8. Sorbent Organic Domains: Discovery of a Humic Acid Glass Transition and an Argument for a Polymer-Based Model. Environ. Sci. Technol. 31(6), 1697-1702.
- Pignatello, J. J. und B. Xing (1996): Mechanism of slow sorption of organic chemicals to natural particles. Environ. Sci. Technol. 30, 1-11.
- Schaumann, G. E. (1998a): Kinetic Investigations on the Dissolution of Soil Organic Matter. 9th International Meeting of the International Humic Substances Society. Adelaide, Australia, , subm.
- Schaumann, G. E. (1998b): Kinetische Untersuchungen an Bodenmaterial am Beispiel der Freisetzung von organischen Substanzen und Ionen (Kinetics Investigations on Soil Material, exemplarily shown for the release of organic compounds and ions). Bodenökol. Bodeng. 31, 1-214.
- Schaumann, G. E. und O. Antemann (1999): Thermal Characteristics of Soil Organic Matter measured by DSC - Hints on a Glass Transition. J. Plant Nutr. Soil Sci., subm.



Langzeituntersuchungen zur Stoffdynamik und der Versauerung des Buchenwaldökosystems im Gebiet der Bornhöveder Seenkette

II. Beziehungen zwischen depositionsbedingten Impulsen und Reaktion der Stoffdynamik einer versauerten Braunerde

Schimming, C.-G.; Wetzel, H.; Wellbrock, N.

**Einleitung**

Die Forschung über die Funktionen von Ökosystemen unterliegt zunehmend Herausforderungen von Konzepten, die Impulswirkungen treibender Kräfte sowie komplexe Wechselwirkungen zwischen strukturellen Veränderungen und Stoffpools dynamischen und gesamtheitlichen Betrachtungsweisen gleichermaßen unterziehen. Stoffflussbilanzierungen werden in ihren Bezügen auf längere Zeiträume und definierte homogene Speicher dynamischen Betrachtungsweisen wenig gerecht.

Bessere Voraussetzungen bieten Datenreihen, die in ihrer Auflösung und Länge ökosystemaren Entwicklungszyklen gerecht werden können. Solche Datenreihen Jahre liegen zur atmosphärischen Deposition und der Konzentrationsdynamik der Bodenlösung für das am Ökologie-Zentrum untersuchte Buchenwaldökosystem über einen Zeitraum von fast zehn Jahren vor. Nach Schwerpunkten bei der Stoffflussquantifizierung (z.B. Reiche et. al. 1997 und Schimming et al. in prep.) befassen sich aktuelle Arbeiten mit dem Erkennen von Trends in der Stoffdynamik und ihren ökosystemaren Ursachen (s. auch Wellbrock et al. 1999).

Hohe Emergenzpotentiale für die Wirkung äußerer Impulse und Veränderungen ökosystemarer Transfers trägt die Konzentrationsdynamik der Bodenlösung. Eingriffe in den Stoffhaushalt und Strukturveränderungen modifizieren Stoffkreisläufe, die über die Bodenlösung geschlossen werden. Entsprechend reagieren Puffersysteme im Bereich der Bodenlösung. In einem einfachen Ansatz wurde versucht, ökosystemare Entwicklungstrends unter dem Einfluss der atmosphärischen Deposition mit Hilfe von Verhältnissen zwischen freier Acidität und äquivalenten Mengen an gelösten Metallen zu erkennen. Das Verhältnis, ausgedrückt als Differenz zwischen pH und dem negativen Logarithmus der Äquivalentkonzentration der insgesamt gelösten Metallmenge, stellt ein Maß der Wirksamkeit von Puffersystemen oder der aktuellen Pufferfähigkeit im Bereich der Bodenlösung dar.

**Untersuchungsstandort und Methoden**

Das untersuchte Buchenwaldökosystem liegt ca. 30 km südlich von Kiel im Untersuchungsgebiet des Ökologie-Zentrum am Belauer See. Die Böden sind stark versauerte Braunerden aus Geschiebesanden und Schmelzwassersanden (Schleuss et al. 1993). Zur Charakterisierung der Dynamik gelöster Elemente wird die Bodenlösung unterhalb der Humusaufgabe mit keramischen Saugplatten und in fünf Tiefen des Mineralbodens mit keramische Saugkerzen über jeweils 14 Tage beprobt. Zur Charakterisierung der Dynamik depositionsbeeinflusster Elementflüsse im Kronenraum wird die Bestandesdeposition (Kronentraufen und Stammabflüsse) erfasst. Die Bodenlösung und die Deponate werden auf die in der Ionenbilanz massgeblichen Elemente analysiert. Sickerwasserraten zur Berechnung der Elementflüsse liefert ein Bodenwasserhaushaltsmodell (VAMOS, Bornhöft 1993).

Die einfache Beschreibung von Pufferreaktionen im Bereich der Bodenlösung liefert:

$$\{SO(Me^{2+})\} + H^+ = \{SOH\} + \frac{1}{n} Me^{2+}; \quad \frac{\{SOH\}(Me^{2+})^{\frac{1}{n}}}{\{SO(Me^{2+})\}^{\frac{1}{n}}(H^+)} = K \quad 1$$

{SOH} mobilisierbare Acidität

{SO(Me<sup>2+</sup>)} mobilisierbare Anteile eines Elements

Bei Annahme von unveränderbarer SNK und Logarithmierung wird Gl. 1 zu:

$$pH - p \sum Me_c = pQ_{Bd} \quad 2$$

Me<sub>c</sub> Äquivalent der gelösten Menge eines Metalls

Veränderungen von  $pQ_{Bd}$  zwischen den Beprobungszeiträumen :

$$\Delta Q_{Bd} = \rho(H_t^+ - H_{t-1}^+) - \rho(\Sigma(Me_c)_t - \Sigma(Me_c)_{t-1})$$

3

Gleiche Vorzeichen bei  $\Sigma(Me_c)_t - \Sigma(Me_c)_{t-1}$  und  $H_t^+ - H_{t-1}^+$  bedeuten die Wirksamkeit von Pufferreaktionen.

### Ergebnisse

Das untersuchte Buchenwaldökosystem unterliegt depositionsbedingt starken Versauerungsprozessen. Dabei stammt die kritische Säurebelastung hauptsächlich aus der vollständigen Umsetzung der eingetragenen Mengen an reduziertem Stickstoff ( $NH_3$  und  $NH_4^+$ ) zu Nitrat-Stickstoff. Die atmosphärischen Einträge an Stickstoff insgesamt übersteigen den Bedarf der Produktion um ca. 20 kg Stickstoff  $ha^{-1} Jahr^{-1}$ , die als Nitrat ausgewaschen werden (s. Wellbrock et al. 1999).

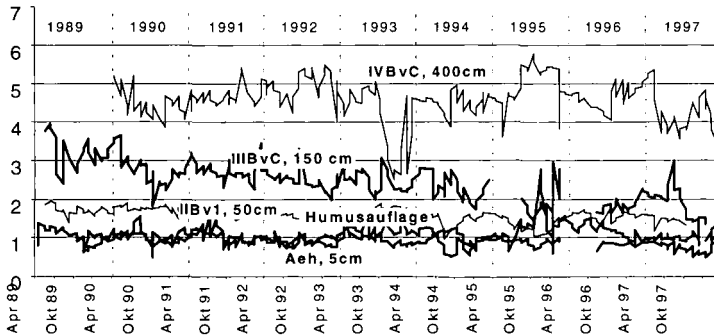


Abb. 1: Verlauf der aktuellen Pufferfähigkeit ( $pQ_{Bd}$ -Wert) in verschiedenen Horizonten der sauren Braunerde unter Buchenwald.

Abhängig von den substratspezifischen und pedogenen Eigenschaften der Braunerde (Schleuss et al. 1993) nimmt die Wirksamkeit von Puffersystemen im Solum der Braunerde, gekennzeichnet durch steigende  $pQ_{Bd}$ -Werte mit der Tiefe, ab (Abb. 1). Vergleichsweise hohe Pufferwirksamkeit besteht durch die organische Substanz in der Humusauflage und dem Aeh-Horizont, während im Mineralboden quarzreiche, pufferarme Substrate, Geschiebe- und darunter Schmelzwassersande vorliegen. Dementsprechend stärker ist die Dynamik. Im IIIBvC-Horizont ist aufgrund der insgesamt geringen Pufferwirksamkeit im Trend der Jahre 1989 bis 1997 ein Abfall im pH der Bodenlösung von Werten um 6 bis auf unter 5 zu verzeichnen (Abb. 2). Dabei wurde rasch ein weiterer Bereich von möglichen Puffersystemen passiert. Gleichzeitig steigt die aktuelle Pufferwirksamkeit jedoch an (vergl. Abb.1).

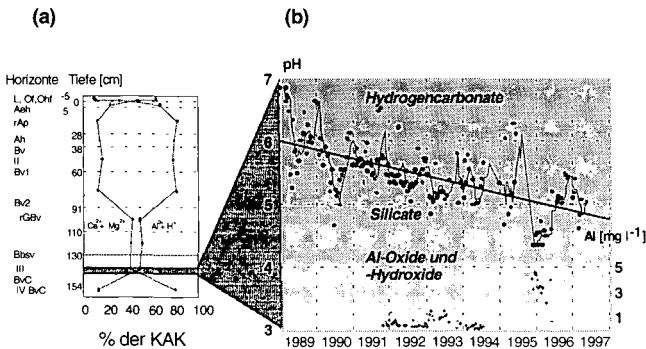


Abb. 2: Fortschritt der Versauerung und Veränderungen in der Belegung der KAK mit der Tiefe (a) sowie Trend der vergangenen zehn Jahre in pH und Aluminiumkonzentrationen der Bodenlösung (b) im IIIBvC-Horizont der versauerten Braunerde unter Buchenwald (nach Wetzel 1998).

Diese Zunahme erklärt die verstärkte Pufferung durch Lösung von Aluminium, das seit 1995 vermehrt in der Bodenlösung erscheint. Dabei zeigen sich gute Übereinstimmung mit der Umbelegung des Sorptionskomplexes durch aciditätsbestimmte Komponenten und Lage der daran bemessenen Versauerungsfront.

Die periodenweise Bilanzierung der Zu- und Abnahmen an gelösten Mengen der massgeblichen metallischen Element zeigt, dass stetige Verluste an wirksamer Säureneutralisationskapazität aus dem Solum vorwiegend während der Vegetationsperioden durch die Mineralisation kompensiert werden konnten (Abb. 3). Nach einer Phase starker Verluste im Verlauf des Jahres 1993 hielten sich Gewinne und Verluste die Waage, da Elemente der Säureneutralisationskapazität in stärkerer Masse recycled wurden. Für den Bereich von 50 bis 150cm Tiefe (Abb. 4), in der der des pufferarmen IIIBvC-Horizont liegt, war dieser Einbruch besonders ausgeprägt. Während vorher Gewinne an Säureneutralisationskapazität aus den darüberliegenden Bereichen vorherrschten, stehen Gewinne und Verluste seitdem ebenfalls im langfristigen Gleichgewicht.

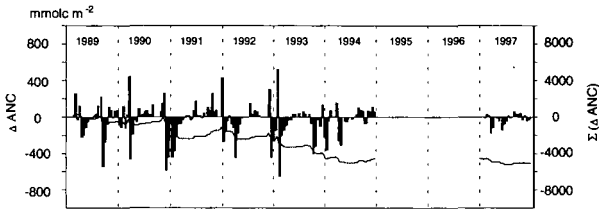


Abb. 3: Zunahme und Verluste an SNK in 14-Tagesperioden (Säulen) berechnet als Differenz zwischen Bestandesdeposition und Flüssen mit dem Sickerwasser sowie kumulierte Nettoverluste (Linie) in einer 150cm-Schicht der Braunerde unter Buchenwald.

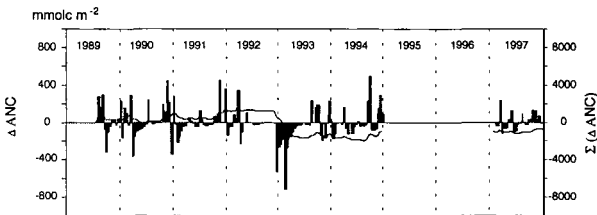


Abb. 4: Zunahme und Verluste an SNK in 14-Tagesperioden (Säulen) berechnet als Differenz der Flüsse mit dem Sickerwasser zwischen 50 und 150cm Bodentiefe der Braunerde unter Buchenwald sowie kumulierte Nettoverluste (Linie).

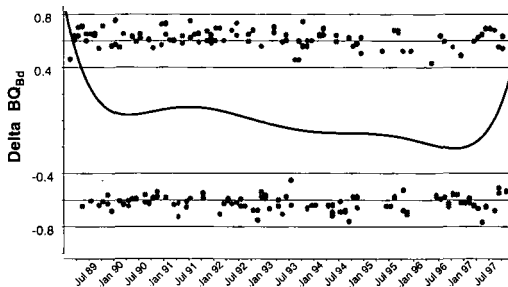


Abb. 5: Dynamik des pQBd-Wertes und seine Veränderungen (delta pQBd) zwischen den Beprobungsterminen. Starke Reaktionen und Belasibarkeit der Puffersysteme (pH und pMe gleichsinnig; und gleichbleibende Veränderungsraten) bezeichnet der obere Bereich. Bei entsprechend schwacher Reaktionen wechselt das System zu ungleichsinniger Reaktion mit höheren Schwankungen (unter Bereich). Eingezeichnet sind Trendlinien (absichtlich überzogen) zur graduellen Unterscheidung der Dynamiken.

Mit der Dynamik des pQBd-Wertes (s. Abb. 1) und seinen Veränderungen ( $\Delta$ pQBd) zwischen den Beprobungsterminen (Abb. 5) wurde ein erster Versuch unternommen, Zusammenhänge in der Pufferdynamik zu erkennen. Starke Reaktionen und Belastbarkeit der Puffersysteme (pH und pMe gleichsinnig; und gleichbleibende Veränderungsrate) werden zum Beispiel in der Humusaufgabe in einer Phase nach dem Herbst 1997 deutlich (hier nicht dargestellt). In den pufferschwachen Bereichen, zum Beispiel dem IIIBvC-Horizont, treten weit häufiger gegensinnige Reaktionen von pH und pMe auf. Naturgemäß sind damit stärkere Schwankungen in den Veränderungsrate zwischen den Terminen verknüpft.

Für einen ersten Darstellungsversuch wurden zwischen die Kurven (Abb. 5) Trendlinien höherer Ordnung gelegt, um relative Vergleiche sowohl innerhalb als auch zwischen den einzelnen Horizonten zu ermöglichen. Zusammen mit den Flüssen an Komponenten der Säureneutralisationskapazität zeichnet sich für das Jahr 1993 ein entscheidender Einfluss in der Stoffdynamik des Ökosystems ab. Wie hier für den IIIBvC-Horizont dargestellt, reagieren darauf alle Horizonten mit Veränderungen in der Wirksamkeit ihrer Puffersysteme. Detaillierte ursachen-wirkungsbezogene Erklärungen sind derzeit noch nicht möglich. Es gibt allerdings Anhaltspunkte, dass eine starke Belastung des Ökosystems durch Fruktifikation, zusammen mit depositionsbedingten Veränderungen der Bestandesdeposition, im Jahre 1992 eingetreten ist. Darüber hinaus hat sich der Kronenzustand der Buchen seitdem verschlechtert, indem einzelne Bäume in höhere Schadklassen fallen (Wellbrock und Schräutzer 1999).

## Schlussfolgerungen

Aufgrund der Vielfalt möglicher Interaktionen ökosystemarer Prozesse und dem offenen Charakter von Ökosystemen ist es außerordentlich schwierig, Emergenzen äußerer Einflüsse direkt zu erkennen. Die Stoffflussbilanzierungen liefern diesbezüglich nur schwache Möglichkeiten, weil sie steady-state Betrachtungen und dem offenen Charakter des Ökosystems und der Prozessinteraktionen gleichermaßen nicht entsprechen können. Die Prozessinteraktionen führen dabei auch zu Schwierigkeiten bei der Quantifizierung von Transfers z.B. in Kopplung zwischen Stoffkonzentrationen und Wasserflüssen, die messtechnisch bedingt, häufig jeweils unterschiedliche räumliche und zeitliche Bezüge aufweisen.

Am Beispiel der Pufferdynamik in einer sauren Braunerde unter Buchenwald kann gezeigt werden, dass in einem gewissen Masse die Verhältnisse zwischen freier Acidität und den Konzentrationen aus Stoffbeständen gelöster Metalle geeignet sind, dynamische Phänomene zu erklären. Dafür sind aber lange Messreihen in einer hohen Auflösung nötig. In der Studie des Ökologie-Zentrums waren zehnjährige Messreihen erforderlich, bei denen sich erste Trends von Bodenveränderungen zu erkennen geben.

Für Ursache-Wirkungsbezüge in dynamischer Betrachtung sind noch weitaus längere Zeiträume der Beobachtung erforderlich, die Zyklen und Entwicklungszeiten von Ökosystemen berücksichtigen.

## Literatur

- Bornhöft D. (1993): Untersuchungen zur Beschreibung und Modellierung des Bodenwasserhaushalts entlang einer Agrar- und Waldcatena im Bereich der Bornhöveder Seenkette. *Ecosys* 14, pp. 138.
- Schleuss U. Schimming C.-G. Beyer L. Blume H.-P. Irmeler U. Piotrowski J.A. Schräutzer J. und Wachendorf Chr. (1993): Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 70, 207-232.
- Wellbrock N. und Schräutzer J. (1999): Waldschäden und Zuwachs in einem Buchenwald. *AFZ* 54, 538-539.
- Wellbrock N. Schimming C.-G. und Wetzal H. (1999): Langzeituntersuchungen zur Stoffdynamik und der Versauerung des Buchenwaldökosystems im Gebiet der Bornhöveder Seenkette - I. Erklärung von Mustern und Trends langjähriger Depositionsmessreihen. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* (in diesem Band).
- Wetzal H. (1998): Prozessorientierte Deutung der Kationendynamik von Braunerden als Glieder von Acker- und Waldcatenen einer norddeutschen Jungmoränenlandschaft -Bornhöveder Seenkette-. *Ecosys* 25, 132.

## **An Approach for the Characterization of Neolithic Soils by Means of Chemolytic Techniques and $^{13}\text{C}$ NMR Spectroscopy**

von

Schmid, E.-M.; Knicker, H.; Bäumlner, R.; Kögel-Knabner, I.

### **Introduction**

A Neolithic settlement is excavated in Murr, approximately 50 km northeast of Munich (Southern Germany). This area has been occupied mainly during the culture of Münchshöfen (4.600 to 4.200 B.C.). The site in Murr reveals several remains of houses, graves, pits and a ditch. Until now, the function of these remains was explained by artifacts like ceramics, plant remains, bone or stone tools (Neumair, 1996). Furthermore, all pits were filled with different layers of material varying in color from brownish-black to ochre. This refilled matrix is of great interest for a geochemical approach to elucidate its chemical composition and thereby the former function of the pits.

Carbon and nitrogen analyses were supposed to elucidate the elemental composition of the refilled material. Soil color measurements revealed differences in darkness between the filling layers. The composition of the organic matter was analyzed for various organic compounds by chemolytic methods which could provide evidence for the origin of the refilled matrix. We applied the non-invasive technique of solid-state  $^{13}\text{C}$  CPMAS NMR spectroscopy to investigate the organic matter structures of the Neolithic filling layers.

### **Material and Methods**

Samples were taken from five different colored layers of a pit (pit 1270) and from four layers of a ditch (ditch 970).

The samples were air-dried, sieved to < 2 mm and ground in a ball mill. These samples were analyzed for carbon and nitrogen contents in an elemental analyser (ELEMENTAR Vario EL). Soil color was measured with a spectrophotometer (Minolta CHROMA-METER CR 300). The numerical range for darkness is 0 (absolute black) to 100 (absolute white). The content of  $\alpha$ -amino-N was determined after an acid hydrolysis with 6N HCl and 1N HCOOH (9:1), the content of total polysaccharides after an acid hydrolysis with 72 %  $\text{H}_2\text{SO}_4$  and of non-cellulosic polysaccharides after an acid hydrolysis with 1N HCl (Kögel-Knabner, 1995). The CuO oxidation was applied for the analysis of lignin degradation products (Kögel-Knabner, 1995). Treatment with 10 %

hydrofluoric acid prior to NMR spectroscopy was used to concentrate organic matter and to remove paramagnetic compounds (Schmidt et al., 1997). Applying the cross-polarization magic-angle spinning technique (CPMAS), solid-state  $^{13}\text{C}$  NMR spectra were obtained on a Bruker DSX 200 spectrometer operating at a frequency of 50.3 MHz (contact time: 1 ms; pulse delay: 400 ms; spinning speed: 6.8 kHz; reference: TMS (= 0 ppm); number of scans:  $46 - 225 \cdot 10^3$ ; line broadening: 75 – 100 Hz).

## **Results and Discussion**

### *Elemental analysis and soil color measurements*

Table 1: Total carbon and nitrogen contents, C/N ratios and sample darkness

<b>Sample</b>	<b>C content</b>	<b>N content</b>	<b>C/N</b>	<b>Darkness value</b>
<i>Pit (depth below surface)</i>	( $\text{mg g}^{-1}$ )	( $\text{mg g}^{-1}$ )	(w/w)	
Layer A (40-70 cm)	13.8	1.2	11	50.0
Layer B (70-100 cm)	14.8	1.2	13	48.1
Layer C (100-120 cm)	14.7	1.1	14	49.0
Layer D (120-130 cm)	41.0	1.5	28	43.4
Layer E (130-140 cm)	11.1	0.8	13	53.9
<i>Ditch (depth below surface)</i>				
Layer A (50-90 cm)	9.7	0.8	12	56.2
Layer B (90-130 cm)	10.4	1.0	11	52.4
Layer C (130-135 cm)	3.7	0.7	6	63.7
Layer D (135-170 cm)	10.2	0.9	12	52.8

Table 1 shows the results of the elemental analysis and the soil color measurements. The darkest sample, layer D of pit 1270, reveals the highest total carbon content, the lightest sample, layer C of ditch 970 the lowest one. Inorganic carbon was not detected in any sample. Thus, variations in organic matter content could be responsible for the different colors of the refilled Neolithic layers.

In most of the samples, C/N ratios < 20 were calculated. These narrow C/N ratios could give evidence for the presence of nitrogen-rich material. From this observation, charcoal from wood as refilled material is unlikely due to its wide C/N ratio of 61.7.

### *Chemolytic techniques: $\alpha$ -amino-N, polysaccharides, lignin*

$\alpha$ -amino-N contents between 7.9 and 15.5 % of total N ( $\text{N}_t$ ) were measured. 27.7 to 55.2 % of  $\text{N}_t$  were not identified with the applied colorimetric ninhydrin procedure, 33.3 to 62.2 % of  $\text{N}_t$  were not hydrolyzable. Therefore, main part of the nitrogen is not assignable to specific N-containing compounds until now. Concerning the polysaccharide analysis, contents between 1.8 and 7.7 % total polysaccharide C of  $\text{C}_t$  were determined, which are low compared to natural mineral soils

(Kögel-Knabner, 1995). We could not detect cellulose contents in any of the samples. The yields of CuO oxidation products of all Neolithic samples were below determination level, so that an input of wood into the ditch and the pit, as proposed by Neumair (1996), is not detectable.

### <sup>13</sup>C NMR spectroscopy

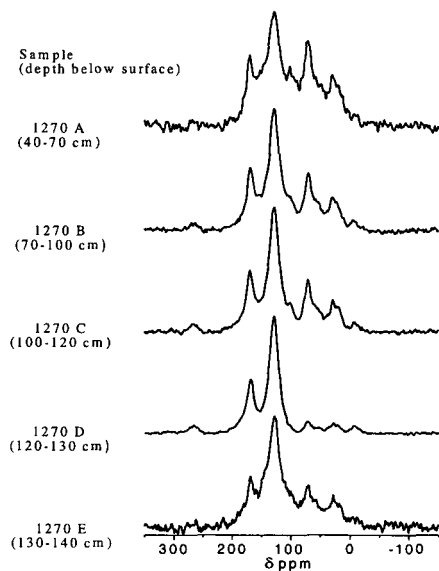


Figure 1a: <sup>13</sup>C CPMAS NMR spectra of the samples of pit 1270

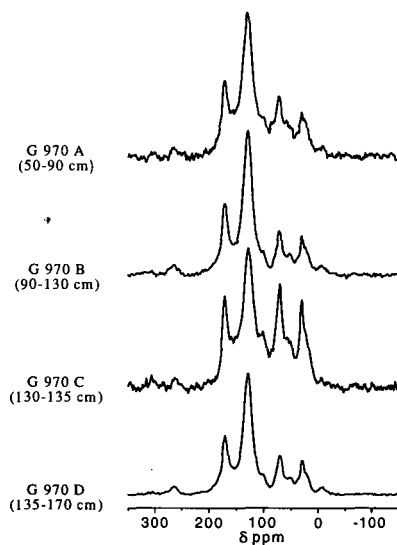


Figure 1b: <sup>13</sup>C CPMAS NMR spectra of the samples of ditch 970

The solid-state <sup>13</sup>C NMR spectra of the samples A, B, C and E of pit 1270, shown in Figure 1a, and the spectra of sample A, B and D of ditch 970 (Figure 1b) reveal a dominance of a broad line (130 ppm) in the aromatic region (160 to 110 ppm). Small differences in the chemical shift regions of carboxyl C (220 to 160 ppm), O-alkyl C (110 to 60 ppm) and alkyl C (45 to 0 ppm) can be observed (Table 2). The spectra of layer 1270 D (Figure 1a) and layer 970 C (Figure 1b) show different patterns indicating a different chemical composition. The highest relative intensity of the aromatic region (160 to 110 ppm) can be observed for the darkest sample 1270 D (Table 2). Thus, we assume a relation between the darkness of the samples and a high aromatic carbon content (correlation for all samples:  $r^2 = 0.56$ ). A possible presence of thermally treated material, contributing to the intense signal in the chemical shift region of aromatic C (130 ppm) (Knicker et al., 1996), can be assumed from the results of the NMR spectroscopy.

Table 2: Relative intensities in the various chemical shift regions in %

<b>Sample</b>				
<b>Pit (depth below surface)</b>	<b>45 to 0 ppm</b>	<b>110 to 45 ppm</b>	<b>160 to 110 ppm</b>	<b>220 to 160 ppm</b>
Layer 1270 A (40-70 cm)	14	32	40	14
Layer 1270 B (70-100 cm)	10	26	47	17
Layer 1270 C (100-120 cm)	10	23	49	18
Layer 1270 D (120-130 cm)	3	9	63	25
Layer 1270 E (130-140 cm)	11	25	49	15
<b>Ditch (depth below surface)</b>				
Layer A (50-90 cm)	11	26	47	16
Layer B (90-130 cm)	9	18	52	21
Layer C (130-135 cm)	14	30	39	17
Layer D (135-170 cm)	10	19	51	20

### Conclusions

Due to narrow C/N ratios, we assume the refilled Neolithic material originating from nitrogen-rich precursor materials. The narrow C/N ratios exclude the presence of a high concentration of charcoal from wood in the refilled matrix. The applied chemolytic techniques indicate a highly altered organic material containing low  $\alpha$ -amino-N and polysaccharide contents and no lignin degradation products. The latter makes it impossible to detect an input of wood in the pit or the ditch. The  $^{13}\text{C}$  NMR spectra show a high aromaticity for all Neolithic samples, responsible for the dark color of the material. The Neolithic filling layers may originate from thermally treated material, e.g., charred residues from nitrogen-rich plant remains or from cooking food.

### Acknowledgements

We like to thank the DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft) for financial support. We also wish to thank E. Neumair for providing the samples and Prof. J. Lüning, Frankfurt, for helpful comments.

### References

- Knicker, H., Almendros, G., Gonzalez-Vila, F.J., Martin, F. & Lüdemann, H.-D. (1996).  $^{13}\text{C}$ - and  $^{15}\text{N}$ -NMR spectroscopic examination of the transformation of organic nitrogen in plant biomass during thermal treatment. *Soil Biol. Biochem.* **28**, 1053-1060.
- Kögel-Knabner, I. (1995). Composition of soil organic matter. In (K. Alef & P. Nannipieri, eds.) *Composition of soil organic matter*. London: Academic Press, pp. 66-78.
- Neumair, E. (1996). Murr - eine bedeutende Zentralsiedlung der jungsteinzeitlichen Münchshöfener Kultur. In (Archäologischer Verein im Landkreis Freising, ed.) *Archäologie im Landkreis Freising*. Freising: Sellier Druck GmbH, pp. 9-89.
- Schmidt, M.W.I., Knicker, H., Hatcher, P.G. & Kögel-Knabner, I. (1997). Improvement of  $^{13}\text{C}$  and  $^{15}\text{N}$  CPMAS NMR spectra of bulk soils, particle size fractions and organic material by treatment with 10 % hydrofluoric acid. *European Journal of Soil Science* **48**, 319-328.



# Bindungs- und Migrationsverhalten von Metallen und Metall-Huminstoff-Komplexen im Einzugsgebiet der Oberen Großen Pyra im Westerzgebirge

von

B. Schneider

## 1. Problemstellung

Für die Bewertung der ökologischen Situation im Untersuchungsgebiet sind nicht nur Stofftotalkonzentrationen sowie deren Grenzwertüberschreitungen von Bedeutung. Entscheidend für die ökologische Wirksamkeit umweltrelevanter Stoffe ist deren Mobilität sowie deren Bindungs- und Migrationsverhalten. Eine Veränderung der geochemischen Milieubedingungen kann einen Einfluß auf sich ändernde Bindungsformen und Bindungsstärken von essentiellen und toxischen Elementen im Umweltsystem haben. Die dabei am stärksten beeinflussenden Faktoren sind einerseits der pH-Wert und das Redoxpotential und andererseits die Verfügbarkeit der „reaktiven Spezies“ der Partikeloberflächen als organische oder anorganische komplexbildende Liganden und die kolloidale Substanz.

Die natürlich vorkommende organische Substanz existiert in einer umfangreichen Vielzahl von chemischen Formen. Diese reicht von niedermolekularen aliphatischen Säuren, wie Oxalate und Citrate, welche einfache organische Liganden darstellen, bis zu hochmolekularen Huminstoffen, welche Fulvin- und Huminsäurefraktionen beinhalten. Aufgrund der hydrophilen protonenaustauschenden funktionellen Gruppen kann die Löslichkeit der Huminstoffe erklärt werden, welche nach Wechselwirkungsprozessen mit dem im natürlichen Milieu vorhandenen Schwermetallangebot einen Wechsel zu hydrophoben Eigenschaften und damit zur Ausbildung von Kolloiden durch Bindung der Metallspezies erfahren (*Frimmel & Christmann 1988*). Als wichtigste Wechselwirkungsprozesse zwischen Huminstoffen und Metallen sind Komplexbildungsreaktionen, Lösungs- und Fällungsreaktionen, Ionenaustauschprozesse, Kolloidbildung sowie Sorptions- und Desorptionsprozesse zu nennen (*Finger & Klumpp 1992*).

Die in den Huminstoffen verschiedener Genese und unterschiedlicher Bodenhorizonte vorliegende Metallbindung kann für die Bewertung der biologischen Verfügbarkeit der Metalle und ihrer Verbindungen und somit ihrer Toxizität herangezogen werden.

## 2. Methodik

Eine umfassende bodenphysikalische Charakterisierung erfolgte durch Bestimmung des pH-Wertes in Wasser, des organischen Kohlenstoffgehaltes durch Verglühen im Muffelofen bei 600°C, die Ermittlung des Tongehaltes aus der Korngrößenbestimmung, des DOC-Gehaltes mit einem TOC-Analysator (Analytik Jena) und der Anionen mit einem Ionenchromatographen (DIONEX). Neben der Ermittlung der Metallgesamtgehalte mittels Flammen-AAS (F-AAS) (Analytik Jena) wurde zur Charakterisierung des Untersuchungsgebietes hinsichtlich der Metaldynamik und der ökologischen Verfügbarkeit ein erweitertes sequentielles Extraktionsverfahren (*Zeien & Brümmer 1991*) angewandt. Mit diesen Untersuchungen wurde es möglich die Mobilität (wasserlöslich, mobil, leicht nachlieferbar) und die Bindungsformen (an Mn-Oxide, organisch, an unterschiedlich kristalline Fe-oxide, silikatisch gebunden) von Metallen zu ermitteln (*Krüger et al. 1995*). Die Humin- und Fulvinsäuren in den einzelnen Bodenhorizonten des Untersuchungsprofils wurden mit 0,5 N NaOH und nachfolgen-

der selektiver Adsorption an XAD-8-Adsorberharzen nach IHSS isoliert und die gebundenen Metallgehalte nach Mikrowellenaufschluß mit  $\text{HNO}_3$ ,  $\text{H}_2\text{O}_2$ ,  $\text{HClO}_4$ , HF mittels F-AAS bestimmt. Zur strukturellen Auftrennung der Humin- und Fulvinsäuren in hydrophile und hydrophobe Bestandteile wurde eine Methode für die Reversed-Phase High-Performance-Liquid-Chromatography (RP-HPLC) (Fa. Gyncootec) (Krüger et al. 1998) entwickelt und angewandt. Dazu wurde eine Nucleosil C18 Säule, Macherey Nagel,  $7\mu\text{m}$ , 1000A verwendet. Untersuchungen zur Speziation für Metalle in Huminstoffen erfolgte durch Messung des Fluoreszenzquenching (Ex: 375nm, Em: 470nm) nach selektiver Bildung von Metall-Huminstoffkomplexen (Senesi 1990). Besonders für Cu-Huminsäure-Komplexe wurde die Stabilität in der Literatur umfangreich dargestellt (Förstner et al. 1982). Der Grad der Komplexbildung im Ökosystem ist von unterschiedlichen Faktoren abhängig, insbesondere von der Totalacidität und dem Molekulargewicht der Huminsäuren aber auch von den geochemischen Milieubedingungen, wie pH-Wert, dem Angebot an Metallen und den Konkurrenzreaktionen in der Bodenpassage.

### 3. Untersuchungsgebiet

Das Westerzgebirge/Vogtland mit seinen Höhenlagen von 600m bis mehr als 1000m NN macht rein optisch aufgrund seiner begrenzten Landwirtschaft und Industrie ökologisch einen guten Eindruck. Durch maßgebliche anthropogene Eingriffe in den Naturhaushalt hat sich im Laufe des letzten Jahrhunderts die Stoffdynamik des erdoberflächennahen Bereiches dieser Region maßgeblich geändert. Die Pufferkapazität des Bodens ist durch die starke Versauerung (pH-Werte bis 3,4) infolge jahrhundertewährenden Bergbaues und Fichtenmonokultur sowie des Immissionseinflusses der Industriestandorte Nordböhmens, so weit erschöpft ist, daß eine Mobilisierung von Schadstoffen nicht mehr aufzuhalten und deren Austrag in die Vorfluter der in diesem Gebiet zahlreichen Trinkwassertalsperren und das Grundwasser zu erwarten ist. Der geologische Untergrund wird überwiegend von Graniten und metamorphen Gesteinen bestimmt. Aufgrund der feucht-kalten klimatischen Verhältnisse sowie des Untergrundes sind zahlreiche Hochmoore (25%) entwickelt. Dadurch ist ein hohes Angebot an organischen Säuren, insbesondere Huminsäuren vorhanden, die mit den Metallen, welche in das Untersuchungsgebiet eingetragen werden, komplexieren und von den Vorflutern in die Trinkwassertalsperren gelangen. Da es jedoch keine Alternative zur bisherigen Trinkwassergewinnung gibt, ist eine Verbesserung des ökologischen Zustandes in den Einzugsgebieten ein vorrangiges Gebot. Das Profil am Untersuchungsstandort ist durch 4 Horizonte charakterisiert. Im Oberboden bis 10cm befindet sich ein vererdeter Humusoberboden, welcher bis 90 cm von einem Moor unterlagert ist. In einen schmalen (90 -95 cm) gebleichten Stauhhorizont ist eine deutliche Verdichtung sichtbar. Ab 95 cm ist ein toniger Grus aus der Granitverwitterung zu finden.

### 4. Ergebnisse und Diskussion

Das Profil am Untersuchungsstandort ist durch die im gesamten Gebiet charakteristischen niedrigen pH-Werte (Abb.1) (Oberboden pH 3,4, Granitgrus pH 4,4) geprägt.

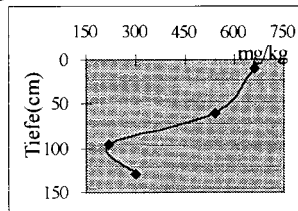
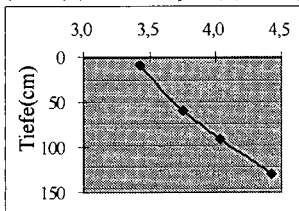


Abb.1: pH-Wertverteilung im Profil

Abb.2: DOC-Gehalte im Profil

Der organische Kohlenstoffgehalt liegt im Oberboden (bis 10 cm) und im Moor (bis 90 cm) bei über 90% und sinkt in den unterlagernden Stauhhorizont (bis 95 cm) und im Grus unter 5%. Eine Korrelation der organischen Kohlenstoffgehalte zur DOC-Verteilung (Abb.2) im Profil ist deutlich. Auch hier sind die höchsten Gehalte im huminstoffreichen Moor zu finden. Die Tongehalte verhalten sich genau umgekehrt. Im Oberboden und Moor betragen sie unter 5% und steigen im Stauhhorizont und Granitgrus auf über 15% an.

Zur Bestimmung der Mobilität und Bindungsformen von Metallen am Untersuchungsgebiet mittels sequentieller Extraktion konnten insbesondere für Zn, Ni, Cd, Pb und Cu relativ hohe Gehalte in den mobilen Fraktionen

I-III nachgewiesen werden (Abb. 3 a-h). Dies ist vor allem auch darauf zurückzuführen, daß aufgrund der niedrigen pH-Werte im Untersuchungsgebiet (unterhalb von pH 5), welche für die verschiedenen Metalle unterhalb der Grenz-pH-Werte liegen, bei welchen die Metalle leicht mobilisiert werden und somit in der wasserungesättigten Bodenzone verlagert und in die Grund- und Oberflächenwässer ausgetragen werden können.

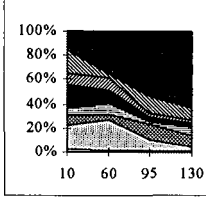


Abb.3a: Bindungsformen Zn

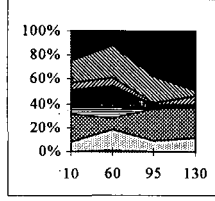


Abb.3b: Bindungsformen Ni

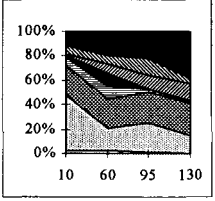


Abb.3c: Bindungsformen Cd

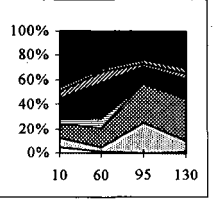


Abb.3d: Bindungsformen Pb

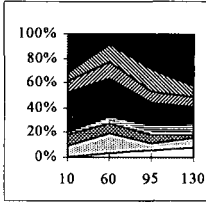


Abb.3e: Bindungsformen Cu

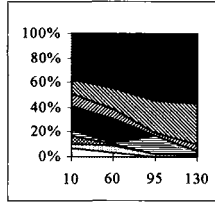


Abb.3f: Bindungsformen Cr

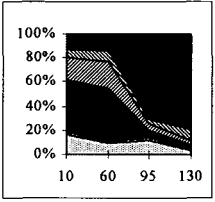


Abb.3g: Bindungsformen Al

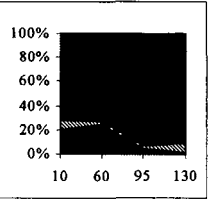


Abb.3h: Bindungsformen Fe

- |                      |  |                                      |                           |
|----------------------|--|--------------------------------------|---------------------------|
| I wasserlöslich      | II mobil                                 | III leicht nachlieferbar             | IV an Mn-Oxide geb.       |
| V organisch gebunden | VI an schlecht kristalline Fe-Oxide geb. | VII an kristalline Fe-Oxide gebunden | VIII silikatisch gebunden |

Im humusreichen Oberboden und im Moor, wo ein hohes Angebot an organischen Stoffen, insbesondere Huminstoffen vorliegt, konnte für alle Metalle (Abb. 3a-h) auch ein hoher Anteil organisch gebundenen detektiert werden. Dies bedeutet, daß ein beträchtlicher Metallanteil in diesen Horizonten in der Lage ist metallorganische Komplexe zu bilden. Der polyfunktionelle Charakter der Huminsäuren ermöglicht bei der Komplexbildung von Metallionen eine mehrfache Bindung desselben Metallions (Kobß 1997). Diese Chelatkomplexe sind besonders stabil und können somit kolloidal oder partikulär verlagert werden und ebenfalls in die Vorfluter der Trinkwassertalsperren gelangen. Das für einige Metalle die Komplexbildung mit der organischen Substanz besonders ausgeprägt ist, zeigt der Vergleich der Metallgesamtgehalte im Boden mit den Metallgehalten an den isolierten Huminsäuren (Abb. 4a-h).

- Metallgehalt im Boden       Metallgehalt an HS

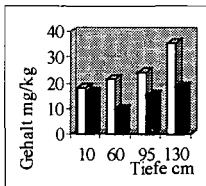


Abb.4a: Zn-Gehalte

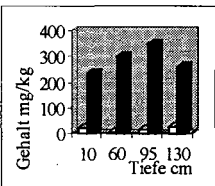


Abb.4b: Ni-Gehalte

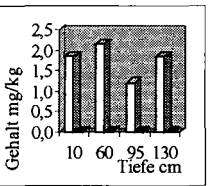


Abb.4c: Cd-Gehalte

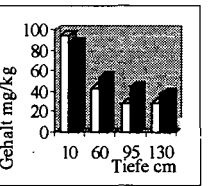


Abb.4d: Pb-Gehalte

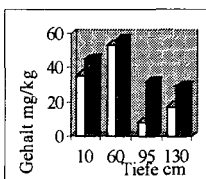


Abb.4e: Cu-Gehalte

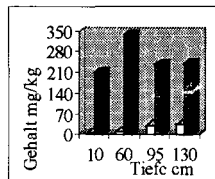


Abb.4f: Cr-Gehalte

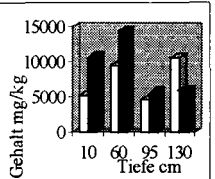


Abb.4g: Al-Gehalte

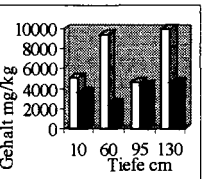
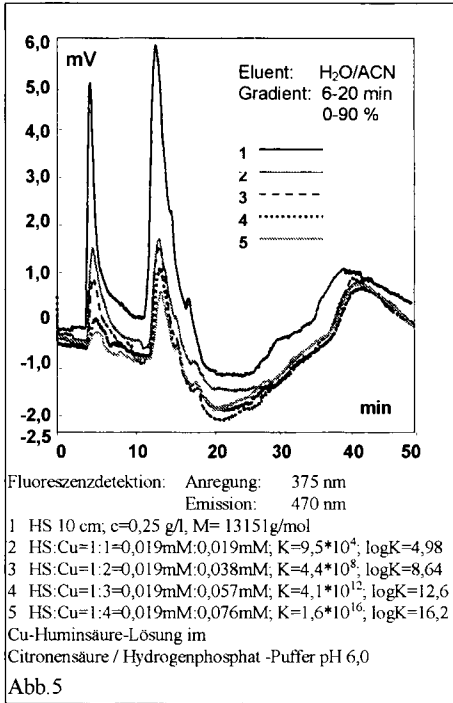


Abb.4h: Fe-Gehalte

Aus den Abbildungen 4a-h wird sichtbar, daß Zn, Cd und Fe stärker im Boden gebunden sind als an der Huminsäure. Der Metallanteil für Ni und Cr ist über das gesamte Profil an der Huminsäure um ein Vielfaches höher als die Gesamtgehalte im Boden. Dies bedeutet, daß insbesondere Ni und Cr eine starke Affinität zur bodenorganischen Substanz besitzen. Für Cu, Pb und Al ist dieser Effekt auch zu verzeichnen, allerdings ist der Quotient aus Metall Huminsäure zu Metall Boden nicht so hoch, wie für Cr und Ni.



Mit der RP-HPLC wurde die Huminsäure des Oberbodens (bis 10cm) in hydrophile und hydrophobe Bestandteile (Liao & Saleh 1994) aufgetrennt und mit UV- und Fluoreszenzdetektion detektiert. Zur optimalen und reproduzierbaren Trennung wurde sowohl mit Fluß- (0,55-0,8 ml/min) als auch mit Konzentrationsgradient (6-20min, 0-90% Acetonitril / Wasser) gearbeitet (Krüger et al. 1998). Die Art und Stabilität der Komplexe konnte mittels gezielter Huminsäure-Metall-Komplexbildung durch Zugabe verschiedener Cu-(II)-Konzentrationen mit Fluoreszenzquenching nachgewiesen werden. Dabei zeigte sich deutlich, daß mit Zunahme der Cu-(II)-Ionenkonzentration (Abb 5) der Cu-Huminsäure-Komplex stärker gequench wurde. Dies bedeutet, daß an die freien und leicht austauschbaren Huminsäurebindungsplätze mehr Cu -(II)-Ionen mit zunehmender Konzentration adsorbiert werden, so daß die Fluoreszenz kleiner wird. Ähnliche Ergebnisse wurden mit UV-Detektion bei 254 nm und 280 nm erzielt.

Zur Berechnung der konditionellen Komplexbildungskonstanten wurden einerseits die Peakflächen der HS und Cu-HS-Komplexe herangezogen und andererseits wurden die einzelnen Fraktionen aufgefangan und die Metallanteile mittels F-AAS ermittelt. Die höchste Stabilität und damit die größten konditionellen Stabilitätskonstanten wurden für beide Verfahren für die HS:Cu=1:4 Komplexe berechnet.

## 5. Literatur

- Finger, W., Klamberg, H. (1992): Wechselwirkungen zwischen Bodenhuminstoffen und Metallionen. III. Komplexbildung von Bodenhuminsäuren und Bodenfulvosäuren mit Metallionen. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd, 156, 19-24.
- Förstner, U., Nähle, C., Schöttler, U. (1982): Sorption of Heavy Metals in Sandfilters in the Presence of Humic Acid. In DVWK-Bull. 13, Vol. III, pp. 95-125.
- Frimmel, F.H., Christmann, R.F. (1988): Humic Substances and their Role in the Environment. Reports of the Dahlem Workshop on Humic Substances and their Role in the Environment, Berlin 1987, New York.
- Koß, V (1997): Umweltchemie, Springer Verlag Berlin Heidelberg, 114-120, 1997.
- Krüger, A., Schneider, B., Neumeister, H., Kupsch, H. (1995): Akkumulation und Transport von Schwermetallen in Böden des Bitterfelder Industriegebietes. Geoökodynamik XVI, 25-56. Bensheim 1995.
- Krüger, A., Schneider, B., Neumeister, H. (1998): Determining of Structural Properties of Humic Substances and Metal-Humic-Complexes by means of RP-HPLC. 16<sup>th</sup> World Congress of Soil Science 20.-26.08.1998, Montpellier (France). Abstracts and full text.
- Liao, J.P., Saleh, F.Y. (1994): Retention and Spectral Characteristics of Copper-Natural Ligand Complexes in the Reversed Phase C18-HPLC with UV-PDA and Fluorescence Detection. In: J.Environ.Anal.Chem., Vol.56, pp.239-259.
- Senesi, N. (1990): Molecular and Quantitative Aspects of the Chemistry of Fulvic Acids and ist Interaction with Metal Ions and Organic Chemicals. Part II: The Fluorescence Spectroscopy Approach. Anal. Chim. Acta, 232, 77-106.
- Zeien, H., Brümmer, G.W. (1991): Chemische Extraktionen zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden. Berichte aus der ökologischen Forschung. BMBF-Forschungsvorhaben 0339059, 6.

## Enhancing heavy metal uptake by Willow by soil acidification

Diana Schremmer, Ulrich Schmidt und Martin Kaupenjohann

### Abstract

A glass house experiment was conducted to test ammonium sulfate fertilization as a measure to enhance phytoextraction of Cd and Zn by Willow (*Salix viminalis*). Due to acidification, on acid (pH=4.6) and slightly acid soil (pH=6.4) mobile heavy metal yields (mg heavy metal per pot) were increased and were significantly higher, as compared to nitrate fertilization. In the slightly acid soil mobilization of heavy metals was significantly higher in the rhizosphere than in the bulk soil, when a nitrification inhibitor was applied. Particularly when ammonium sulfate was placed into the soil, heavy metal yields were highest. After placement, heavy leaching was not significantly different to nitrate fertilization.

### Introduction

Mainly two processes are responsible for soil acidification: 1) physiological rhizosphere acidification by proton release from the plant roots, when plants are nourished by ammonium as N source (Marschner, 1986); 2) proton release by nitrification of the fertilizer ammonium.

To control heavy metal leaching from soil into the ground water, metal mobility should be exclusively enhanced in the rhizosphere. Therefore nitrification should be minimized, in order to reduce heavy metal leaching from the bulk soil. This aim can be achieved by two measures: 1) adding nitrification inhibitor to the soil; 2) placement of ammonium sulfate in one spot (CULTAN). The objective of this experiment was to increase heavy metal uptake of Willow. The hypotheses were: 1) amendment of ammonium sulfate fertilizer decreases soil pH and increases heavy metal uptake; 2) nitrification inhibitor and placement of the ammonium sulfate reduces the risk of leaching of heavy metals below the rooting zone.

### Material and methods

A Willow clone (*Salix viminalis* 'Jorr') which is known to take up comparatively high amounts of heavy metals was planted in pots, filled with 4.3 kg of soil (2 mm sieved) and grown in a glasshouse over 17 weeks in 5 replicates. The soils were kept humid and once a heavy rainfall was simulated (118 liters m<sup>-2</sup>) to cause leaching of heavy metals. Two different soils contaminated with heavy metals at comparable total amounts were tested (Table).

Table: properties and heavy metal contents of the test soils

soils	C <sub>or</sub> N		lime	pH	CEC eff	Cd		Zn	
	%	%				total *	mob. §	total *	mob. §
	%	%	%		mM kg <sup>-1</sup>	mg kg <sup>-1</sup>	µg kg <sup>-1</sup>	mg kg <sup>-1</sup>	µg kg <sup>-1</sup>
Fliseryd	2.3	0.2	0.0	4.8	62.7	2.4	256	104.8	988
KS	1.8	0.2	0.5	6.4	163.7	1.9	10	288.1	807

\*: digested with aqua regia (ISO 11466.2) using microwave;  
 §: 1 part soil extracted with 2.5 parts of 1 M ammonium nitrate over 2 h (DIN 19730), centrifuged by 1500 rpm

The different treatments were a) mixing ammonium sulfate with the soil material; b) like a), but with additional nitrification inhibitor (DCD) in the ratio 9:1; c) ammonium sulfate fertilizer plus DCD which was placed in 15 cm depth (CULTAN; Sommer, 1990); d) ammonium nitrate; all treatments

were calculated to give 100 mg kg<sup>-1</sup> fertilizer-N. After 10 weeks total Zn and Cd contents in old leaves were measured. Plants were harvested 17 weeks after planting and mobile Zn and Cd were measured in rhizosphere soil (approx. 2 mm diameter around the root) and in bulk soil. The amount of Cd and Zn leached out from the pots were measured. Heavy metal analyses were made with furnace and flame AAS (SpectrAA series 800 and 200, Varian). Analysis of variance was performed with SAS programme (SAS Inst., 1985); differences between means were calculated by Tukey's studentized range test with  $\alpha=0.05$ . Differences between rhizosphere and bulk soil were calculated for each soil and treatment by t-test for dependent samples.

## Results and discussion

On the acid soil, biomass yields were significantly higher after ammonium sulfate treatment, as compared to nitrate fertilization. No significant difference was found on the slightly acid soil. In the acid soil, ammonium sulfate fertilization led to significantly higher contents of mobile Cd and Zn in the rhizosphere soil, as compared to the bulk soil, but in the slightly acid soil, the differences were not always significant (Fig. 1). Mobility of Cd and Zn is enhanced when soil pH decreases (Zeien and Brümmer, 1989). As a consequence, plants take up more Cd and Zn (Marschner, 1994).

In our study, phytoremediation by acidification was more efficient for Cd than for Zn. This may be due to the fact, that Cd is mobilized earlier than Zn when pH is decreased (Hornburg and Brümmer, 1993). Also, as compared to Zn, mobilization of Cd is higher over a broad range of pH in the soil, because Zn is bound to mineral compartments of the soil (iron and manganese oxides and silicates) to a higher extend than Cd.

Cd yield (Cd in stem and leaves per pot) of plants, which grew in the acid soil, was higher than the Cd yield of plants, which grew in the slightly acid soil (Fig. 2). In contrast, in the slightly acid soil, Zn yields were higher.

Leaching of Cd and Zn followed the same pattern: Zn leaching was highest in the slightly acid soil, whereas Cd leaching was several times higher in the acid soil. The treatments had no effect on the amount of Zn, which leached from the acid soil. Cd leaching was highest after nitrate and ammonium sulfate fertilization, but it could be reduced, when nitrification inhibitor was added to the ammonium sulfate fertilizer, and also, when the ammonium sulfate was placed in the soil. Ammonium sulfate fertilization increased Zn leaching from the slightly acid soil, even when nitrification inhibitor was added. In contrast, when ammonium sulfate fertilizer was placed in the soil, Zn leaching was not significantly different to nitrate fertilization. Cd leaching from this soil was higher after ammonium sulfate fertilization than after nitrate fertilization, but when nitrification inhibitor was added or ammonium sulfate was placed, it was not significantly different to the nitrate fertilization.

In the slightly acid soil, the addition of nitrification inhibitor reduced heavy metal leaching. Because the inhibition effect of DCD is reduced to 3 to 5 weeks (Reddy, 1964), the viability of this measure on the field scale is reduced. In contrast to broadcast application, the CULTAN treatment reduced heavy metal leaching to the same level and, on the average, highest heavy metal yields were obtained.

## Conclusions

Soil acidification by adding ammonium sulfate fertilizer to the soil was an effective measure to enhance Cd and Zn accumulation by Willow. On slightly acid soils, placement of ammonium sulfate has a high potential to additionally control heavy metal leaching.

## References

- Hornburg, V. and W. Brümmer, 1993: Verhalten von Schwermetallen in Böden, 1. Untersuchungen zur Schwermetallmobilität. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 156, 467 - 477. Marschner, H., 1986: Mineral Nutrition of Higher Plants. Academic Press, London. 674 pp. Reddy, G.R., 1964: Effect of mixing varying quantities of dicyandiamide with ammonium fertilizers on nitrification of ammonia in soils. Can. J. Soil Sci. 44. 254 - 259. SAS Institute, 1985: Statistical Analysis System. Sommer, K., 1990: Leitfaden zum Anbau von Getreide und Hackfrüchten auf Ammoniumbasis. Institut für Agrikulturchemie, Uni Bonn. Zeien, H. and W. Brümmer, 1989: Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. Mitteilgn Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 59, 505 - 510.

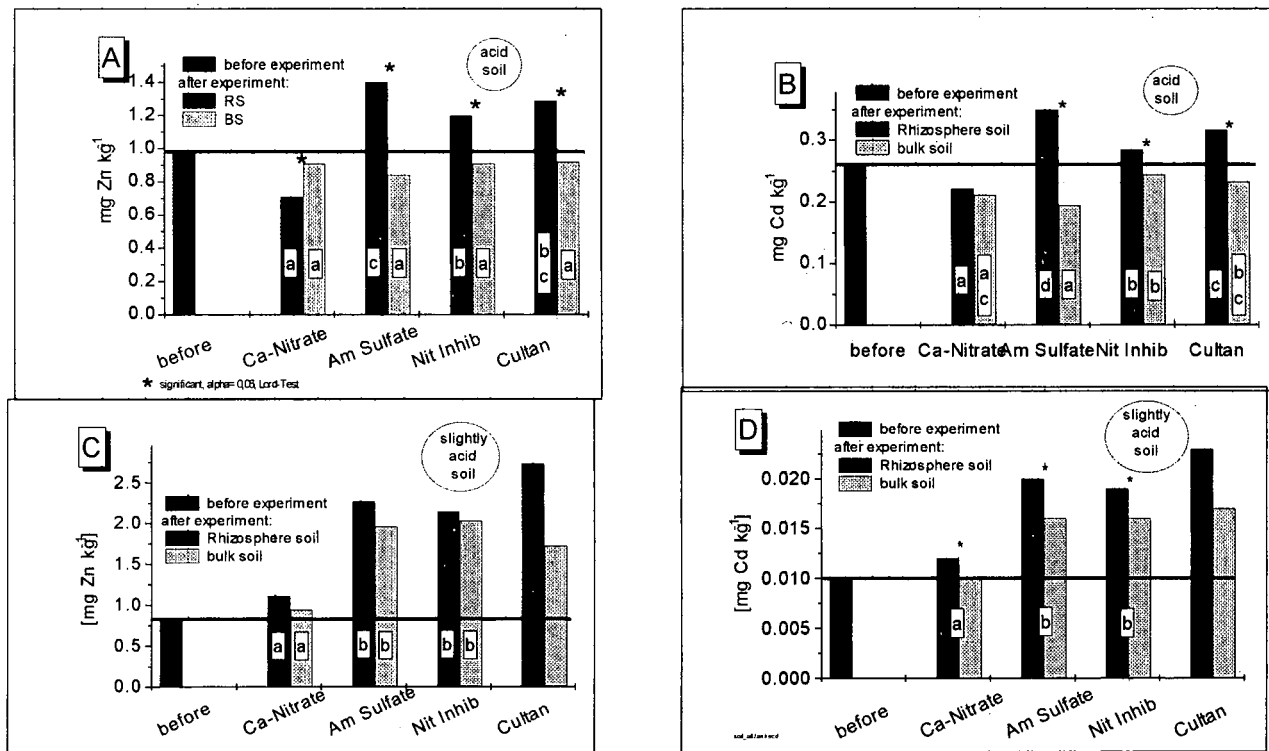


Fig. 1: mobile contents of Cd and Zn in rhizosphere soil and bulk soil of two soils, fertilized with ammonium sulfate or calcium nitrate fertilizer

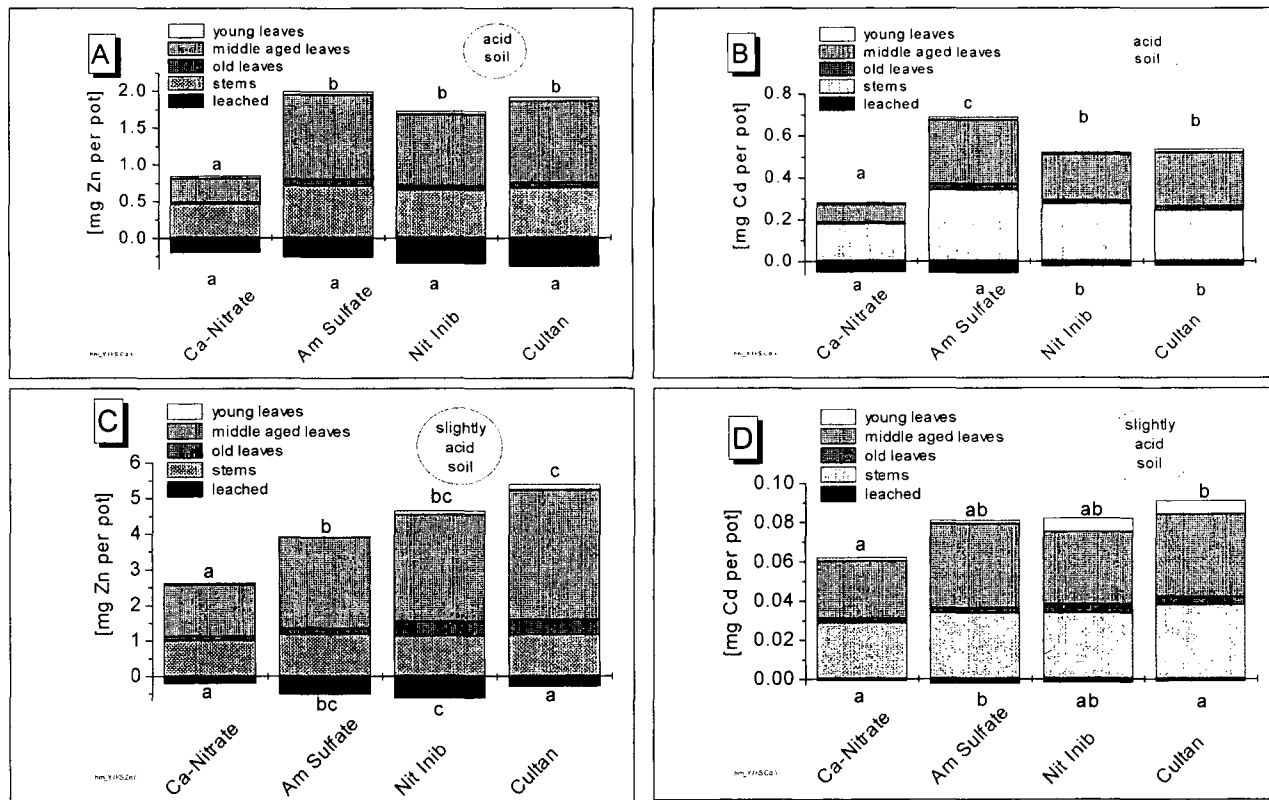


Fig. 2: Yields and leaching of Cd and Zn after growth of Willow on two soils, fertilized with ammonium sulfate or calcium nitrate fertilizer



## **Verteilung von organischen Fremdstoffen in ausgewählten Fraktionen der organischen Bodensubstanz unterschiedlicher Stabilität**

Elke Schulz

### **Einleitung**

Für die Beurteilung von Gefährdungen aus Bodenkontaminationen sind Untersuchungen zum Langzeitverhalten dieser Fremdstoffe im System Boden-Pflanze wichtige Voraussetzung. Dabei ist die Frage nach einem Eintritt der Schadstoffe in die Nahrungskette ebenso von Bedeutung wie nach den Risiken einer Grundwasser- oder Oberflächenwasser-Kontamination. Die Verweilzeit von Fremdstoffen im Boden kann in Abhängigkeit von deren stofflichen Eigenschaften aber auch von den Bodeneigenschaften stark beeinflusst werden. Alle Prozesse, wie die Aufnahme von Fremdstoffen durch Pflanzen, die Verlagerung in tiefere Bodenschichten, der mögliche Abbau z.B. von organischen Schadstoffen im Boden, deren Akkumulation und Langzeitverhalten, sind in hohem Maße abhängig von den Wechselwirkungen dieser Stoffe mit der organischen Bodensubstanz (OBS). Die OBS setzt sich aus Teilen unterschiedlicher Stabilität zusammen, wobei die Verweilzeit des organischen Kohlenstoffs im Boden in Abhängigkeit von der Stabilität der organischen Substanzen stark variiert. Körschens (1997) klassifiziert die OBS hinsichtlich ihrer Stellung im gesamten Umsatzprozeß in einen inerten, an den Transformationsprozessen weitgehend unbeteiligten Teil (OBS<sub>inert</sub>) und einen umsetzbaren Teil (OBS<sub>ums</sub>). Eine besondere Rolle kommt dabei Fraktionen der OBS zu, an die lösliche und (bio)verfügbare Anteile von Nähr- und Schadstoffen gebunden sind.

Die Wechselwirkungen und Umsetzungen der OBS mit Tonmineralen im Boden sind typische Prozesse im Boden und sind auch für das Verhalten von Schadstoffen im Boden von wesentlicher Bedeutung, da ein großer Teil der OBS an Tonmineralen fixiert ist.

Informationen zur Natur und den Eigenschaften dieser Produkte organo-mineralischer Wechselwirkungen und ihre Bedeutung für die Immobilisierung bzw. Mobilisierung von Schadstoffen sind für eine Beurteilung des Verhaltens von Schadstoffen im System Boden-Pflanze von Bedeutung.

### **Material**

Für die Untersuchungen der Wechselwirkungen der Organochlorpestizide Lindan und Methoxychlor mit unterschiedlichen Bodenfraktionen wurde ein Gefäßversuch genutzt, der im Jahre 1995 von Heinrich (1998) einjährig für Untersuchungen zum Boden-Pflanze-Transfer dieser Pestizide in Abhängigkeit von der Bodenart und dem Gehalt an organischem Kohlenstoff angelegt wurde (Tab. 1). Zu jeder im Jahr 1995 durchgeführten Zwischenernte wurde der Boden beprobt. Nach Vegetationsende verblieben die Gefäße seitdem abgedeckt bei 60% WK<sub>max</sub> im Gewächshaus und wurden zweimal jährlich beprobt.

Für die Untersuchungen im vorliegenden Beitrag wurden Bodenproben der Probenahme Juni 1995 verwendet.

Tab. 1: Gefäßversuch: Einfluß der OBS ( $C_{org.}$ ) auf den Transfer von Pestiziden in die Pflanze (Heinrich, 1998)  
Böden aus Dauerversuchen (0 – 30 cm)

	Nährstoffmangelversuch Thyrow (Tieflehm-Fahlerde)		Statischer Düngungsversuch Bad Lauchstädt (Löß-Schwarzerde)	
	ohne Düngung	organ./min. Düngung	ohne Düngung	organ./min. Düngung
Ton (%)	0,3	0,2	27,8	20,4
$C_{org.}$ (%)	0,37	0,70	1,57	2,03
$N_i$ (%)	0,03	0,05	0,14	0,22
C/N	12,3	14,0	11,2	9,1

Dotierung: jeweils 50 mg/kg Lindan und Methoxychlor homogen in den Boden eingemischt  
Versuchsjahr: 1995

## Methoden

### 1. Fraktionierung der Böden

#### a) Heißwasserextraktion

Die Abtrennung einer leicht umsetzbaren Fraktion der OBS erfolgte durch eine Heißwasserextraktion. Lufttrockener Boden wurde im Verhältnis 1:5 (w/v) eine Stunde am Rückfluß gekocht und die Bodensuspension nach Abkühlung zentrifugiert (Schulz 1990).

#### b) Physikalische Fraktionierung

Zur Untersuchungen der Wechselwirkungen der OBS mit der mineralischen Komponente des Bodens wurde eine physikalische Fraktionierung nach Partikelgrößen und Dichten in Anlehnung an Schaimuchametov und Travnikova (1985) durchgeführt.

Nach Abtrennung pflanzlicher Reste durch Flotation mit Wasser wurde eine Tonfraktion ( $< 1\mu\text{m}$ ) durch Ultra-Schall-Anwendung und Sedimentation der Teilchen bei definierten Zentrifugationsbedingungen abgetrennt.

Im Anschluß daran werden zwei spezifisch „leichte“ Fraktionen durch Massenverteilung in Flüssigkeiten unterschiedlicher Dichten isoliert. Es verbleibt ein Fraktionierungsrückstand.

### 2. Bestimmung der Gehalte an Lindan und Methoxychlor (MOC) in den Fraktionen

In den Heißwasserextrakten wurden die beiden Organochlorpestizide mittels Festphasenmikroextraktion (SPME) angereichert und über GC-MSD (Fa. Hewlett Packard) quantifiziert.

Die Extraktion der Organochlorpestizide im Boden sowie in den Partikelgrößen- und Dichtefractionen erfolgte mit einem n-Hexan / Aceton – Gemisch (1:1, v/v) mit beschleunigter Lösemittelextraktion (ASE, Fa. Dionex) bei einer Temperatur von 100°C und einem Druck von 100 bar über einen Zeitraum von 5 Minuten; die Rohextrakte wurden im Rotationsverdampfer eingeeengt, das Restlösungsmittel mit Stickstoff verblasen, der Rückstand in Isooctan aufgenommen und ohne weitere Aufreinigung ebenfalls mittel GC-MSD quantifiziert.

## Ergebnisse und Diskussion

Die organische Substanz des Bodens (OBS) beeinflusst entscheidend die chemischen, biologischen und physikalischen Eigenschaften von Böden sowie im Boden ablaufende Mineralisierungs- bzw. Immobilisierungsprozesse und somit auch die Aufnahme von Nähr- und Schadstoffen. Eine

besondere Rolle kommt dabei Fraktionen der OBS zu, an die lösliche und (bio)verfügbare Anteile von Nähr- und Schadstoffen gebunden sind.

Die heißwasserextrahierbare Bodenfraktion kann als der am leichtesten umsetzbare Teil der aktiven organischen Substanz angesehen werden (Schulz 1997) und wurde als ein mögliches Kriterium der Beurteilung von Schadstoffverfügbarkeiten im Boden herangezogen. Es zeigt sich ein deutlicher Einfluß sowohl des organischen Kohlenstoffgehaltes der Böden wie auch der Bodenart auf den Gehalt der beiden Pestizide in der Heißwasserfraktion (Abb.1).

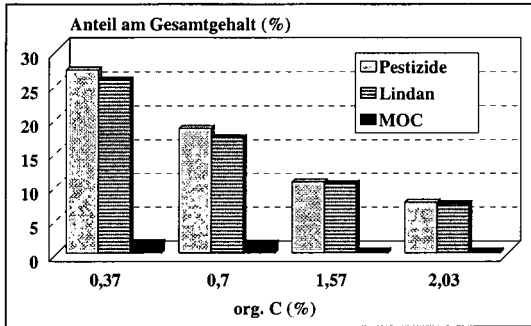


Abb. 1: Einfluß des organischen C-Gehaltes des Bodens auf den Anteil von Pestiziden in der heißwasserextrahierbaren Bodenfraktion

Daraus wird ersichtlich, daß der Pestizidgehalt in dieser Fraktion mit steigendem organischen C-Gehalt des Bodens und definitionsgemäß auch deren Verfügbarkeit stark verringert wird. Entsprechend der stofflichen Eigenschaften der Substanzen ist im Vergleich zu MOC ein größerer Anteil des besser wasserlöslichen Lindans in der Heißwasserfraktion enthalten. Heinrich (1998) fand eine hochsignifikante lineare negative Korrelation ( $r^2= 0,82$ ) zwischen dem organischen C-Gehalt des Bodens und der Aufnahme der beiden Pestizide durch Mais im Gefäßversuch und führte dies auf eine vermutlich geringere Verfügbarkeit der Stoffe in der Bodenlösung bzw. aus leicht umsetzbaren Pools der OBS zurück. Der experimentelle Nachweis wird aus den vorliegenden Ergebnissen (Abb.2) sichtbar. Für die Beziehung zwischen der Aufnahme der Pestizide durch Mais und dem Pestizidanteil im Heißwasserextrakt ergibt sich eine noch engere Korrelation von  $r^2= 0,99$ .

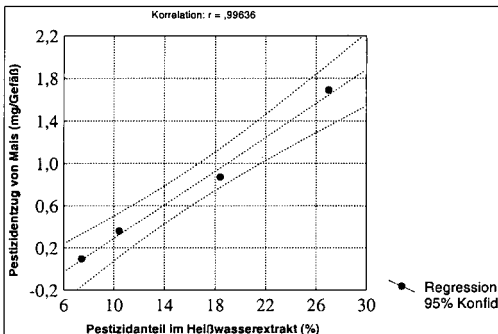


Abb. 2: Beziehungen zwischen dem Pestizidanteil (Lindan und MOC) in der heißwasserextrahierbaren Fraktion der OBS und deren Aufnahme durch Mais im Gefäßversuch

Die Verringerung der Verfügbarkeit eines Stoffes in der Bodenlösung bzw. der Anteile, die an leicht umsetzbare Teile der OBS gebunden sind, bedeutet Immobilisierung durch z. B. Sorptionsprozesse bzw. Wechselwirkungen mit stabileren Fraktionen der OBS. Die Bestimmung

der Pestizidkonzentrationen in der Tonfraktion der verwendeten Böden ergab, daß sich das gut wasserlösliche Lindan weniger in der Tonfraktion anreicherte als das geringer wasserlösliche Methoxychlor. Im Vergleich zu den Gesamtgehalten erfolgte in der Tonfraktion eine bis zu 10 fache Anreicherung des MOC. Es zeigte sich deutlich der Einfluß der Bodenart aber auch des organischen C-Gehaltes des Bodens besonders in den Böden geringeren Tongehaltes (Abb.3).

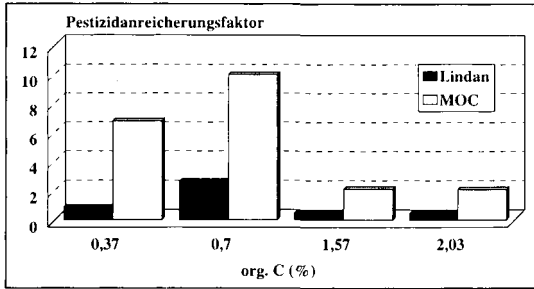


Abb. 3: Einfluß des organischen Kohlenstoffs und Tongehaltes auf die Anreicherung von Lindan und Methoxychlor in der Tonfraktion verschiedener Böden

Die Pestizidanreicherungsfaktoren für die beiden Fraktionen leichter spezifischer Dichte sind generell gering, zeigen jedoch tendenziell, daß relativ die Anreicherung der beiden Pestizide mit steigendem C- und Tongehalt abnimmt, was auf Wechselwirkungen mit stabileren OBS-Fractionen schließen läßt. Darauf deutet (ebenfalls vorerst tendenziell) die Anreicherung der Pestizide im Fraktionierungsrest hin, in dem noch schwer dispergierbare Tonanteile enthalten sind (Travnikova 1993).

### Schlußfolgerungen

Die OBS beeinflußt entscheidend die Verfügbarkeit von Chemikalien im Boden. Erhöhte Verfügbarkeiten von Fremdstoffen können sowohl auf DOC-Einflüsse wie auch auf Bindung zu leicht umsetzbaren Bodenfraktionen zurückgeführt werden. Der Fremdstoffgehalt in der heißwasserextrahierbaren Bodenfraktion wurde als Kriterium zur Abschätzung ihrer Verfügbarkeit herangezogen. Es wurde eine enge negative Korrelation ( $r^2= 0,99$ ) zwischen der Aufnahme von Lindan und MOC durch Mais und dem Pestizidgehalt in der Heißwasserfraktion der OBS abgeleitet.

Der Gehalt beider Pestizide in granulodensimetrischen Fraktionen liefert Informationen über ihre bevorzugten Bindungen zu Bodenfraktionen unterschiedlicher Stabilität. Hohe Konzentrationen und Anreicherungsfaktoren der Pestizide in der Tonfraktion unterstreichen die Bedeutung von Sorptionsprozessen und der Bildung von organo-mineralischen Komplexen/Assoziaten.

### Literatur

- Heinrich, K. (1998): Untersuchungen zum Boden/Pflanze-Transfer ausgewählter organischer Umweltschadstoffe in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften. UFZ Bericht 11/1998, ISSN 0948-9452
- Körschens, M. (1997): Abhängigkeit der organischen Bodensubstanz (OBS) von Standort und Bewirtschaftung sowie ihr Einfluß auf Ertrag und Bodeneigenschaften. Arch. Acker- Pfl. Boden., Vol. 41, 435-464
- Schaimuchametov, M.S.; Titova, N.A.; Travnikova L.S.; Labenets, Y.M. (1985): Use of physical fractionation methods to characterize soil organic matter. Soviet Soil Science 16, 117-128
- Schulz, E. (1990): Die heißwasserextrahierbare C-Fraktion als Kenngröße zur Einschätzung des Versorgungszustandes der Boden mit organischer Substanz (OS). Tagungsbericht der Akademie der Landwirtschaftswissenschaften, Berlin 295, 269-275
- Schulz E (1997): Charakterisierung der organischen Bodensubstanz (OBS) nach dem Grad ihrer Umsetzbarkeit und ihre Bedeutung für Transformationsprozesse für Nähr- und Schadstoffe. Archiv Acker-, Pflanzenbau und Bodenkunde, 41, 465-483
- Travnikova, L.S.; Titova, N.A.; Schaimuchametov, M. S. (1993): Role of products of interaction between organic and mineral components in soil genesis and fertility. Eurasian Soil Science, 25 (3), 70-88

# Bodenversauerung unter *Pinus caribaea*-Aufforstungen in der brasilianischen Savanne

SCHWARZ<sup>1A</sup>, A., LILIENFEIN<sup>1</sup>, J., WILCKE<sup>1</sup>, W., VILELA<sup>2</sup>, L., LIMA<sup>3</sup>, S.D.C., THOMAS<sup>4</sup>, R., ZECH<sup>1</sup>, W.

## Einleitung

Vor 30 Jahren wurden etwa 200.000 ha der brasilianischen Savanne („Cerrado“) gerodet und mit *Pinus* aufgeforstet (Espirito Santo, 1995). Aus Untersuchungen in den gemäßigten Breiten ist bekannt, dass *Pinus*-Pflanzungen zu erheblichen Veränderungen der bodenchemischen Eigenschaften führen können. Nach Alexander und Cresser (1995) kommt es zu einer Akkumulation von Humusaufgaben, die mächtiger und stärker sauer sind als unter Laubwald. Die Freisetzung organischer Säuren aus den Auflagehorizonten führt zu verstärkter Kationenfreisetzung aus dem Mineralboden in die Bodenlösung und verstärkter Bodenversauerung. Bodenlösungen unter *Pinus* sind meist stärker sauer und weisen höhere Konzentrationen an Al auf, als vergleichbare Böden unter Laubwald (Parfitt et al., 1997).

Der häufigste Bodentyp in den brasilianischen Cerrados sind Oxisole. Ihr Oberboden-pH-Wert variiert meist zwischen 4,3 und 5,4 (Lopes und Cox, 1977) und wird vor allem von der Pufferung durch Al-Oxide kontrolliert. Es besteht ein erhebliches Risiko von Al-Toxizität für Pflanzen (Goedert, 1983), das sich unter *Pinus*-Forsten durch die Bodenversauerung verstärken könnte. Die Austauschplätze sind überwiegend mit Al<sup>3+</sup> belegt, während die Anteile von Ca, K und Mg gering sind (Goedert, 1983). Mikronährstoffe werden in Oxisolen stark zurückgehalten, vor allem durch die Sorption an Fe- und Al-Oxide (Wilcke et al., 1998). Bodenversauerung könnte zu einer zusätzlichen Verarmung an Ca, Mg und K führen, gleichzeitig allerdings die Mikronährstoffverfügbarkeit erhöhen.

Um eine mögliche Bodenversauerung in jungen Kiefernauaufforstungen zu erkennen, scheint die Untersuchung der chemischen Bodenlösungszusammensetzung sinnvoller als diejenige der Bodenfestphase, da beobachtet wurde, dass sie schneller auf anthropogene Eingriffe im Zuge der Landnutzung reagiert als die Bodenfestphase (Dahlgreen und Driscoll, 1994; Bäumler und Zech, 1998).

Ziel dieser Arbeit war es, (1) die Bindungsformen von Al, Cu, Fe, Mn und Zn in der Bodenfestphase und (2) pH-Wert, Al-, Ca-, Cu- und Fe-Konzentrationen in der Bodenlösung unter der natürlichen Savanne und unter *Pinus caribaea* Morelet-Aufforstungen zu vergleichen.

## Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet liegt nahe Uberlândia (Minas Gerais), 400 km südlich von Brasília. Jeweils drei räumlich getrennte Flächen in der natürlichen Savanne (CE) und in 20-jährigen *Pinus*

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

<sup>A</sup>derzeitige Adresse: Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart.

<sup>2</sup>EMBRAPA, Caixa Postal 08223, Planaltina-DF, Brasilien.

<sup>3</sup>Bundesuniversität Uberlândia, 38406-210 Uberlândia-MG, Brasilien.

<sup>4</sup>CIAT, Apartado Aéreo 6713, Cali, Kolumbien.

*caribaea* Morelet-Plantagen (PI) wurden ausgewählt. Eine detaillierte Beschreibung der Untersuchungsflächen wird in Lilienfein et al. (1999) gegeben.

In der Regenzeit zwischen Okt. 1997 und Apr. 1998 wurden mit Saugkerzen Lösungsproben aus der Auflage (nur PI) und aus 15, 30, 80, 120 und 200 cm Tiefe gewonnen. In den Lösungen wurden der pH-Wert und die Al-, Ca-, Cu- und Fe-Konzentrationen bestimmt. Aus den Oberbodenproben (0-15 cm) wurden Al, Cu, Fe, Mn und Zn in 7 Fraktionen (F) sequentiell extrahiert (Zeien und Brümmel, 1989). Die Pflanzenverfügbarkeit nimmt von F1 zu F7 ab.

## Ergebnisse und Diskussion

Alle untersuchten Böden sind nährstoffarme Oxisole mit etwa 70 % Ton, der zu einer stabilen Pseudosandstruktur aggregiert ist. Die Eigenschaften der Oberbodenproben und die Al-, Ca-, Cu-, Fe-, Mn- und Zn-Gesamtgehalte sind in Tab. 1 dargestellt. Die Gesamtgehalte der Metalle unterscheiden sich nicht signifikant zwischen CE und PI.

Tab. 1: Bodenkundliche Kenngrößen der Oberböden in CE und PI (0-15 cm).

	pH (H <sub>2</sub> O)	KAK <sub>eff</sub> [cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> ]	C <sub>org</sub>	Al g kg <sup>-1</sup>	Fe	Ca mg kg <sup>-1</sup>	Cu	Mn	Zn
CE	4,6-5,0	6,1-8,7	21-23	137-155	28-46	29-37	14-24	30-71	10-14
PI	4,5-4,7	5,6-6,4	21-23	94-154	32-38	30-36	16-20	23-48	8-13

Zwischen CE und PI bestehen keine signifikanten Unterschiede bezüglich der Metallbindungsformen (Lilienfein et al., 1999). Über 83 % der Al-, Cu-, Fe-, Mn- und Zn-Gesamtgehalte wurden mit den schwer pflanzenverfügbaren Fraktionen F5-7 (gebunden an Fe-Oxide und Silikate) extrahiert (Abb. 1). Die mengenmäßig bedeutendste Fraktion ist für alle untersuchten Metalle die Fraktion 7, mit der 61-91 % der gesamten Metallgehalte extrahiert wurden. Weniger als 6 % der Gesamtgehalte von Al, Cu, Fe und Zn und ca. 12 % des Mangans sind pflanzenverfügbar (F1+2, Abb. 1). Die Verteilung der Metallgehalte auf die Fraktionen unterscheidet sich grundlegend von jenen, die in temperaten Böden gefunden wurde. In letzteren liegt Mn vor allem in leicht reduzierbarer Form vor, die mit Fraktion 3 extrahiert wird und Cu vor allem in organisch gebundenen Formen, die mit Fraktion 4 extrahiert werden (McKenzie, 1980; Wilcke und Kaupen-johann, 1997). Ähnliche Ergebnisse berichten Wilcke et al. (1998) für costaricanische Oxisole.

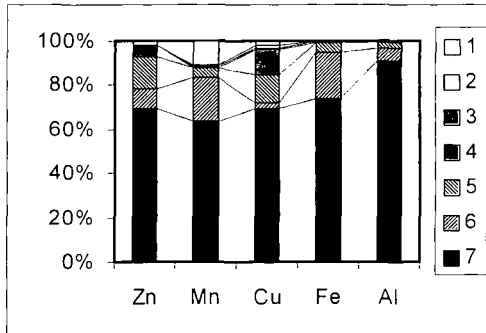
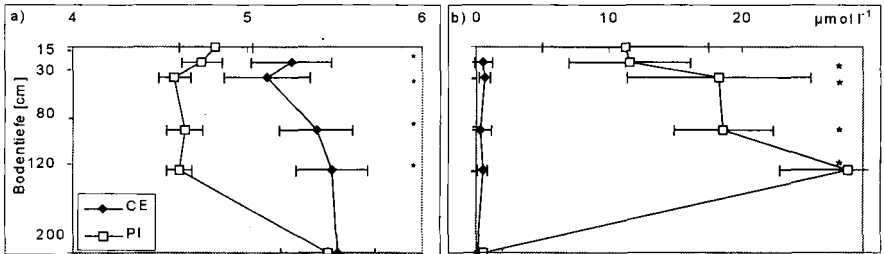


Abb. 1: Mittlere Verteilung von Al, Cu, Fe, Mn und Zn auf die Bindungsformen in den Cerrado-Oberböden (0-15 cm).

Während der Hauptregenzeit liegt der pH-Wert der Bodenlösung unter PI zwischen 15 und 120 cm Tiefe um 0,5 bis 1,0 pH-Einheiten niedriger als unter CE (Abb. 2). Dagegen besteht in 2 m Tiefe kein signifikanter Unterschied. Dies weist darauf hin, dass die Versauerungsfront in der PI-Aufforstung bis in eine Tiefe zwischen 120 und 200 cm reicht. Die Metallkonzentrationen in den Bodenlösungen unter CE und PI sind im Vergleich zu denjenigen in gemäßigten Breiten niedrig (Lilienfein et al., 1999). Die Konzentrationen an Cu und Fe lagen in allen Lösungen unter den Nachweisgrenzen ( $< 0,016 \mu\text{mol Cu l}^{-1}$ ;  $< 1,8 \mu\text{mol Fe l}^{-1}$ ).

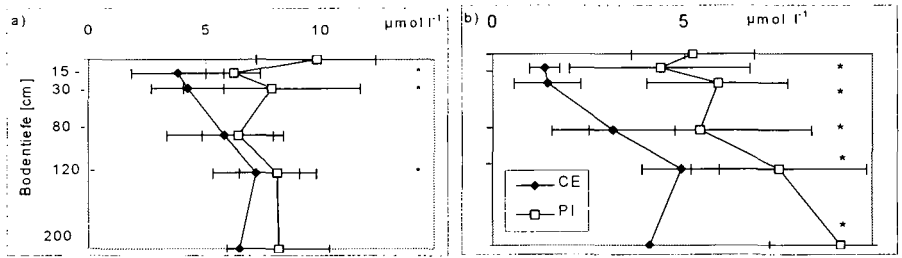
Die Al-Konzentration steigt unter PI aufgrund des abnehmenden pH-Wertes bis 120 cm Tiefe an und ist bis zu 60-fach höher als in CE. Unterhalb der Versauerungsfront nimmt die Al-Konzentration unter PI wieder ab und unterscheidet sich in 2 m Tiefe nicht signifikant von jener unter CE.



**Abb. 2:** Mittlere a) pH-Werte und b) Al-Konzentrationen in der Bodenlösung (23.12.1997-24.04.1998) unter Cerrado (CE) und *Pimus* (PI). \* = signifikanter Unterschied zwischen NT und CT,  $p < 0,05$ . \* = signifikanter Unterschied zwischen CE und PI,  $p < 0,05$ .

Die vorherrschenden Metallkationen in der Bodenlösung unter CE sind Na, Ca, K und Mg. Die Metallkonzentrationen in der Bodenlösung unter der natürlichen Vegetation sind etwa 10- bis 100-mal niedriger als jene, die in Bodenlösungen unter Wäldern im temperaten Klimabereich gefunden werden (Abb. 3; Tokuchi et al., 1993; Bäumler und Zech, 1998). Sogar Metallkonzentrationen in Bodenlösungen von brasilianischen oder venezolanischen tropischen Wäldern sind höher (Steinhardt, 1979; Hölscher, 1995). Im Gegensatz zu unseren Ergebnissen fanden Steinhardt (1979) und Bäumler und Zech (1998) abnehmende K- und Na-Konzentrationen mit zunehmender Bodentiefe in temperaten und tropischen Inceptisols. Die Autoren erklären ihre Ergebnisse mit einer abnehmenden Verwitterungsintensität mit zunehmender Bodentiefe und dadurch einer geringeren Metallfreisetzung in die Bodenlösung. Die untersuchten Oxisole dagegen sind in den obersten 2 m des Profils gleichmäßig durchgewittert. Die Tiefenverteilung der Ca und Mg-Konzentrationen in der Bodenlösung unter PI ähnelt derjenigen unter CE. Die Konzentrationen sind jedoch unter PI bis zu zweimal höher als unter CE. Der Grund hierfür ist die höhere Metallfreisetzung aufgrund der stärkeren Bodenversauerung unter PI.

Die Al-Konzentrationen sind niedriger als Grenzwerte für Al-Toxizität. Diese hängt jedoch auch vom Ca/Al-Verhältnis ab und wird für  $\text{Ca/Al} < 1$  beobachtet. Unter CE ist das Ca/Al-Verhältnis immer  $> 1,1$ ; unter PI variiert es zwischen 0,1 und 1,1. Da alle Untersuchungen zu Al-Toxizität mit deutlich höheren Konzentrationen an Ca und Al durchgeführt wurden, der Grenzwert für Al-Toxizität außerdem Pflanzenart-spezifisch ist und wir auch nicht die verschiedenen Al-Spezies in der Bodenlösung unterschieden haben, können wir die Gefahr für das Auftreten von Al-Toxizität nicht abschließend bewerten, sie ist unter PI jedoch erhöht.



**Abb. 3:** Mittlere a) Ca- und b) Mg-Konzentrationen in der Bodenlösung (23.12.1997-24.04.1998) unter Cerrado (CE) und Pinus (PI). \* = signifikanter Unterschied zwischen CE und PI,  $p < 0,05$ .

## Schlussfolgerungen

Die Nährstoffkonzentrationen in der Bodenlösung unter natürlichem Cerrado sind wegen der weit fortgeschrittenen Bodenverwitterung der untersuchten Oxisole niedrig. Zusätzlich sind die Mikronährstoffe stark an Fe-Oxide sorbiert. Während sich die Bodenfestphase unter der natürlichen Savanne und der *Pinus*-Aufforstung nicht signifikant unterscheidet, sind unter PI der Bodenlösung-pH-Wert signifikant niedriger und die Metallkonzentrationen in der Bodenlösung signifikant höher als unter CE, vor allem jene von Al. Die höheren Ca- und Mg-Konzentrationen in größerer Bodentiefe unter PI als unter CE deuten eine verstärkte Auswaschung unterhalb von 2 m Bodentiefe an.

## Dank

Wir bedanken uns bei der DFG, die diese Untersuchung gefördert hat (Ze 154/36-1, 2).

## Literatur

- Alexander, C.E. und M.S. Cresser. 1995. *For. Ecol. Manage.* 73:1-27.  
 Bäumler, R. und W. Zech. 1998. *For. Ecol. Manage.* 108:231-238.  
 Dahlgreen, R.A. und C.T. Driscoll. 1994. *Plant Soil* 158:239-262.  
 Espirito Santo, C.V. 1995. FUNATURA/ITTO/IBAMA, Brasília-DF, Brazil, 59 S.  
 Goedert, W.J. 1983. *J. Soil Sci.* 34:405-428.  
 Hölscher, D. 1995. *Göttinger Beiträge zur Land- und Forstwirtschaft in den Tropen und Subtropen* 106, 134 S.  
 Lopes, A.S., F. R. Cox. 1977. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41:742-747.  
 Lilienfein, J., W. Wilcke, M.A. Ayarza, L. Vilela, S.d.C. Lima und W. Zech. 1999. *For. Ecol. Manage.*, in Druck.  
 McKenzie, R.M. 1980. *Aust. J. Soil Res.* 18:61-73.  
 Parfitt, R.L., R.L. Percival, R.A. Dahlgreen und L.F. Hill. 1997. *Plant Soil* 191:279-290.  
 Steinhardt, U. 1979. *Göttinger Bodenkundl. Ber.* 56, 182 S.  
 Tokuchi, N., H. Takeda und G. Iwatsubo. 1993. *Geoderma* 59:57-73.  
 Wilcke, W. und M. Kaupenjohann. 1997. *Soil Sci.* 162:323-332.  
 Wilcke, W., S. Kretzschmar, M. Bundt, G. Sabório und W. Zech. 1998. *Soil Sci.* 163:463-471.  
 Zeien, H. und G.W. Brümmer. 1989. *Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 59:505-510.



## **Einfluß hoher N-Emission auf das Mineralisationspotential und die Nitratkonzentration des Sickerwassers in Waldböden**

**A. Spangenberg; C. Kölling; C. Hölzl; J. Hofbauer**

### **Einleitung und Fragestellungen**

1998 entstand ein Projekt zur Erfassung der aktuellen Situation der Stickstoffbelastung von Waldrändern in den südbayerischen Gebieten mit hohen Viehdichten\*. An den ausgewählten Untersuchungsflächen werden Viehdichten von 0,8 [GV/ha] bis hin zu 1,9 (Allgäu) [GV/ha] (Großvieheinheiten, 1GV = z.B. 1 Milchkuh von 500 kg Lebendgewicht) verzeichnet. Dies sind Spitzenwerte, die selten in anderen Regionen Deutschlands erreicht oder übertroffen (z.B. Landkreis Vechta) werden.

Unter anderem ergaben sich folgende Fragen:

- ▶ Zeigen sich je nach Art eines landwirtschaftlichen Emittenten (Punkt- oder Flächenemittent) Unterschiede in der Emissionsstärke, und - dadurch bedingt - im Mineralisationspotential der Humusaufgabe bzw. in den Nitratkonzentrationen des Sickerwassers angrenzender Waldbestände?
- ▶ Inwieweit verringert sich die Wirkungsstärke des Emittenten vom Waldrand zum Waldinneren hin ("Waldrandeffekt")?
- ▶ Ist ein Zusammenhang zwischen hohen Mineralisationspotentialen und den Nitratkonzentrationen im Sickerwasser erkennbar?

Auf 7 Versuchsflächen (Tab. 1) wird der Sickerwasseraustrag mit Saugkerzen unterhalb der Hauptwurzelzone sowie die Potentielle Mineralisationsleistung der Humusaufgabe untersucht. Letztere wird im Laborbrutversuch unter Optimalbedingungen (25°C, 60% der maximalen Wasserkapazität der Einzelproben, Extraktion nach Bebrütung mit  $\text{KAl}(\text{SO}_4)_2$ ) bestimmt. Die einzelnen Meßpunkte sind auf Transekten angeordnet, die vom Waldrand in das Bestandesinnere verlaufen (Waldrand -> 50 m -> 150 m ...).

### **Ergebnisse**

Die beiden Untersuchungsflächen mit vorgelagerten Punktemittenten (Hühnerställe, Flächen-Nr. 6 und 7) zeigen - zusammen mit der Fläche Ottobeuren (Fichte, Nr. 1) - extrem hohe Nitratwerte des Sickerwassers von über 100 mg/l und weisen dazu ein starkes Mineralisationspotential auf (Abb. 1 und 2). Ein "Waldrandeffekt" mit abnehmenden Nitratwerten zum Waldinneren hin ist teilweise sichtbar (Abb. 3).

LWF - Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Am Hochanger 11,  
D-85354 Freising, e-mail: spa@lwf.uni-muenchen.de

\* Das Projekt wird von der Bayerischen Staatsforstverwaltung finanziert.

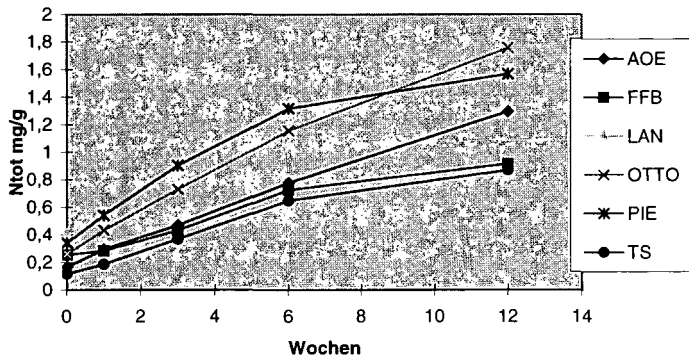
Fläche	Forstamt	Emittent	Bodentyp	Humustyp	Bestand
1+2	Ottobeuren (2x)	Flächen-	Braunerde	Mullartiger Moder	Fi u. Bu
3	Fürstenfeldbruck	Flächen-	Braunerde	Feinhumusreicher Moder	Fi
4	Traunstein	Flächen-	Braunerde	Typischer Moder	Fi
5	Altötting	Flächen-	Parabraunerde	Typischer Moder	Fi
6	Landau	Punkt-	Parabraunerde	Feinhumusreicher Moder	Fi
7	Pielenhofen	Punkt-	Parabraunerde ü. Terra fusca	Typischer Moder	Fi

Tabelle 1: Übersicht der Versuchsflächen

Auf allen Flächen sind sehr hohe Mineralisationsraten vorhanden. Auch nach 12 Wochen zeigen sich noch kontinuierlich steigende  $\text{NH}_4$ - und  $\text{NO}_3$ -Werte. Die Mineralisation läuft stets vollständig ab;  $\text{NO}_3$  wird zu hohen Anteilen gebildet (Abb. 5-6).

Auf der Fläche Ottobeuren ist ein Vergleich zwischen Buche und Fichte möglich. Unter Buche wird im Mittel weniger als 20 mg/l Nitrat erreicht, während die Werte unter Fichte z.T. das Fünffache aufweisen (Abb. 2). Dies bestätigt auch andere Autoren (u.a. Rothe, 1997).

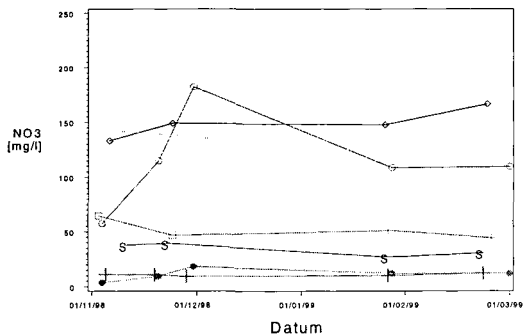
**N-Mineralisationsrate aller Flächen**



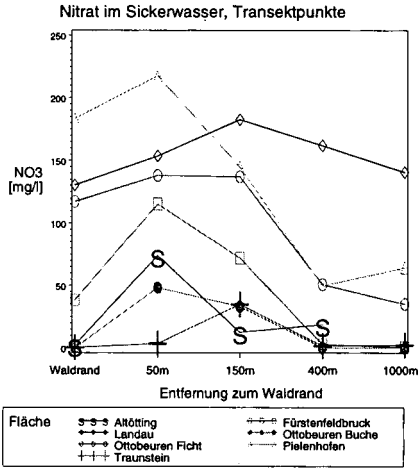
**Abb.1**

Gesamtmineralisationsleistung aller Untersuchungsflächen. Ottobeuren (Fi), Pielenhofen und Landau liegen am höchsten (AOE=Altötting, FFB=Fürstenfeldbruck, LAN=Landau, OTTO=Ottobeuren, PIE=Pielenhofen, TS=Traunstein).

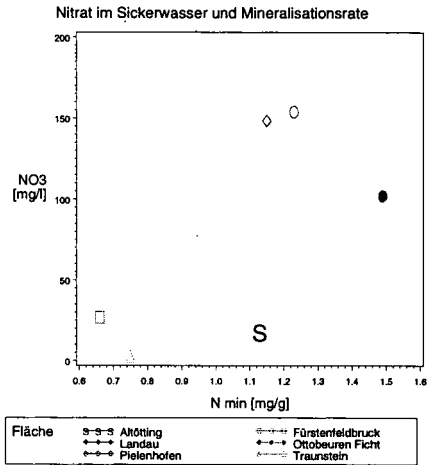
**Nitrat im Sickerwasser, alle Flächen**



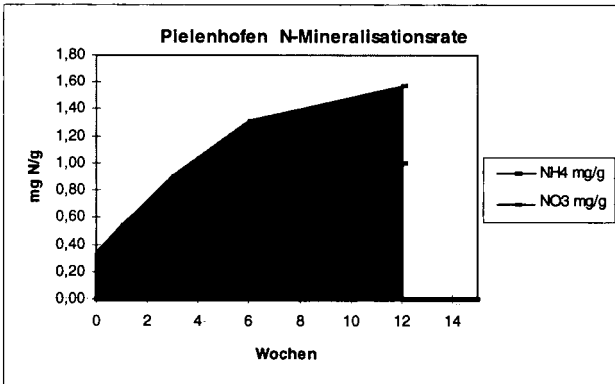
**Abb.2** Nitratkonzentrationen des Winters 1998/99 im Sickerwasser aller Flächen (Mittelwerte von jeweils 15 Saugkerzen). Ottobeuren (Fichte), Pielenhofen und Landau liegen auch hier am höchsten.



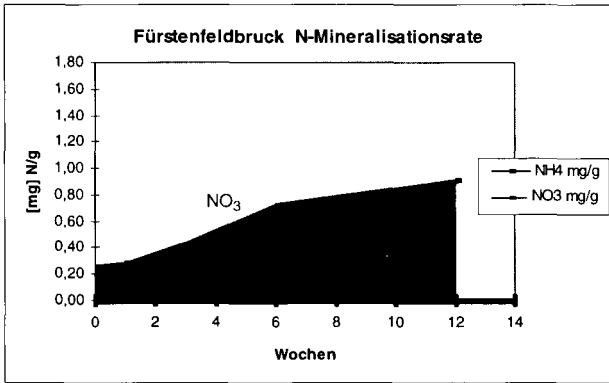
**Abb. 3** Mittlere Nitratkonzentrationen der Versuchsflächen (Winter 1998/99), aufgeschlüsselt nach Transektpunkten vom Waldrand ins Waldesinnere reichend. Bei einigen Flächen nehmen die Werte nach 50 m ab, bei einigen erst nach 150 m.



**Abb. 4** Nitratkonzentrationen aller Flächen (n=15, Meßzeitraum: Winter 1998/ 99) in Abhängigkeit zum Mineralisationspotential nach 12 Wochen. Deutlich am höchsten liegen Ottobeuren (Flächenemittent), Pielenhofen und Landau (beides Punktemittenten).



**Ab. 5 und 6** Mineralisationsleistung zweier Versuchsflächen. In Pielenhofen wird fast mehr NO<sub>3</sub> produziert als NH<sub>4</sub>. Allein Fürstenfeldbruck zeigt den typischen Verlauf mit hohen NH<sub>4</sub> - Werten und den am Ende abflachenden NO<sub>3</sub> - Gehalten (vergl. Zöttl, 1960; Kriebitzsch, 1978).



**Abb. 6**  
Mineralisationsleistung in Fürstenfeldbruck.

### Zusammenfassung

- In einigen bayerischen Randgebieten zu intensiver Landwirtschaft wurden unter Fichtenaltbeständen im Winterzeitraum Nitratwerte von >150 mg/l im Sickerwasser gemessen
- In der Nachbarschaft von Punktemitteln (Hühnerställe) ist eine starke Stickstoffbelastung der Waldökosystem, besonders der Waldränder zu beobachten
- Ein Waldrandeffekt tritt nur undeutlich bei der Nitratbelastung des Sickerwassers oder Mineralisationsrate auf
- Meßpunkte mit hoher Mineralisationsleistung zeigen auch eine erhöhte Nitratkonzentration im Sickerwasser
- Beim Vergleich Fichte – Buche zeigt die Fichte durchgängig höhere NO<sub>3</sub>-Konzentrationen im Sickerwasseraustrag

### Literatur

Kriebitzsch, W.U. (1978). Stickstoffnachlieferung in sauren Waldböden Nordwestdeutschlands. Scripta Geobotanica 14, S. 1-66.

Rothe, A. (1997). Einfluß des Baumartenanteils auf Durchwurzelung, wasserhaushalt und Zuwachsleistung eines Fichte-Buchen-Mischbestandes am Standort Höglwald. Forstliche Forschungsberichte München Nr. 163.

Zöttl, H. (1960). Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoffnachlieferung des Waldbodens. Forstw. Centralblatt 81/1, S. 72-88.

### Danksagung

Unser Dank gilt den Labormitarbeitern Dr. M. Rupprecht, R. Fritz und P. Jarema.

Untersuchungen zur in-situ-Verfügbarkeit von wasserlöslichem Humus (DOM) und seiner Funktion als Sorbent für hydrophobe Schadstoffe

Bernd Steinweg und Adam Zsolnay

## 1. Einleitung

Als mobilste Form der organischen Substanz in Böden besitzt wasserlöslicher Humus (DOM = Dissolved Organic Matter) eine Schlüsselrolle bei ökologisch relevanten Prozessen. Dies gilt insbesondere seiner Eigenschaft als Co-Transporteur für hydrophobe Schadstoffe und den davon ausgehenden Gefahren für Mensch und Umwelt. Der Großteil bisheriger Arbeiten zu diesem Thema beschränkt sich auf Perkolatlösungen oder Schüttelextrakte aus Böden, so daß Prozesse innerhalb der Porensysteme, welche die Feldsituation von DOM und Schadstoffen widerspiegeln, nicht erfaßt werden. Die Übertragbarkeit solcher Ergebnisse auf Freilandbedingungen ist somit begrenzt.

**Ziel** der Arbeit war daher die Entwicklung eines Verfahrens zur Gewinnung von DOM nach dem Kriterium *In-situ-Verfügbarkeit* und der Bestimmung seines Schadstoffbindungspotentials am Beispiel des PAK's Pyren.

## 2. DOM-Pools in Böden

Abbildung 1 zeigt ein Modell, nach welchem organische Substanz in Böden nach seiner in-situ-Verfügbarkeit unterschieden wird. Die Differenzierung des DOM-Pools erfolgt dabei nach Zsolnay (1996). **DOM-I** im Haftwasser der Feinporen ( $< 0,2 \mu\text{m}$ ) ist aufgrund starker, i.d.R. adsorptiver Wasserbindung an die Festphase nicht pflanzenverfügbar. Darüber hinaus sind die Poren für Mikroorganismen nicht zugänglich, DOM-I unterliegt somit keinen mikrobiellen Abbauprozessen. Die Mittelporen ( $0,2\text{-}10\mu\text{m}$ ) sind für Pflanzenwurzeln und Mikroorganismen zugänglich, so daß **DOM-II** biologischen Ab- und Umbauprozessen unterliegt. Da das Wasser in den Grobporen ( $> 10\mu\text{m}$ ) überwiegend schwachen gravitativen Kräften unterliegt, ist **DOM-III** im Sickerwasser die biotisch verfügbare sowie mobilste Fraktion und damit verantwortlich für die Verlagerung und Auswaschung von Stoffen. Ebenso ist die organische Substanz der **Festphase** unterschiedlich verfügbar. Als wichtigste Stabilisierungsprozesse gelten Humifizierung, die Kopplung in Ton-Humus-Komplexen und der Einschluß in Aggregaten, in denen organische Substanz vor Auswaschung und mikrobiellem Abbau geschützt ist. Abhängig von Eigenschaften der Matrix und Umwelteinflüssen besteht innerhalb des Kohlenstoffpools ein stetiger Austausch. Unter Feldbedingungen können sich Quantität und Qualität von DOM sehr schnell ändern und so zur Veränderung seines Schadstoffbindungspotentials und der Verlagerung von Xenobiotika im Bodenprofil beitragen.

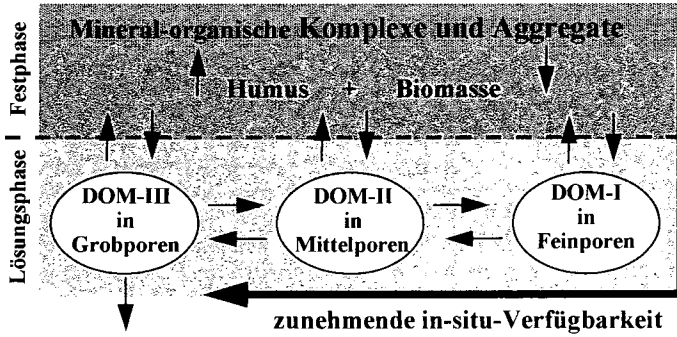


Abb. 1: Modell der organischen Substanz in Böden. Kleine Pfeile deuten den Austausch bzw. Transport der einzelnen Fraktionen an.

### 3. Material und Methoden

Alle Gewinnungsmethoden von DOM aus Böden sind auf einzelne Porenräume begrenzt. Das Verfahren der porenraumselektiven Extraktion ermöglicht in drei aufeinanderfolgenden Schritten die Gewinnung von DOM aus unterschiedlichen Pools:

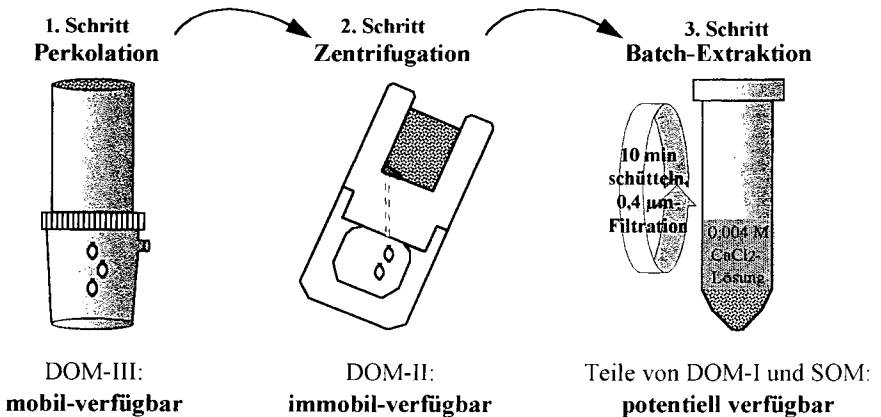


Abb. 2: Verfahren zur porenraumselektiven Extraktion von DOM aus Boden.

Nach Beregnung ungestörter Stechzylinderproben wird die mobil-verfügbare DOM-Fraktion durch Anlegen eines Unterdrucks von 100 mbar gewonnen. Anschließend werden die Mittelporen über die für jeden Boden experimentell ermittelte Zentrifugationszeit und -stärke entleert. Sowohl die mobil-verfügbare, als auch die immobil-verfügbare DOM-Fraktion repräsentieren dabei die in-situ-Lösung im Boden. Die im dritten Schritt über Batch-Extraktion gewonnene DOM-Lösung wird als potentiell-verfügbar bezeichnet und ist aufgrund des Gewinnungsverfahrens keine in-situ-Lösung.

Bei der Untersuchung kommen ausschließlich Verfahren zur Anwendung, die keine weitere Vorbehandlung der Lösungen erfordern:

- UV-Spektroskopie: UV-Absorption bei 254 nm ( $UV_{254}$ ): Maß für den Aromatengehalt von DOM
- Fluoreszenzspektroskopie: Maximum des Emissionsspektrums ( $F_{max}$ ) nach Anregung bei 254 nm  $\Rightarrow F_{max}/UV_{254} = \text{„Fluoreszenz-Effizienz“}$
- Pyrenwiederfindung in der HPLC nach 24 h Reaktionszeit mit DOM-Lösung (Zugabe von 10  $\mu$ l einer  $2,3 \cdot 10^{-7}$  Pyren in Methanol-Lösung zu 1 ml in-situ-DOM-Lösung)

Folgende Böden (Ap-Horizonte) wurden untersucht:

- Sand: Braunerde aus schluffigem Sand (Acker);  $C_{org}$ -Gehalt 11 g  $kg^{-1}$
- Lehm: Parabraunerde aus schluffigem Lehm (Acker);  $C_{org}$ -Gehalt 14 g  $kg^{-1}$
- Anmoor: Anmoorboden aus tonigem Lehm (Grünland);  $C_{org}$ -Gehalt 119 g  $kg^{-1}$

#### 4. Ergebnisse

Die linke Graphik in Abbildung 3 zeigt eine hochsignifikante negative Korrelation zwischen dem Aromatengehalt von DOM-Lösungen und der Pyrenwiederfindung wie sie auch Chin et al. (1997) nachwies. Durch Ansäuern der Lösungen auf pH 2 verringert sich die Pyrenwiederfindung. Engbreton et al. (1996) führen dies auf die Kontraktion und Bildung hydrophober Bereiche im Molekül zurück, die eine Sequestrierung von Pyren im DOM-Molekül begünstigen. Für die Abschätzung der Pyrenbindung von DOM erweist sich der Parameter Aromatengehalt v.a. bei hohen Werten als ungenau, weil die sich verändernde Molekülgestalt durch Ansäuern nicht erfaßt wird. Der Parameter Fluoreszenz-Effizienz (Abb. 3, rechte Graphik) läßt eine bessere Abschätzung der Pyrenbindung im Bereich zwischen pH 2 und pH 7 zu, da er sensibel auf pH-Veränderungen reagiert.

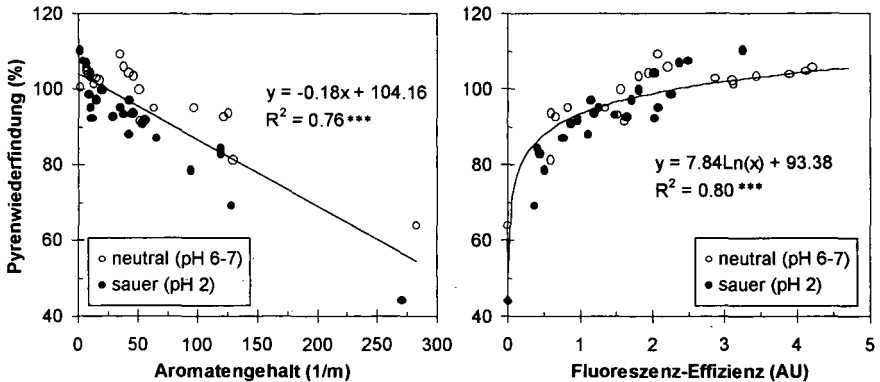


Abb. 3: Zusammenhang zwischen Pyrenwiederfindung und zwei Qualitätsparametern von in-situ-DOM-Lösungen im neutralen und saurem pH-Milieu.

Das Bindungspotential für Pyren von DOM-Lösungen aus unterschiedlichen Böden und Porensystemen ist in Abbildung 4 dargestellt. Dabei zeigen die in-situ-Lösungen der mobil- und immobilverfügbaren Fraktionen mit niedriger Fluoreszenz-Effizienz das höchste Potential. Ein gutes Beispiel

ist das auffällig hohe Bindungsvermögen für Pyren im Anmoorboden mit 10-fach höherem  $C_{org}$ -Gehalt. Die potentiell-verfügbare DOM-Fraktion, gewonnen als Schüttelextrakt, spricht mit hohen Fluoreszenz-Effizienzen für ein niedriges Pyren-Bindungspotential.

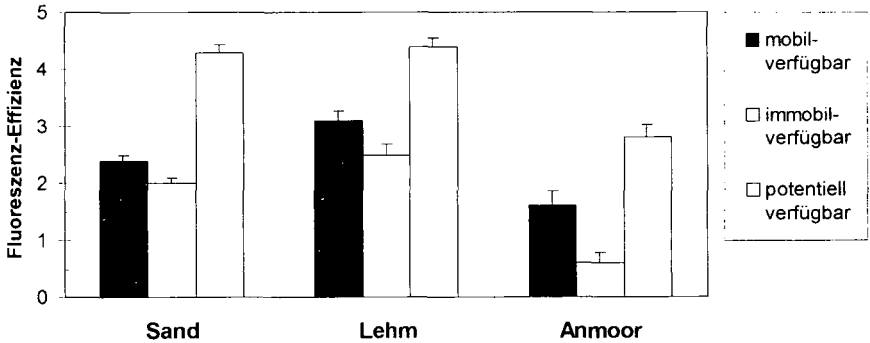


Abb.4: Fluoreszenz-Effizienz als Maß für das Pyren-Bindungspotential von DOM in Abhängigkeit seiner in-situ-Verfügbarkeit nach Beregnung mit 20 mm  $H_2O_{dest.}$

## 5. Zusammenfassung und Folgerung

- DOM kann in Kombination verschiedener Extraktionsmethoden verfügbarkeitsselektiv gewonnen werden
  - der Parameter „Fluoreszenz-Effizienz“ ermöglicht Abschätzungen des Pyren-Bindungspotentials von DOM-Lösungen im Bereich zwischen pH 2 und pH 7
  - DOM aus Batch-Extraktionen führt zu Fehleinschätzungen der in-situ-Funktion hinsichtlich seines Schadstoffbindungsverhaltens (kein in-situ-DOM)
- ⇒ Für ökologisch orientierte Ansätze sollte durch Einsatz geeigneter Untersuchungsmethoden die *in-situ*-Situation der gelösten organischen Substanz berücksichtigt werden um Fehler bei der Funktionsabschätzung von DOM in der Umwelt zu vermeiden.

## 6. Literatur

- Chin, Y.P.; Aiken, G.R. & Danielson, K.M. 1997: Binding of pyrene and commercial humic substances: the role of molecular weight and aromaticity. *Environ. Sci. Technol.* 31, 1630-1635.
- Engelbreton, R.R.; Amos, T. & von Wandruszka, R. 1996: Quantitative approach to humic acid associations. *Environ. Sci. Technol.* 30, 990-997.
- Zsolnay, Á. 1996: Dissolved Humus in soil waters. In Piccolo, A. (Hrg.): *Humic substances in terrestrial ecosystems*. Elsevier, New York.

**Dank** gilt allen Beteiligten an der Arbeit, insbesondere dem Institut für Hydrologie, Erik Baigar, Ignatz Gall, Sebastian Bauer und Angelika Schulz.



## Zur Aufnahme von Schwermetallen durch Mais in einem langjährigen Klärschlammsteigerungsversuch

TANNEBERG, H.; SCHAECKE, W.

### Problemstellung

Kommunale Klärschlämme werden seit langem zur Düngung und Bodenverbesserung eingesetzt. Da es durch Schadstoffe in den Klärschlämmen zu negativer Beeinflussung von Schutzgütern wie Böden und Pflanzen kommen kann, sind Untersuchungen zum Schadstoffverhalten unerlässlich. Seit 1982 werden in Bad Lauchstädt zwei Langzeit-Freilandversuche mit differenzierter Klärschlammapplikation durchgeführt. Sie sollen als Grundlage für Aussagen über den Verbleib, die Umwandlung und die Festlegung von Schwermetallen im Boden und die Verfügbarkeit für die Pflanzen dienen.

### Material und Methoden

Von 1982 bis 1985 wurden in einem Kastenparzellenversuch unterschiedliche Mengen Klärschlamm (82 t, 165 t, 246 t und 330 t TM/ha) auf Tschernosem aus Löß (TTn) und stark lehmigen Sand (Sl4) aufgebracht. Es wurde jährlich Mais angebaut und die Schwermetallaufnahme durch die Pflanzen ermittelt (SCHAECKE et. al. 1996)

Bodenkennwerte		Tschernosem	Stark lehmiger Sand
Ton (T)	%	21	17,6
Sand insgesamt (S)	%	11,2	51,3
Schluff insgesamt (U)	%	67,7	31,8
Trockenrohdichte	g/cm <sup>3</sup>	1,07	1,30
Durchlässigkeitsbeiwert (k <sub>f</sub> -Wert)	m d <sup>-1</sup>	1,23	1,45
C <sub>org</sub> -Gehalt	%	1,76	0,57
pH-Wert		6,9	7,35
Kationenaustauschkapazität (KAK <sub>pot</sub> ) in cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> Boden		21,5	10,3

Tab. 1: Ausgewählte Bodenkennwerte des Bearbeitungshorizontes (0-25 cm) der Referenzvarianten im Freilandkastenversuch

### Ergebnisse

Ziel unserer Untersuchungen war festzustellen, wie die Schwermetalle Pb, Cd, Cr, Cu, Ni und Zn, die mit dem Klärschlamm in den Boden gelangt waren, in einem langjährigen Dauerversuch durch Maispflanzen aufgenommen wurden.

Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Landwirtschaftliche Fakultät, Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Weidenplan 14, 06099 Halle/S.

Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Theodor-Lieser-Str. 4, 06120 Halle/S.

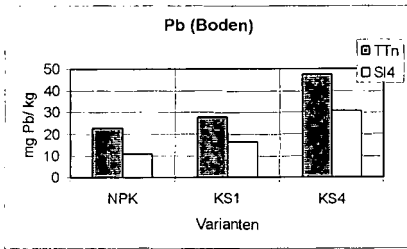


Abb. 1 Blei-Gehalte im Boden (KW)

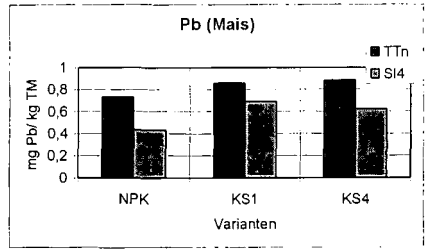


Abb. 2 Blei-Gehalte im Mais

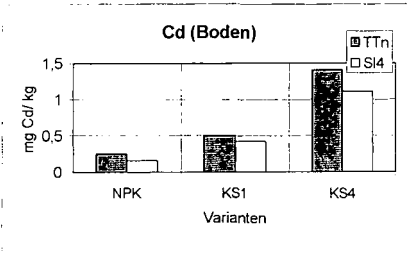


Abb. 3 Cd-Gehalte im Boden (KW)

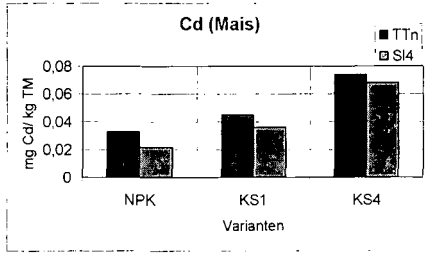


Abb. 4 Cd-Gehalte im Mais

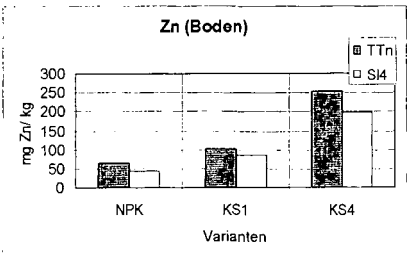


Abb. 5 Zn-Gehalte im Boden (KW)

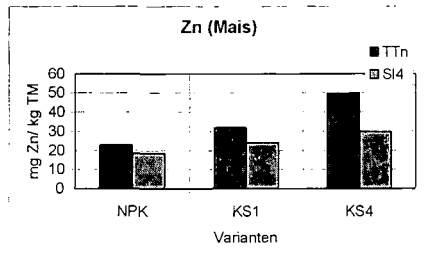


Abb. 6 Zn-Gehalte im Mais

NPK: Referenzvarianten

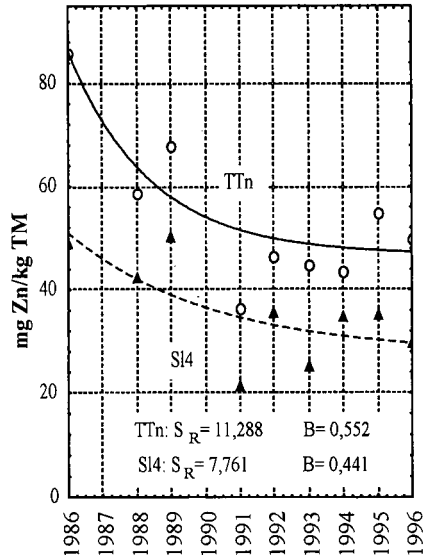
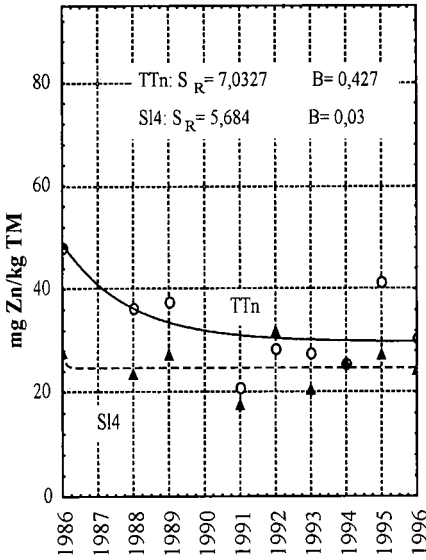
KS1 : 82 t TM/ha

KS4 : 330 t TM/ha

KW : Königswasseraufschluß

82 t Schlamm-TM/ha

330 t Schlamm-TM/ha



Versuchszeit (Jahre)

Versuchszeit (Jahre)

a = 29.77 b = 19.01 c = -0.53546 (TT)  
a = 24.68 b = 3.07 c = -12.7788 (SI4)

a = 46.77 b = 39.51 c = -0.4219 (TT)  
a = 27.57 b = 23.38 c = -0.2386 (SI4)

Abb. 7: Mittlere Zinkgehalte der Pflanzen beider Versuchsböden mit geschätzter exponentieller Funktion ( $y = a + be^{ct}$ ) ausgewählter Klärschlammvarianten

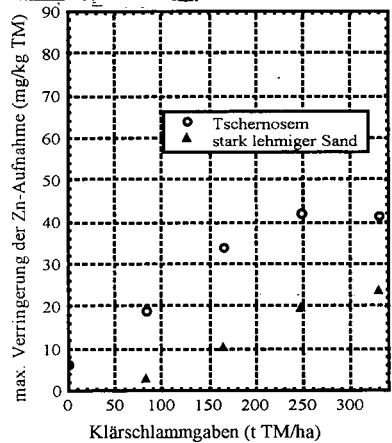
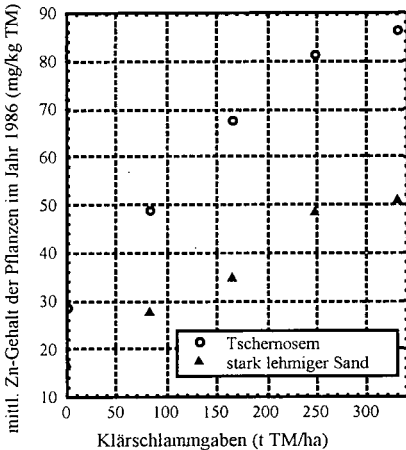


Abbildung 8: Mittlere Zn-Gehalte der Maispflanzen zu Beginn des Versuches im Jahre 1986 und die maximale Verringerung der Zn-Aufnahme in den Pflanzen beider Versuche

Während sich im Boden die Schwermetallmenge für alle untersuchten Elemente proportional der aufgebrauchten Klärschlammmenge erhöhte (Abb. 1,3 und 5), wurden bei den Maispflanzen nur für die Elemente Zink und Cadmium eine Korrelation zwischen Boden- und Pflanzengehalten gefunden (Abb. 2,4 und 6).

Mittels sequentieller Extraktion (ZEIEN et. al. 1991) konnte zwischen den Gehalten der Ammoniumnitrat-Fractionen und den Pflanzengehalten eine gesicherte Korrelation je Versuchsboden gefunden werden.

In den letzten Jahren scheint sich je nach Variante der Zn-Gehalt der Pflanzen auf ein, von witterungsbedingten Schwankungen abgesehen, gewisses Niveau eingestellt zu haben. Die Zn-Gehalte der Pflanzen in den jeweiligen Varianten sind zwar gesunken, eine Differenzierung der Zn-Gehalte in den Pflanzen je nach Klärschlammgabenhöhe ist jedoch noch deutlich zu erkennen. Tendenzen dieser Art waren auch beim Cadmium zu verzeichnen. Aus einer geschätzten Exponentialfunktion wurde derjenige Zeitpunkt ermittelt, zu welchem 95 % der maximal möglichen Verringerung der Zn-Aufnahme der Maispflanzen erreicht wurde. Der Zeitraum bis zum Erreichen eines etwa gleichbleibenden Zn-Gehaltes in den Maispflanzen beträgt beim Tschernosem ca. 7 Jahre, beim sorptionsschwächeren stark lehmigen Sand hingegen 11 Jahre. Der unterschiedliche Zeitraum bis zum Erreichen dieses Zeitpunktes bei den Versuchsböden bestätigt die substrattypischen Einflüsse auf die Zinkaufnahme der Pflanzen.

Die Gehalte an Pb, Cu, Ni und Cr in den Maispflanzen schwankten jährlich. Die aufgenommenen Metallmengen übersteigen jedoch in keinem Fall die Grenzwerte der Futtermittelverordnung.

Anhand der gefundenen Ergebnisse scheinen unter dem Aspekt der Nachhaltigkeit keine schwerwiegenden Bedenken bezüglich der Anwendung von Klärschlämmen mit den derzeitig zulässigen Mengen und Schwermetallgehalten hinsichtlich der Futterpflanze Mais zu bestehen.

### **Danksagung**

Die vorliegende Arbeit wurde durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt und das Umweltministerium des Landes Sachsen-Anhalt gefördert. Hierfür sei auch an dieser Stelle gedankt.

### **Literatur**

1. SCHAECKE, W.; GREILICH, J. und TANNEBERG, H. (1996): Untersuchungen zur Verlagerung von Schwermetallen in zwei Böden- 9 Jahre nach unterschiedlichen Klärschlammgaben. „KÜHN-ARCHIV“, Band 90/2, 177-186
2. ZEIEN, H. und BRÜMMER, G. W. (1991): Chemische Extraktion zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden. Berichte aus der ökologischen Forschung Band 6/1991, 62-89

## Raum-Zeit-Strukturen von Stoffkonzentrationen der Bodenlösung in einem Gley-Podsol unter Kiefern auf der 10-m-Skala

A. Teichert\*, J. Böttcher\*, W. H. M. Duijnsveld\*\* und M. Puhlmann\*\*\*

### *Einleitung*

Für die Trinkwasserversorgung haben Grundwasservorkommen in Deutschland eine große Bedeutung. Diese können unter bewaldeten, basenarmen Lockergesteinen durch fortschreitende Anlieferung von Säuren und Metallen mit dem Sickerwasser gefährdet sein. Zur Prognose der Stoffanlieferung an die Grundwasseroberfläche genügt es in der Regel nicht, durch punktförmige Bestimmung oder Mittelwertbildung relevante Bodeneigenschaften und Stoffkonzentrationen hinreichend genau zu erfassen und ihre Bedeutung für geochemische Prozesse (z.B. Speicherung und Mobilisierung von Acidität und Sulfat in Hydroxo-Sulfaten) zu beurteilen. Die Berücksichtigung der räumlichen Variabilität von Bestandesdeposition und Bodeneigenschaften ist daher für zuverlässige Prognosen unbedingt erforderlich.

Die Stoffkonzentrationen der Bodenlösung unter Kiefernwald im Wasserschutzgebiet Fuhrberger Feld sind trotz des scheinbar homogenen Substrats (Talsand) räumlich sehr heterogen (Teichert et al., 1999, Böttcher et al., 1999). Diese räumliche Variabilität ist in allen Bodentiefen etwa gleich groß und weist somit keinen tiefenabhängigen Gradienten auf. Die annuellen Eintragsmuster von Bestandesniederschlag und Bestandesdeposition spiegeln sich in den Stoffkonzentrationen der Bodenlösung auf der 10-m-Raumskala teilweise wider (z.B. H-, SO<sub>4</sub>-Konzentrationen). Es zeigt sich, daß die Kronenstruktur der Kiefern am Untersuchungsstandort sowohl den Stoffinput als auch die Stoffkonzentrationen der Bodenlösung beeinflusst.

Im folgenden sollen Ergebnisse zur möglichen Speicherung bzw. Mobilisierung von Acidität und Metallen in Form von Hydroxo-Sulfaten dargestellt werden. Hintergrund der Untersuchungen sind Hinweise auf die Beteiligung von Hydroxo-Sulfat-Festphasen, amorpher bzw. kristalliner Struktur, an der Zusammensetzung der Bodenlösung. So konnten Böttcher et al. (1997) zeigen, dass über Berechnungen von Sättigungsindizes aus Stoffkonzentrationen des oberflächennahen Grundwassers, die Al-Hydroxo-Sulfate Alunit und Jurbanit als mögliche Festphasen zur Speicherung für Sulfat denkbar sind. Puhlmann (1999) schloß aus Berechnungen von Ionenaktivitätsprodukten anhand der Stoffkonzentrationen der Gleichgewichtsbodenlösung auf die Festphase Alunit im B-Horizont der sandigen Böden unter Kiefernforst. Horizontübergreifend ist die Fe-Hydroxo-Sulfat-Festphase Jarosit denkbar. Ausfällungsversuche mit Boden ließen auf die Ausfällung von Hydroxo-Sulfaten im Bh-Go und Bsh-Go schließen. Nach diesen Untersuchungen sind vor allem Al-Hydroxo-Sulfate für die Speicherung von Sulfat von Bedeutung.

---

\*) Universität Hannover, Institut für Bodenkunde, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover

\*\*\*) Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 30655 Hannover

\*\*\*\*) BTU Cottbus, Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, Universitätsplatz 3-4, 03044 Cottbus

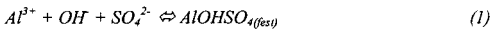
### **Untersuchungsgebiet / Konzeption der Untersuchungen**

**Standort:** lichter 80-jähriger Kiefernforst im Wasserschutzgebiet Fuhrberger Feld, 30 km nordöstlich von Hannover, Bodentyp Gley-Podsol aus Talsand, tiefgründig versauert.

**Instrumentierung:** 10-m-Transekt mit 19 horizontalen Meßpositionen in den Tiefenstufen 0.2m [Ahe], 0.5m [Bsh1], 0.8m [Bsh2], 1.1m [Bsh-rGo] und teilweise in 1.4m [G(h)o]; einzelne Meßpositionen mit Saugkerzen, Antimon(Sb)-Elektroden und Platin(Pt)-Elektroden bestückt. Zwischen 07.05.1997 – 31.03.1999 wurde mittels Saugkerzen die Bodenlösung beprobt (maximal 22 Probenahmeterminale). Standardanalyse relevanter Stoffkonzentrationen mittels Atomabsorptionsspektroskopie (AAS), Ionenchromatographie, pH-Messung mit der Glaselektrode (=> H-Konzentration).

### **Berechnung von Ionenaktivitätsprodukten (IAP)**

Berechnet wurden IAP für die Hydroxo-Sulfat-Festphasen Kalium-Alunit, Jurbanit, Basaluminit sowie Gibbsit und amorphe Al- und Fe-Hydroxide. Am Beispiel des Jurbanits soll der theoretische Hintergrund kurz illustriert werden:



Im Falle eines Gleichgewichts ist das Löslichkeitsprodukt der Festphase gleich dem Ionenaktivitätsprodukt in der flüssigen Phase:

$$K_L(\text{AlOHSO}_4) = [Al^{3+}] \cdot [OH^-] \cdot [SO_4^{2-}] = IAP \quad (2)$$

[ ] = Aktivität       $K_L$  = Löslichkeitsprodukt

Logarithmieren ( $p = -\log$ )

$$pK_L(\text{AlOHSO}_4) = pAl^{3+} + pOH^- + pSO_4^{2-} = pIAP \quad (3)$$

Einsetzen  $pOH = 14 - pH$

$$pK_L(\text{AlOHSO}_4) = pAl^{3+} + 14 - pH + pSO_4^{2-} = pIAP \quad (4)$$

Weitere Einzelheiten zur Berechnung finden sich bei Puhlmann (1999).

### **Ergebnisse in Kürze**

Erste Auswertungen der berechneten Ionenaktivitätsprodukte zeigen:

Die IAP für die Fe-Festphasen Fe-Hydroxid<sub>amorph</sub> und Kalium-Jarosit liegen in allen Bodentiefen (resp. Horizonte) deutlich im übersättigten Bereich (z.T. ohne Abb.). Eine Ausrichtung der IAP entlang der Lösungsisothermen fehlt jedoch, so dass die Ergebnisse im Hinblick auf die Fragestellung nur unzureichend interpretiert werden können. Im Oberboden kann nach Puhlmann (1999) die deutliche Übersättigung durch eine Überbewertung der Fe<sup>3+</sup>-Aktivität erklärt werden, da hier Fe-organische Komplexe, die bei der Berechnung nicht berücksichtigt wurden, die Fe-Konzentration erheblich erhöhen. Zudem kann die Bildung einer kristallinen Festphase durch gelöste organische Substanz behindert werden. Im Unterboden macht sich dagegen wahrscheinlich die nur langsame Kristallisation zunächst amorpher Festphasen in einer Übersättigung bemerkbar.

Die IAP für die Al-Festphasen Jurbanit und amorphes Al-Hydroxid liegen in allen Bodentiefen im unterschättigten Bereich (z.T. ohne Abb.). Ab Bodentiefe 0.5m liegen die IAP für K-Alunit, Basaluminit und Gibbsit im unter- und übersättigten Bereich, so dass deren Existenz im Bsh, Bsh-rGo und G(h)o teilweise möglich erscheint. Gemeinsam ist jedoch allen berechneten Ionenaktivitätsprodukten, dass keine Ausrichtung entlang der Lösungsisothermen erfolgt (Beispiel Abb. 1). Auch beim K-Alunit, ist mit einer sehr langsamen Kristallisation zunächst amorpher Festphasen zu rechnen, so dass die Einstellung eines exakten Lösungs-gleichgewichts im Boden bei sich häufig ändernden Feuchteverhältnissen eher nicht zu erwarten ist.

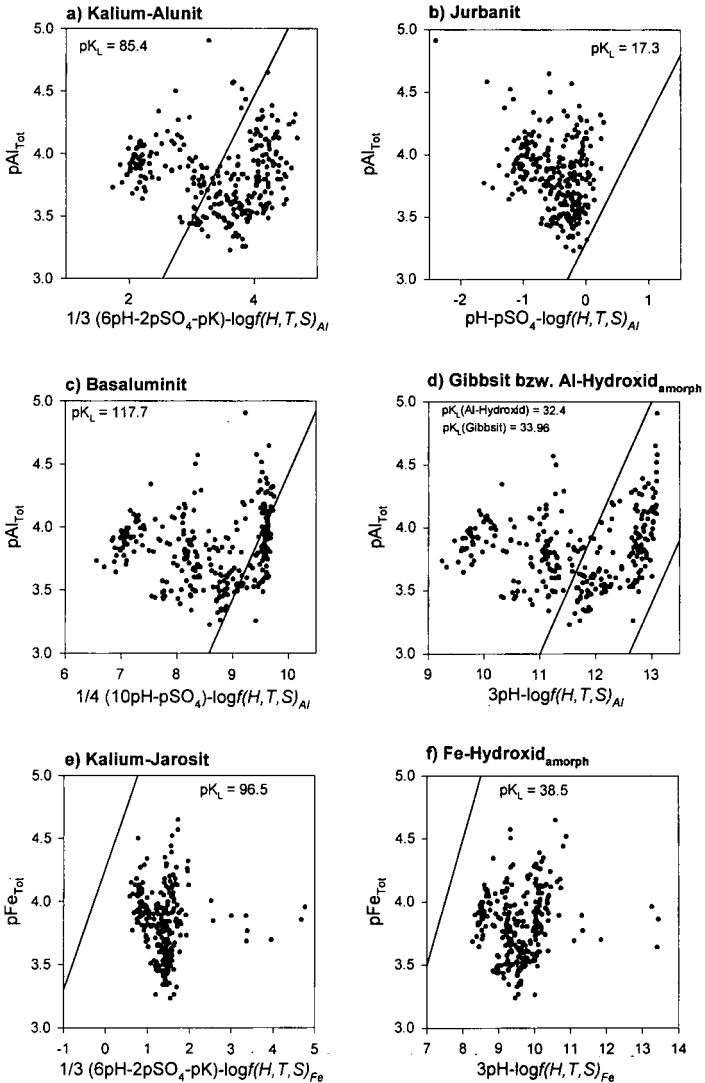


Abb. 1: Ionenaktivitätsprodukte für a) Kalium-Alunit, b) Jurbanit, c) Basaluminit, d) amorphes Al-Hydroxid und Gibbsite, e) K-Jarosit und f) amorphes Fe-Hydroxid in 0.8 m Bodentiefe (resp. Bsh2-Horizont)

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass zwar anhand von Ionenaktivitätsprodukten aus Stoffkonzentrationen der Bodenlösung des Gley-Podsols nicht auf eine Kontrolle der Zusammensetzung der Bodenlösung durch definierte kristalline Hydroxo-Sulfat-Festphasen geschlossen werden kann, jedoch verschiedene Indizien (Böttcher et al., 1997; Puhlmann, 1999), sowie Tiefengradienten von Stoffkonzentrationen der Bodenlösung (ohne Abb.) darauf hinweisen, dass solche Festphasen, in amorpher

bzw. kristalliner Form, in diesen Böden unter Wald auftreten können und dann auch an Pufferprozessen teilnehmen. Es stellt sich abschließend die Frage nach den Möglichkeiten und Grenzen von Gleichgewichtsberechnungen für Bodenlösungen bei thermodynamisch oder kinetisch kontrollierten Gleichgewichten zwischen fester und flüssiger Phase.

Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse wird zu einem späteren Termin folgen.

Literatur:

- [1] Böttcher, J., Lauer, S., Strebel, O. & M. Puhmann (1997): Spatial variability of canopy throughfall and groundwater sulfate concentrations under a pine stand. *J. Environ. Qual.* 26: 503-510
- [2] Böttcher, J. Teichert, A., Springob, G. & W. H. M. Duijnsveld. 1999: Variabilität von pH-Werten in Sandböden unter Kiefern in Raum und Zeit: Ergebnisse von Langzeitmessungen (24 Monate) auf der 10-m-Skala. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft*, dieser Band.
- [3] Puhmann, M., 1999: Fällung und Lösung von Hydroxo-Sulfaten als Regulativ von Aziditäts- und Sulfat-Dynamik in sauren Sandböden. *Horizonte – Herrenhäuser Forschungsbeiträge zur Bodenkunde*, Inst. f. Bodenkunde, Universität Hannover, im Druck.
- [4] Teichert, A., Böttcher, J. & Duijnsveld, W.H.M., 1999: Räumliche und zeitliche Variabilität von Stoffdeposition und chemischen Bodeneigenschaften in einem Gley-Podsol unter Kiefer auf der 10-m-Skala. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung*, Heft 7: 45-50.

---

Die Arbeiten wurden von der DFG im Rahmen des SPP 546 "Geochemische Prozesse mit Langzeitfolgen im anthropogen beeinflussten Sickerwasser und Grundwasser" gefördert (Publikation Nr. 92).



## Chemische Extraktionsverfahren zur Abschätzung des mikrobiell abbaubaren PAK-Anteils kontaminierter Böden

von

Thiele S.<sup>2,3</sup> und G. W. Brümmer<sup>1</sup>

### EINLEITUNG

Zur Bewertung der ökotoxikologischen Relevanz einer Bodenkontamination durch polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) wie auch der Erfolgsaussichten mikrobieller Sanierungsverfahren ist die Kenntnis der mobilen sowie mobilisierbaren und damit bioverfügbaren Schadstofffraktion entscheidend. Zu deren Bestimmung fehlen indes Methoden; derzeit werden lediglich Gesamtgehalte der PAK bestimmt [z.B. 1, 2, 3]. Der ökologische Aussagewert solcher Gesamtgehalte ist jedoch begrenzt; so stellten Kelsey et al. [4] einen Rückgang der geringen bioverfügbaren Anteile von PAK in Böden bei annähernd gleichbleibenden Gesamtgehalten fest.

Von insgesamt 19 verwendeten Extraktionsmitteln wurden Lösungen zweier Tenside sowie ein Toluol/Aceton-Gemisch für genauere Untersuchungen zur Extraktion der mikrobiell abbaubaren PAK-Anteile ausgewählt [5, 6].

### MATERIAL UND METHODEN

Als Bodenproben wurden zehn Altlastproben von neun Standorten in NRW verwendet, deren abbaubare PAK-Anteile zuvor in 74wöchigen Freiland-Gefäßversuchen ermittelt worden waren. Dabei konnten je nach Bodenprobe und Behandlungsvariante unterschiedliche PAK-Abnahmen sowie Restgehalte ermittelt werden [6]. Von diesen Bodenproben wurden jeweils die unbehandelte Kontrolle vom Beginn der Gefäßversuche (0 Wochen) sowie die unbehandelte Kontrolle und die behandelte Variante mit dem stärksten PAK-Abbau (nach 74 Wochen Versuchsdauer) für die Extraktionsversuche ausgewählt (30 Bodenproben). Die Differenz zwischen dem PAK-Gesamtgehalt einer Bodenprobe und dem Restgehalt der Variante mit dem stärksten PAK-Abbau wurde als Menge der abbaubaren PAK definiert (Tab. 1).

**Tab. 1:** Kennwerte der Bodenproben (< 2mm) sowie deren PAK-Gesamtgehalte und abbaubare Anteile vor und nach einer 74wöchigen Behandlung zur Steigerung des mikrobiellen PAK-Abbaus im Rahmen von Freiland-Gefäßversuchen (Summe von 15 PAK nach US EPA; mg kg<sup>-1</sup> Boden)

Bodenproben	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
pHCaCl <sub>2</sub>	7,7	6,4	8,2	7,5	7,6	7,6	7,4	10	3,5	3,7
Corg (%)	5,8	16,6	2,2	5,1	5,8	6,8	4,4	2,2	26	3,4
Textur	S12	Us3	S12	S14	S14	S14	Slu	U14	S14	U1s
<b>unbehandelte Kontrollen: 0 Wochen</b>										
Gesamtgehalt	1210	1264	164	133	161	896	115	262	152	48,7
abbaubar	484	290	28,0	39,6	28,0	186	43,1	233	56,4	23,8
<b>unbehandelte Kontrollen: 74 Wochen</b>										
Gesamtgehalt	839	1085	138	96,8	156	795	94,5	31,4	123	41,3
abbaubar	113	111	2,0	3,4	23,0	85,0	22,6	2,4	27,4	16,4
<b>Varianten mit niedrigstem PAK-Restgehalt: 74 Wochen</b>										
Gesamtgehalt	726	974	136	93,4	133	710	71,9	29,0	95,6	24,9
abbaubar	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<sup>1</sup>Institut für Bodenkunde der Universität Bonn, Nußallee 13, D-53115 Bonn; bobo@boden.uni-bonn.de

<sup>2</sup>jetzt: Institut für Bodenkunde der Universität Rostock, Justus-von-Liebig-Weg 6, D-18051 Rostock

Als Extraktionsmittel wurden 0,02; 0,2; 0,5; 2 und 5%ige Lösungen der nichtionischen Tenside Genapol UDD 88 (Hoechst AG) und Synperonic LF/RA 30 (ICI GmbH) sowie das Lösungsmittelgemisch Toluol/Aceton (3:2) verwendet. Die Analysen erfolgten in vierfacher Wiederholung nach den bei [5. 7] beschriebenen Methoden.

## ERGEBNISSE UND DISKUSSION

In **Vorversuchen** wurden 19 Extraktionsmittel an vier der Altlastbodenproben (I, II, V, VIII; 0 Wochen, Tab. 1) getestet. Aufgrund einer deutlichen Beziehung der extrahierten PAK-Gehalte zu den Gehalten an abbaubaren PAK erschienen insbesondere 0,5%ige **Lösungen der Tenside** Genapol UDD 88 und Synperonic LF/RA 30 geeignet, den mikrobiell verfügbaren PAK-Anteil von Böden zu charakterisieren [5]. Die getesteten synthetischen Tenside lösen konzentrations- und bodenprobenabhängig bis zu 71% der PAK-Gesamtgehalte. Dabei nehmen mit steigendem Kondensationsgrad der PAK deren Tensid-extrahierbare Gehalte im Verhältnis zu den Gesamtgehalten ab. Sowohl bei einer Steigerung der **Konzentration an Tensid-Aktivsubstanz** (0 - 5%) als auch bei **Mehrfachextraktionen** derselben Bodenprobe mit Tensidlösung (bis zu fünfmal) nahmen die jeweils zusätzlich extrahierten PAK-Mengen deutlich ab (nicht dargestellt). Die Tensid-extrahierbare PAK-Fraktion erschöpfte sich und ist demnach eine finite Fraktion.

Zur Prüfung, ob durch Extraktionsverfahren der **mikrobiell abbaubare PAK-Anteil** von Böden charakterisiert werden kann, wurden eingehende Untersuchungen an 10 Bodenproben unterschiedlicher Behandlungsvarianten (insgesamt 30 Proben; Tab. 1) durchgeführt. Die Extraktionsergebnisse der Tensidlösungen liegen etwa im Verhältnis 1:1 zu den Gehalten der abbaubaren PAK, die Wertepaare der beiden Datensätze streuen jedoch deutlich um die Regressionsgerade. Dagegen korrelieren die durch **Toluol/Aceton** extrahierbaren PAK-Gesamtgehalte enger mit den abbaubaren PAK-Gehalten (Abb. 1.a-c). Die abbaubaren Mengen von Xenobiotika werden u.a. wesentlich durch die Ausgangskonzentrationen bestimmt [6, 8]. Zudem erfäßt auch das stark extrahierende Toluol/Aceton-Gemisch die PAK nicht vollständig (z.B. keine gebundenen Rückstände); hingegen verbleiben keinesfalls verfügbare PAK-Anteile in den Bodenproben. Nach der Stärke der Korrelation zwischen extrahierbaren und abbaubaren Gehalten von 15 EPA-PAK ergibt sich die Reihenfolge ( $r$  in Klammern; doppelt-log transformierte Daten):

Toluol/Aceton (0,82) > Synperonic LF/RA 30 (0,73) > Genapol UDD 88 (0,71)

Jedoch extrahierte das Toluol/Aceton-Gemisch auch bei nicht nachweisbarem PAK-Abbau in der Regel nachweisbare PAK-Gehalte. Mit der Verrechnung der nicht transformierten Daten werden auch Null- und negative Werte des PAK-Abbaus berücksichtigt, wodurch sich die Reihenfolge verändert ( $r$  in Klammern):

Genapol UDD 88 (0,76) > Synperonic LF/RA 30 (0,73) » Toluol/Aceton (0,58)

Anhand der Streuung der Datenpunkte (Abb. 1.a-c) wird deutlich, daß eine einzelne Regressionsgleichung nicht ausreicht, die mikrobiell abbaubaren Gehalte der verschiedenen PAK zu beschreiben. Zumindest für die PAK gleichen Kondensationsgrades sollte jeweils eine eigene Regressionsgleichung ermittelt werden. Die Parameter dieser Gleichungen sind in Tab. 2 aufgeführt.

Die Tensid-extrahierbaren PAK-Gehalte der Gefäßversuchsproben nach 74wöchiger Behandlung zeigen an, daß in einzelnen Proben noch verfügbare, mikrobiell abbaubare PAK-Anteile vorliegen. Dies wird durch die Ergebnisse der Gefäßversuche nach 121 Wochen z.T. bestätigt (Tab. 3).

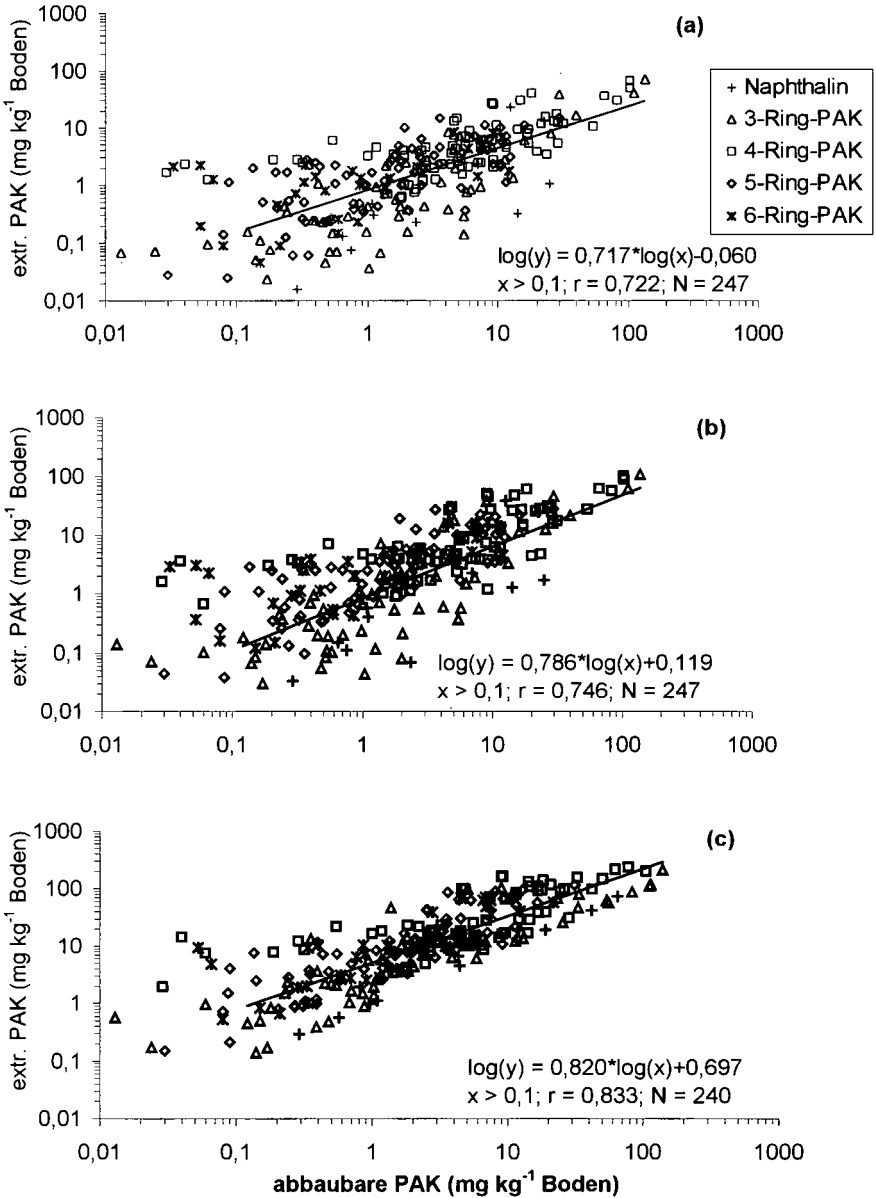


Abb. 1: Durch 0,5%ige Lösungen von Genapol UDD 88 (a) und Synperonic LF/RA 30 (b) sowie durch Toluol/Aceton (3:2) (c) extrahierte PAK von 30 belasteten Bodenproben in Abhängigkeit von den Gehalten an mikrobiell abbaubaren PAK (Darstellung der Mittelwerte der 15 PAK-Einzelsubstanzen mit dem Symbol der PAK-Gruppe)

**Tab. 2:** Parameter der Regressionsgleichungen vom Typ

$$\log(\text{abbaubare PAK}) = a \times \log(\text{extrahierbare PAK}) + b; \text{ [mg kg}^{-1} \text{ Boden]}$$

zur Schätzung der mikrobiell abbaubaren Gehalte der PAK verschiedener Ringgruppen von belasteten Bodenproben mittels Extraktionsverfahren (N: 30 Bodenproben, 2 - 15 PAK)

	Toluol/Aceton	Genapol	Synperonic	Toluol/Aceton	Genapol	Synperonic
	3-Ring-PAK			4-Ring-PAK		
<b>a</b>	0,984	0,804	0,719	0,983	0,963	0,908
<b>b</b>	-0,478	0,329	0,211	-0,700	0,059	-0,062
<b>r</b>	0,878	0,795	0,788	0,720	0,641	0,686
<b>N</b>	61	61	61	75	75	75
	5-Ring-PAK			6-Ring-PAK		
<b>a</b>	0,884	0,744	0,801	0,874	0,795	0,868
<b>b</b>	-0,645	0,040	-0,152	-0,716	-0,121	-0,347
<b>r</b>	0,866	0,697	0,792	0,798	0,615	0,692
<b>N</b>	72	72	72	34	34	34

Aus den Ergebnissen in Tab. 3 können erste **Schwellenwerte** für eine eventuelle mikrobielle Sanierung belasteter Böden abgeleitet werden. Demnach wäre bei Tensid-extrahierbaren PAK-Gehalten von < 20-25 (Synperonic LF/RA 30, 0,5%) bzw. < 15-20 mg kg<sup>-1</sup> Boden (Genapol UDD 88, 0,5%) mit keinem wesentlichen mikrobiellen PAK-Abbau zu rechnen.

**Tab. 3:** Nach 74 Wochen in den Bodenproben<sup>1</sup> der Gefäßversuche verbliebene extrahierbare Anteile<sup>2</sup> sowie weitere Abnahmen der PAK-Gesamtgehalte<sup>2</sup> bei den Freiland-Gefäßversuchen nach insgesamt 121 Wochen (<sup>1</sup>Variante mit stärkstem PAK-Abbau; <sup>2</sup>mg kg<sup>-1</sup> Boden)

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
Toluol/Aceton	726	974	136	93,4	133	710	71,9	29,0	95,6	24,9
0,5% Genapol	120	132	23,4	19,0	22,6	44,8	15,0	16,8	9,90	6,72
0,5% Synperonic	227	239	28,0	23,0	27,7	102	23,1	18,0	16,3	9,61
weitere PAK-Abnahme	229	32,4	11,9	6,46	14,3	71,4	0,82	1,60	0	0

## SUMMARY - CHEMICAL EXTRACTION PROCEDURES TO ESTIMATE THE MICROBIALLY DEGRADABLE PORTION OF PAH IN CONTAMINATED SOILS

After a previous selection among 19 solvents, solutions of two surfactants (Genapol UDD 88<sup>®</sup>, Synperonic LF/RA 30<sup>®</sup>) and a mixture of toluene/acetone (3:2) were tested for their ability to estimate the biodegradable portion of PAH in polluted soils. Depending on their concentration the surfactants extracted up to 71% of the total amount of PAH; the portion being smaller the more condensed the PAH were. Repeated extractions yielded a finite surfactant-extractable PAH fraction, which can be considered as mobile and mobilizable. In contrast, the toluene/acetone-extractable PAH represent about the total amount.

Experiments with 30 soil samples proved that besides toluene/acetone single extractions with 0.5% solutions of the tested surfactants are suited to estimate the available portion of PAH in polluted soils. The amounts of PAH extracted by the surfactants are in the same range as the amounts of PAH degraded during field trials on soil remediation. The three extraction procedures describe the microbially degradable amounts of the PAH-groups (2 - 6 ring PAH) with R = 0.615 - 0.878 (N = 34 - 254). Threshold values for a biodegradation of PAH could be derived from the results of the surfactant extractions.

## LITERATUR

- 1 US EPA (Hrsg. 1979) Method 610, 44, 69514.
- 2 LAGA (Hrsg. 1994) Technische Regeln. Bund/Länder-AG, 01.03.94, 58S.
- 3 LUA NRW (Hrsg. 1994) Merkblätter 1, Essen, 21S.
- 4 Kelsey J.W., B.D. Kottler, M. Alexander (1997) Environ. Sci. Technol. 31/1, 214-217.
- 5 Thiele S. (1997) Bonner Bodenkundliche Abhandlungen 22, Bonn, 318S.
- 6 Thiele S., G.W. Brümmer (1998): Z. Pflanzenernähr. Bodenkn. 161, 221-227.
- 7 Tebaay R.H., G. Welp, G.W. Brümmer, U. Necker (1992) in LÖLF NRW (Hrsg.): Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten 7, 11-70.
- 8 Scheunert I. (1991) UWSF-Z.Umweltchem. Ökotox. 3/1, 28-32.

## Phytoremediation zur Sicherung und Sanierung von Kontaminationen aus der carbo- und petrochemischen Industrie

S. Tischer, T. Hübner

### Einleitung

Zunehmend geraten Umweltverunreinigungen in den Blickpunkt der Öffentlichkeit. Im vorliegenden Projekt soll die Möglichkeit der Bepflanzung von Altstandorten und Altablagerungen der carbo- und petrochemischen Industrie mit geeigneten Makrophyten untersucht werden. Diese Flächen sind z.T. erheblich mit verschiedenen Kohlenwasserstoffen kontaminiert (WIESSNER, 1993, GARTNER, 1994). Infolge der Bepflanzung sollen die Umsetzungsprozesse im Boden gefördert und somit der Schadstoffgehalt reduziert werden. Dadurch wäre die Sicherung und Langzeitdekontaminierung großflächig belasteter Areale möglich.

### Versuchsbeschreibung

Unter Gewächshausbedingungen wurden Bepflanzungsversuche in Mitscherlichgefäßen durchgeführt. Nach Vorversuchen kamen verschiedene Pflanzen zur Anwendung unter anderem *Phragmites australis* (Schilf), *Phalaris arundinacea* (Rohrglanzgras), *Alnus glutinosa* (Rot Erle) sowie *Salix alba* (Silber Weide). Die Versuchsreihen beinhalteten Modellsubstrate mit festen Bitumenschichten (Heißkleber) und pastöse Boden/Bitumengemische. Es sollte sowohl das Penetrationsvermögen der Pflanzen, als auch die Veränderung der Kohlenwasserstoffgehalte bestimmt werden.

Die Kontamination des verwendeten Bodens erfolgte mit Bitumen (Destillationsbitumen) auf Rohölbasis der Firma Bituwell in drei verschiedenen Konzentrationen. Hierfür wurde der flüssige Bitumen im Verhältnis von 14 Vol.%, 20% bzw. 28 Vol.% mit Oberboden einer Schwarzerde (Nähe Versuchseinrichtung Etzdorf) vermischt und in die Mitscherlichgefäße gefüllt. Außerdem enthielten 2 Versuchsreihen feste Bitumenschichten (Heißkleber) der Stärke 1,5 cm und 3 cm. Anschließend sind alle Gefäße mit einer unkontaminierten Bodenschicht von 5 cm bedeckt worden. Im folgenden Kapitel wird nur auf die mit Schilf bepflanzten Varianten eingegangen.

### Veränderung der Kohlenwasserstoffgehalte durch Bepflanzung mit Schilf

Innerhalb der 2-jährigen Bepflanzungsversuche konnte eine starke Reduzierung der Mineralölkohlenwasserstoffgehalte (MKW - Gehalt, nach DIN 38409, Teil H18, mod. entsprechend ISO TR 11046) in den verwendeten bitumenhaltigen Bodensubstraten erzielt werden. In der hoch dosierten Variante (A) verringerte sich der MKW - Gehalt von anfangs 148,1 g/kg auf 9,4 g/kg. Das entspricht einer Verringerung des Kontaminationsgrades um über 93%. In einer nicht bepflanzten Vergleichsvariante (Ao) wurden nach 2 Vegetationsperioden mit 22,7 g/kg ein höherer MKW - Gehalt ermittelt. Daraus ergibt sich eine Stimulationswirkung infolge der Bepflanzung von 10%.

Auch in der niedriger dosierten Variante (B) konnte im Vergleich zur nicht bepflanzten Variante eine größere Abnahme des MKW - Gehaltes festgestellt werden. Der Anfangsgehalt betrug 77,7 g/kg und nach 2 Vegetationsperioden noch 8,2 g/kg in der bepflanzten Versuchsreihe (B) bzw. 9,2 g/kg in den unbepflanzten Gefäßen. Der Stimulationseffekt fiel damit geringer aus, als in den hoch dosierten Versuchsreihen. Die Abbaurate war im 2. Versuchsjahr geringer, als zu Beginn der Versuchsreihen (HÜBNER und TISCHER, 1999). Die insgesamt hohen Abnahmeraten begründen sich auch in der guten Nährstoff- und Sauerstoffversorgung. Diesbezüglich sind weitere Untersuchungen geplant, um die Nachhaltigkeit der Bepflanzungseffekte zu beurteilen (s. Abb. 1).

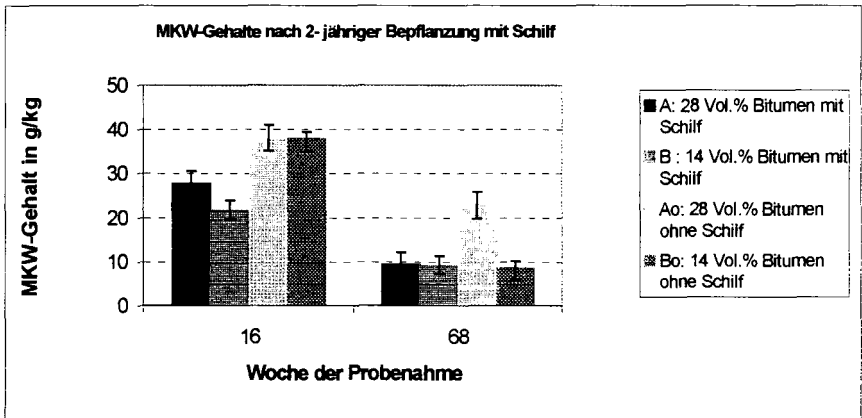


Abb. 1: Veränderung des MKW - Gehaltes der mit *Phragmites australis* bepflanzten bzw. unbepflanzten Varianten sowie in den Kontrollen nach 68- wöchigem Wachstum

Die geringen MKW-Gehalte in den nicht bepflanzten Varianten sind möglicherweise auf eine gute Sauerstoffversorgung, bedingt durch die erneute Beprobung, zurückzuführen. Bekannt ist ebenso, daß Modellkontaminationen insgesamt besser mikrobiell umgesetzt werden, als gealterte Schadstoffe (KRATZ, 1997). Geklärt werden muß auch der Verbleib von Abbauprodukten. Ebenso bleiben Ursachen für die Unterschiede der Stimulationseffekte in beiden Gehaltsstufen und der weitere Verlauf der Abnahmerate in den Versuchsgefäßen zu überprüfen.

**Pflanzenwachstum**

Bei dem Vergleich der **Biotrockenmasse** (oberirdische Pflanzenteile, nach GIESECKE, 1954) fällt auf, daß in der Variante A (28 Vol.% Bitumen) nur etwa die Hälfte der Sproßmasse aufwuchs im Verhältnis zur niedriger dosierten Variante B und der unkontaminierten Kontrolle (s. Tab. 1). Diese Tatsache wirft unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Abnahmeraten der MKW-Gehalte neue Fragen hinsichtlich des Zusammenhanges zwischen Pflanzenwachstum und Abbauverhalten auf. Unter diesem Aspekt ist die Betrachtung der Durchwurzelungsintensität erforderlich. Aus versuchstechnischen Gründen ist eine qualitative und quantitative Erfassung der Durchwurzelung erst nach vollständigem Abbruch der Versuchsreihen möglich.

Tab.1.: Biotrockengewicht\* im 2. Versuchsjahr der mit Schilf bepflanzten Varianten

	A (28 Vol.% Bitumen)	B (14 Vol.% Bitumen)	K ( ohne Bitumen)
Mittelwert von 5 Gefäßen	7,8 g/Gefäß	16,7 g/Gefäß	14,5 g/Gefäß
Angabe in % von K	53,7	113,6	100

\*oberirdische Pflanzenteile

### Mikrobielle Biomasse

Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse im Boden erfolgte nach HEINEMEYER et al. (1989). Untersucht wurde 68 Wochen nach Versuchsansatz sowohl der Einfluß unterschiedlicher Kontaminationsgrade auf die mikrobielle Biomasse als auch der Bepflanzungseinfluß (Schilf) in jeder Konzentrationsstufe im Vergleich zur Nichtbepflanzung.

Die mikrobielle Biomasse in den hochdosierten Gefäßen (A, Ao) war im Vergleich zu den entsprechenden Gefäßen mit niedrigeren Schadstoffgehalten (B, Bo) um mehr als doppelt so hoch. Die Betrachtung der mikrobiellen Biomasse in den kontaminierten Varianten im Vergleich zu den Varianten ohne Schadstoffbelastung zeigt, daß in den unkontaminierten Gefäßen deutlich niedrigere mikrobielle Biomassen zu verzeichnen waren. Das deutet auf die Etablierung und Anreicherung von Abbauspezialisten in den bitumenhaltigen Varianten hin.

Besonders positiv wirkte die Bepflanzung mit Schilf bei den bitumenfreien Varianten auf die Entwicklung der mikrobiellen Biomasse. Diese war um 60 % höher gegenüber der Variante ohne Schilf. Das zeigt den großen Einfluß einer Bepflanzung auf die mikrobiellen Verhältnisse des Bodens. Auch in den kontaminierten Varianten konnte infolge der Bepflanzung mit Schilf eine Erhöhung der mikrobiellen Biomasse erreicht werden. Die Quantifizierung von  $C_{mic}$  ergab bei Variante A eine Zunahme von 33 % und bei Variante B eine Zunahme von 27 % im Vergleich zu den nicht bepflanzten Varianten (s. Abb. 23). Die um 6% höhere mikrobielle Biomasse der Variante A stimmt gut mit der um 7% höheren MKW-Abnahmerate dieser Kontaminationsstufe (bepflanzte) gegenüber der Variante B (bepflanzte) überein (vgl. Abb. 2).

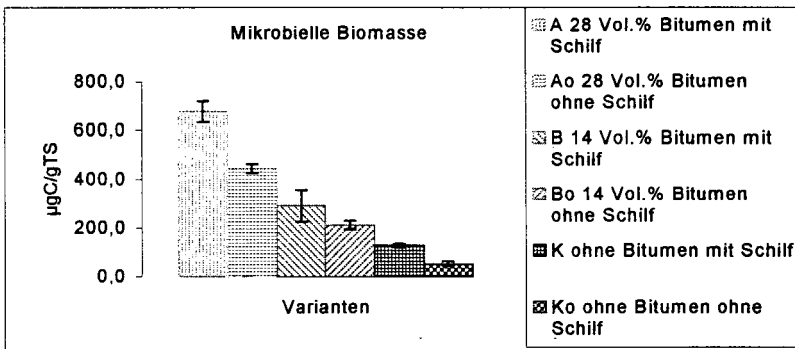


Abb. 2: Mikrobielle Biomasse ( $C_{mic}$ ) in bepflanzten und unbepflanzten Varianten nach 68 Wochen mit unterschiedlichem Kontaminationsgrad

Für die Beurteilung der Effizienz der mikrobiellen Stoffumsetzung wird oft der **metabolische Quotient** herangezogen. Dieser war in den kontaminierten Varianten mit bis zu 28 sehr hoch und betrug etwa das Doppelte im Vergleich zu den nicht kontaminierten Kontrollvarianten.

Die sehr hohen metabolischen Quotienten der kontaminierten Varianten sind ein Anzeichen für Streßbedingungen infolge der Bodenbelastung (KAISER, 1992). Auch in anderen Untersuchungen war infolge veränderter Umwelteinflüsse der metabolische Quotient erhöht (WARDLE, 1990, TISCHER, 1996). Weiterhin kann es zu einer Veränderung des Verhältnisses Pilzbiomasse zu Bakterienbiomasse gekommen sein (TISCHER, 1998).

### **Zusammenfassung**

Nach 2-jähriger Bepflanzung von mit Kohlenwasserstoffen hochangereicherten Bodensubstraten konnte eine deutliche Reduzierung des MKW-Gehaltes festgestellt werden. Dabei wurde mit Hilfe der Pflanzen eine Förderung der Umsetzungsprozesse im Vergleich zur Nichtbepflanzung erreicht. Die Verringerung der gemessenen MKW-Gehalte betrug im Vergleich zum Ausgangswert bis zu 90 %. Die Abbaurate war im 2. Jahr der Bepflanzung geringer als zu Beginn der Versuchsreihen. Ursächlich dafür kann der Sauerstoffeintrag beim Versuchsansatz (Herstellung des Boden/Bitumengemisch) sein. Das erklärt auch die hohen Abbauraten in den nicht bepflanzten Gefäßen.

Der Bepflanzungseinfluß zeigte sich desweiteren an der ermittelten mikrobiellen Biomasse. In allen Varianten wiesen die bepflanzten Varianten höhere  $C_{mic}$  - Werte auf als die entsprechenden nicht bepflanzten Vergleichsvarianten. Die damit erhöhte mikrobielle Aktivität führte zu einer beschleunigten Umsetzung der Kohlenwasserstoffe im Boden. Auch in Versuchen mit den anderen eingangs erwähnten Pflanzenarten sind ähnliche Tendenzen erkennbar, darüber soll zu einem späteren Zeitpunkt berichtet werden.

### **Literatur**

- Gartner, B. (1994): Die von der Kohleveredlung in Ostdeutschland ausgelösten Altlasten. Energieanwendung, Heft 8. 43. Jahrgang. Leipzig-Stuttgart: Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie; 285-328.
- Gisecke, F. (1954): Der Vegetationsversuch. Radebeul und Berlin. Naumann.
- Kaiser, E.-A., Müller, T., Joergensen, R.G., Insam, H., Heinemeyer, O. (1992): Evaluation of methods to estimate the soil microbial biomass and relationship with soil texture and organic matter. Soil Biology and Biochemistry, 24; 675-683.
- Heinemeyer, O., Insam, H., Kaiser, E.-A., Walenzik, G. (1989): Soil microbial biomass and respiration measurement: an automated technique based on infra-red gas analyzers. Plant and Soil 116; 191-195.
- Kratz, W. (1997): Bodenökologische Untersuchungen zur Wirkung und Verteilung von organischen Stoffgruppen (PAK, PCB) in ballungsraumtypischen Ökosystemen. Abschlußbericht. BMBF.
- Hübner, T. M., Tischer, S. (1999): Pflanzenunterstützte Sanierung von mit Kohlenwasserstoffen belasteten Industrieflächen. VDLUFA – Schriftenreihe (im Druck).
- Tischer, S., Priemer, R. (1996): Einfluß von Schwermetallen auf Bodenorganismen in unterschiedlich bewirtschafteten sowie belasteten Standorten. VDLUFA-Schriftenreihe, Bd. 44; 647-650.
- Tischer, S. (1998): Bodenbiologische Untersuchungen von Standorten in der Lommatzcher Pflege. Ergebnisbericht.
- Wardle, D.A., Parkinson, D. (1990): Effects of three herbicides on soil microbial biomass and activity. Plant and Soil, 122; 21-28.



# Substrat- und elementspezifische Beziehung zwischen Totalgehalten und Königswasser-extrahierbaren Schwermetallgehalten in Böden

Utermann, J.\*; Düwel, O.\*

## 1 Problemstellung und Zielsetzung

Für Fragen des vorsorgenden stofflichen Bodenschutzes werden seit einigen Jahren länderübergreifend Datensätze zu Hintergrundgehalten in Böden mit dem Ziel zusammengestellt, substrat- und nutzungsdifferenzierte Hintergrundwerte in Böden abzuleiten (LABO 1998). Hintergrundgehalten für Schwermetalle werden in der Bundesrepublik Deutschland i.d.R. entweder als Königswasser-(KW)-extrahierbare Fraktion oder im HF-HCl-HClO<sub>4</sub>-Druckaufschluss (HF) bzw. mittels Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) als sog. "Totalgehalte" bestimmt.

Die länderübergreifende Zusammenführung von Daten aus unterschiedlichen Quellen setzt voraus, dass die Schwermetallgehalte auf ein Extraktionsverfahren Bezug nehmen bzw. entsprechend transformiert werden können. Der KW-Auszug stellt dabei mit Verweis auf die in der Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999) festgelegten Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerte das Referenzverfahren dar. Bisherige Untersuchungen zu den Beziehungen zwischen Totalgehalten und KW-extrahierbaren Elementgehalten erweisen sich für die Ableitung von Hintergrundwerten als nicht umfassend und differenziert genug. Insbesondere der mit der mineralogischen Zusammensetzung der Böden variierende geogene Elementgehalt ist auf dem Konzentrationsniveau von Hintergrundgehalten quantitativ bedeutsam und eine wesentliche Ursache für unterschiedliche KW-extrahierbare Anteile am Totalgehalt.

Im Rahmen eines UBA-F&E-Vorhabens zu Hintergrundwerten in Oberböden (UTERMANN ET AL. 1999) wurde deshalb die Beziehung von Totalgehalten zu KW-extrahierbaren Schwermetallgehalten systematisch, d.h. differenziert nach Bodenausgangsgesteinen untersucht. Die Auswertungen sollten auch klären, inwiefern sich die Zusammenhänge zwischen den Elementgehalten in den unterschiedlichen Aufschlussverfahren vereinfacht in Form von Umrechnungsfaktoren und/oder substratübergreifend darstellen lassen.

## 2 Vorgehensweise

Aus einem Kollektiv von insgesamt 17050 Bodenproben (1969 Profilen), für die aus früheren Untersuchungen die Totalgehalte bekannt waren, wurden Stichproben von bis zu 50 Ober- und Unterbodenproben für insgesamt 11 Gruppen von Bodenausgangsgesteinen ausgewählt (s. **Tab. 1**). Die Stichproben decken den typischen Konzentrationsbereich der Hintergrundgehalten im jeweiligen Bodenausgangsgestein ab. In allen Proben wurden die Gehalte der Elemente Cd, Cu, Cr, Ni, Pb und Zn sowohl im KW-Auszug (DIN ISO 11466) als auch im HF-HCl-HClO<sub>4</sub>-Druckaufschluss (bzw. RFA im Falle von Cr) analysiert und einer Korrelations- und Regressionsanalyse unterzogen.

---

\* Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover

### 3 Ergebnisse & Diskussion

Von den insgesamt 66 untersuchten Datensätzen (11 Bodenausgangsgesteinsgruppen x 6 Elemente) erweist sich der überwiegende Anteil als lognormal verteilt. In diesen Fällen erfolgte die Regressionsanalyse im doppelt-logarithmischen Maßstab. Die Übersicht in **Tab. 1** zeigt, dass in 53 Fällen mindestens 80 % der Zusammenhänge zwischen den untersuchten Extraktionsverfahren durch die jeweilige Regression erklärt werden können bzw. weniger als 20 % auf nicht erfasste Einflüsse zurückzuführen sind. Lediglich für Cr lassen sich bei einigen Substraten keine befriedigenden Beziehungen herstellen. Für die Umrechnung von Totalgehalten in *KW*-Gehalte (und umgekehrt) stehen somit substrat- und elementspezifische, lineare Regressionsfunktionen überwiegend im doppelt-logarithmischen Maßstab zur Verfügung. Die Regressionsfunktionen sind dabei in ihrer Gültigkeit auf den Konzentrationsbereich begrenzt, der sich aus der Spanne der zugrundeliegenden Messwerte der einzelnen Stichproben ergibt (hier: Hintergrundgehalte für diffus/ubiquitär belastete Böden).

**Tab. 1:** Bestimmtheitsmaße (B [%]) für den Zusammenhang zwischen *KW*-extrahierbaren Gehalten und Totalgehalten (Die Werte gelten für eine Vertrauenswahrscheinlichkeit *P* von 95 % (F-Test); Werte in Klammern: Prämissen der linearen Regression verletzt)

BAG <sup>1</sup>	Cd <sup>2</sup>		Cu <sup>2</sup>		Ni <sup>2</sup>		Pb <sup>2</sup>		Zn <sup>2</sup>		Cr <sup>3</sup>	
	n	B [%]	n	B [%]	n	B [%]	n	B [%]	n	B [%]	n	B [%]
GLM	26	91	26	96	26	97	26	95	51	84	48	(83)
LÖS	25	91	25	96	25	92	24	91	49	74	50	40
KST	25	91	25	(95)	25	90	22	88	42	85	48	(50)
TST	25	96	25	95	25	97	25	98	45	87	45	
SST	25	81	25	90	25	96	25	88	48	92	49	68
BMM	25	94	25	92	25	97	25	97	47	89	47	83
SMM	25	79	25	99	25	98	25	84	45	91	49	70
MST	25	93	25	96	25	94	25	94	43	81	45	66
SAN	37	89	49	96	47	96	49	91	49	98	35	60
SLÖ	36	82	41	95	42	95	43	97	46	78	48	34
SIG	24	78	50	98	48	81	48	95	49	98	47	(50)

<sup>1</sup> BAG = Bodenausgangsgesteinsgruppen:

GLM = Geschiebelehm-/mergel; LÖS = Löss; KST = Kalksteine; TST = Tongesteine; SST = Sandsteine;

BMM = Basische Magmatite und Metamorphite; SMM = Saure Magmatite und Metamorphite; MST = Mergelsteine; SAN = Sande; SLÖ = Sandlöss; SIG = Sedimente im Gezeitenbereich

<sup>2</sup> Totalgehalte im HF-HCl-HClO<sub>4</sub>-Druckaufschluß

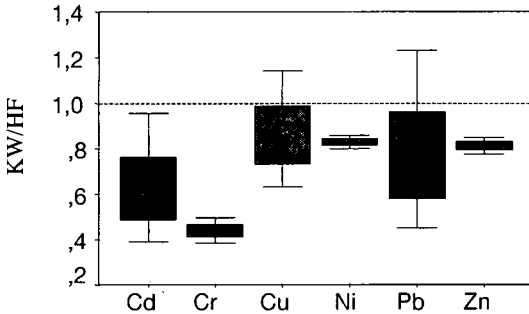
<sup>3</sup> Totalgehalte nach RFA

Für eine Zusammenführung unterschiedlicher Datensätze z.B. zum Zwecke der länderübergreifenden Ableitung von Hintergrundwerten ist eine Vereinfachung der abgeleiteten substratdifferenzierten Umrechnungsgleichungen wünschenswert. Dies ist grundsätzlich realisierbar durch i) die Zusammenfassung der Stichprobenkollektive mehrerer Substrate zu substratübergreifenden Auswertungen und/oder ii) die Vereinfachung der linearen Regressionsfunktionen zu konstanten Umrechnungsfaktoren.

Werden die nach Bodenausgangsgesteinen differenzierten Stichproben elementweise zusammengefaßt und regressionsanalytisch untersucht, so ergeben sich für alle betrachteten Fälle  $r^2$ -Werte  $\geq 0,8$  und somit gegenüber einer substratdifferenzierten Betrachtung vergleichbare oder sogar engere Zusammenhänge. Die hohen Bestimmtheitsmaße als solche sind allerdings kein hinreichendes Kriterium für die Zulässigkeit einer vereinfachten Umrechnung auf Basis substratübergreifender Regressionsfunktionen. In einem weiteren Schritt wurden deshalb für jedes Element die substratdifferen-

zierten Regressionsfunktionen mit den substratübergreifenden Funktionen verglichen, indem die Verhältnisse der *KW*-Gehalte (als mittlere Werte) zu Totalgehalten systematisch über die gesamte Wertespanne, für die die jeweilige Regression gilt, berechnet wurden.

Das Ergebnis dieser Auswertung ist für die substratübergreifenden Regressionen in **Abb. 1** und für die nach Bodenausgangsgesteinen differenzierten Regressionen in **Abb. 2** dargestellt. Die über den Gültigkeitsbereich einer Regressionsfunktion auftretenden Verhältnisse von *KW*-extrahierbaren Elementgehalten zu Totalgehalten werden in Form von Boxplots mit Angabe der minimalen und maximalen Werte, der 25. und 75. sowie der 50. (Median) Perzentile abgebildet.



**Abb. 1:** Verhältnisse von *KW*-extrahierbaren Elementgehalten zu Totalgehalten (*HF*, *RFA*) bei substratübergreifender Auswertung

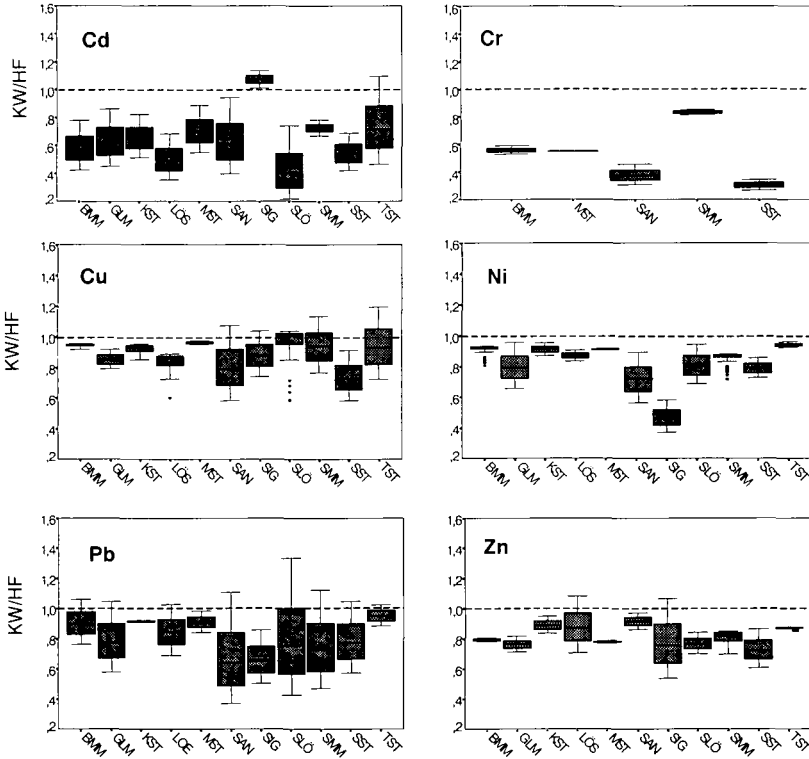
Die in **Abb. 1** für die substratübergreifende Auswertung dargestellten Konzentrationsverhältnisse lassen im Falle von Cr, Ni und Zn nahezu konstante *KW*-extrahierbare Anteile am Totalgehalt erkennen. Cd, Cu und Pb weisen hingegen eine erhebliche Spannweite in den *KW*-Anteilen auf und lassen sich somit nicht durch einen konstanten Faktor abbilden.

Die nach Bodenausgangsgesteinen differenzierte Auswertung (vgl. **Abb. 2**) belegt im Einzelfall erhebliche Abweichungen zur substratübergreifenden Auswertung. Im Falle von Cr schwanken die Anteile der Gehalte im *KW*-Extrakt am Totalgehalt bei substratübergreifender Auswertung zwischen ca. 0,4 und 0,5, während eine nach Bodenausgangsgesteinen differenzierte Umrechnung Konzentrationsverhältnisse von minimal ca. 0,27 (SST) bis maximal 0,85 (SMM) belegen. Ni und Zn zeigen eine deutlich höhere Variabilität im Falle der Differenzierung nach Bodenausgangsgesteinen. Auch für Cd, Pb und Cu lassen sich unterschiedliche Verteilungsmuster zwischen den untersuchten Bodenausgangsgesteinen nachweisen.

#### 4 Schlussfolgerungen

*KW*-extrahierbare Gehalte von Cd, Cu, Ni, Pb, Zn und Cr (eingeschränkt) korrelieren hoch signifikant mit Totalgehalten in Böden aus verschiedenen Ausgangsgesteinen. Die Beziehungen zwischen den beiden Aufschlussverfahren variieren element- und substratspezifisch. Eine Umrechnung von Totalgehalten in *KW*-extrahierbare Gehalte sollte mittels element- und substratdifferenzierten Regressionsfunktionen unter Berücksichtigung der Vertrauensbereiche für mittlere bzw. Einzelwerte sowie des sich aus der jeweils zugrunde liegenden Messwertespanne ergebenden Gültigkeitsberei-

ches der Regression erfolgen. Eine vereinfachte Werttransformation entweder i) auf der Basis konstanter Faktoren und/oder ii) mittels substratübergreifender Funktionen ist nur in Einzelfällen, nicht aber generell vertretbar.



**Abb. 2:** Verhältnisse von KW-extrahierbaren Elementgehalten zu Totalgehalten (HF, RFA) differenziert nach Gruppen von Bodenausgangsgesteinen

Eine ausführliche Darstellung der Untersuchungsergebnisse ist vorgesehen in: Rosenkranz et al. (Hrsg.). Bodenschutz: Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden.

**Literatur:**

LABO (1998): Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz: Hintergrundwerte für organische und anorganische Stoffe in Böden. 2. überarbeitete und ergänzte Auflage. In ROSENKRANZ, D., EINSELE, G., H.-M. HARREB & BACHMANN, G. [Hrsg.] Bodenschutz: ergänzbares Handbuch d. Maßnahmen u. Empfehlungen für Schutz, Pflege u. Sanierung von Böden, Kennziffer 9006

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. Abschlussbericht zum UBA-Projekt F+E 297 71 010, 141 pp.

# Transport und Bioabbau von Anthracen unter ungesättigten Bedingungen

von:

H. Weigand<sup>1</sup>, K. U. Totsche<sup>2</sup>, I. Kögel-Knabner<sup>1</sup>,  
E. Annweiler<sup>3</sup>, H.H. Richnow<sup>3</sup> und M. Michaelis<sup>3</sup>

## Einleitung

Transportprozesse und biochemische Transformationen steuern das Schicksal polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) in belasteten Böden. Die Mobilität der PAK ist abhängig von der Rate der Freisetzung aus Quellmaterialien (MC GRODDY UND FARRINGTON, 1995), der Affinität der PAK zu den Komponenten der Bodenfestphase und der Zusammensetzung der Bodenlösung (GAUTHIER ET AL., 1995). Unter günstigen Bedingungen unterliegen die PAK einer biochemischen Umwandlung die zu einer Selbstreinigung kontaminierter Böden führen kann (RICHNOW ET AL., 1998). Ziel dieser Untersuchung war es, das Zusammenspiel von Mobilität und biologischem Abbau zu erfassen. Als experimenteller Ansatz diente eine geschichtete Bodensäule, in der unbelasteter Boden mit kontaminiertem Bodenmaterial überlagert wurde. Die Belastung erfolgte mit [9-<sup>13</sup>C]-Anthracen. Das Experiment wurde in zwei Phasen durchgeführt. In Phase I wurde die Entwicklung eines stationären Effluenten unter konstantem, ungesättigtem Wasserfluß untersucht. Phase II diente der Kennzeichnung einer möglichen Ratenlimitierung der PAK-Sorption und Desorption. Hierzu erfolgten 5 aufeinanderfolgende Flußunterbrechungen unterschiedlicher Dauer durchgeführt. Meßgrößen waren pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit (EC), gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) sowie Anthracen und seine Metabolite. Tiefenprofile des Anthracens und seiner Abbauprodukte wurden nach Experimentende bestimmt.

## Material und Methoden

**Boden und Bodenlösung.** Als Bodenmaterial diente die Feinerde des Aeh Horizonts einer Podsol-Braunerde. Kennwerte: OC 0.6 %, Fe<sub>d</sub> 0.01%, pH (H<sub>2</sub>O) 3.5. Körnung: 95% (S), 3.5 % (U) und 1.5 % (T). Zur Kontamination wurden 100 g des Bodens in einen Rundkolben mit 0.2 g ethergelöstem Anthracen eingewogen und das Lösemittel abgedampft. Die Zusammensetzung der Perkolationslösung war 10<sup>-3</sup> M K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>, 3\*10<sup>-4</sup> M (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, 10<sup>-4</sup> M NaNO<sub>3</sub>, 3.5\*10<sup>-4</sup> M KCl, pH 6.9, EC 75 µS cm<sup>-1</sup>.

**Experimenteller Aufbau.** Das Befüllen der Bodensäule erfolgte in zwei Schichten. Die untere Schicht (9 cm) war unbelastet, die obere Schicht (1 cm) enthielt das kontaminierte Material. Eine Saugspannung von 1600 Pa wurde mit einer hängenden Wassersäule eingestellt. Die Kontinuität des luftgefüllten Porenraums gewährleistet ein aerobes Milieu. Unter moderat advektionsdominiertem Fließregime wurde ein Fluß von 0.2 ml min<sup>-1</sup> aufrechterhalten bis sich eine konstante Effluentzusammensetzung ausbildete. Danach erfolgten fünf Flußunterbrechungen unterschiedlicher Dauer, um festzustellen, inwieweit Nichtgleichgewichtsprozesse die Effluentzusammensetzung beeinflussen (BRUSSEAU ET AL., 1997).

**Analytische Methoden.** Die Bestimmung von Anthracen im Eluat erfolgte nach einer On-Line Extraktion mit C-18 Festphasenmaterial (WEIGAND ET AL., 1999). Die Extraktion aus Bodenproben erfolgte durch alkalische Verseifung gefolgt von einer flüssig/flüssig Extraktion. Die Abbauprodukte im Eluat wurden nach Ansäuern auf pH 2 mit Diethylether ausgeschüttelt. Zur Gewinnung sorbierter Abbauprodukte erfolgte eine sequentielle Extraktion mit Aceton, Aceton-Dichlormethan und Dichlormethan. Die Proben wurden vor der Messung mit Diazomethan derivatisiert. Die Analyse erfolgte mittels GC, GC-MS und IRM-GC-MS.

<sup>1</sup> Technische Universität München, Lehrstuhl für Bodenkunde, 85350 Freising-Weihenstephan

<sup>2</sup> Universität Bayreuth, Abteilung Bodenphysik, 95440 Bayreuth

<sup>3</sup> Universität Hamburg, Institut für Biogeochemie und Meereschemie, 20146 Hamburg

## Ergebnisse und Diskussion

### A. Effluentzusammensetzung unter kontinuierlicher Beregnung

Um die Entwicklung des Effluenten unter kontinuierlicher Beregnung zu beobachten, wurde eine Fließrate von  $0.2 \text{ ml min}^{-1}$  eingestellt und während 121 Tagen (ca. 900 Porenvolumen, PV) aufrechterhalten. Der Verlauf der Effluentzusammensetzung ist in Abb. 1 wiedergegeben. Die pH-Werte zeigten einen kontinuierlichen Anstieg bis zum pH des Influenten, der durch die Erschöpfung Pufferkapazität des Bodens erklärt werden kann. Für die EC wurde zunächst ein Rückgang auf einen Minimalwert von  $50 \mu\text{S cm}^{-1}$  und nach einem Wiederanstieg ab 350 PV ein konstanter Wert von  $75 \mu\text{S cm}^{-1}$  beobachtet. Hohe Anfangskonzentrationen des DOC ( $90 \text{ mg L}^{-1}$ ) deuten auf den Austrag leicht mobilisierbarer organischer Substanz hin. Für DOC wurde ab 350 PV ein stationäres Niveau erreicht. Anthracen wurde, entsprechend seiner hohen Affinität zur organischen Bodensubstanz, stark retardiert. Der Durchbruch begann bei 300 PV, ein stationärer Austrag war nach 800 PV erreicht.

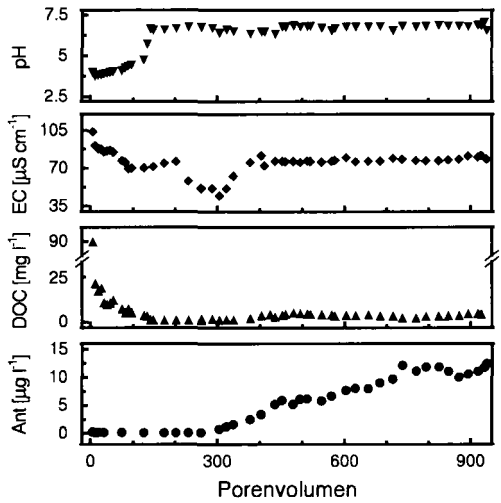


Abb. 1: Entwicklung eines stationären Effluenten unter kontinuierlicher Beregnung

### B. Effluentzusammensetzung nach Flußunterbrechungen

Um festzustellen, ob die Entwicklung des Effluenten durch Gleichgewichts- oder Nichtgleichgewichtsprozesse kontrolliert wurde, erfolgten 5 Flußunterbrechungen unterschiedlicher Dauer. Erhöhte DOC-Konzentrationen nach Wiederaufnahme der Beregnung (Abb. 2) sind typisch für eine ratenlimitierte Freisetzung (BRUSSEAU ET AL., 1997). Dieser Befund kann sowohl durch eine kinetisch kontrollierte DOC-Desorption als auch durch eine zeitabhängige mikrobielle Bildung von DOC erklärt werden. Parallel zu den DOC-Konzentrationen stiegen auch die pH-Werte nach den Flußunterbrechungen an. Eine mögliche Erklärung hierfür sind Ligandenaustauschreaktionen zwischen funktionellen Gruppen des DOC und Hydroxylgruppen an Oberfläche von Fe, Al-Oxiden. Anthracen zeigte eine komplexe Reaktion auf die Flußunterbrechungen. Die erste Flußunterbrechung (48 h) blieb ohne Auswirkung auf die Anthracenkonzentration. Nach der zweiten Flußunterbrechung (232,5 h) wurde eine Oszillation im Anthracenaustrag beobachtet. Nach der dritten Flußunterbrechung sank die Anthracenkonzentration im Effluenten kontinuierlich gegen Null, sodaß ein Einfluß der Aufenthaltszeit nicht weiter beobachtet werden konnte. Der oszillierende Konzentrationsverlauf nach der zweiten Flußunterbrechung kann durch die Überlagerung einer ratenlimitierten Desorption in der belasteten Schicht und einer ratenlimitierten Sorption in der unbelasteten Schicht erklärt werden.

### C. Mikrobielle Aktivität und biologischer Abbau von Anthracen

Der Abbau von Anthracen wurde durch das Auftreten  $^{13}\text{C}$ -markierter Metabolite nachgewiesen. Die Abbauprodukte 3-Hydroxy-2-Naphthoesäure und 2,3-Dihydroxynaphthalin sind aus dem klassischen bakteriellen Anthracenabbauweg bekannt (EVANS ET AL., 1965). Für 9,10-Anthrachinon, sind dagegen neben biotischen auch abiotische Reaktionspfade möglich. Quantitativ wird das Spektrum der Metabolite durch die Leitsubstanz 3-Hydroxy-2-Naphthoesäure dominiert. Wie das DOC, zeigten auch die Metabolite nach den Flußunterbrechungen erhöhte Effluentkonzentrationen. Ihre Konzentration lag um einen Faktor 2-4 über der

maximalen Anthracenkonzentration, was auf eine stark erhöhte Mobilität der Transformationsprodukte gegenüber der Ausgangssubstanz hindeutet. Dies wird beim Vergleich der physikochemischen Eigenschaften bestätigt (Tab. 1). Die Koc-Werte der Metabolite sind im Vergleich zum Anthracen um ein bis zwei Größenordnungen niedriger. Zusätzlich kann die Dissoziation von Carboxylgruppen die Affinität der Metaboliten zur Festphase weiter erniedrigen. Die Verlagerung der protolysierbaren Metabolite wird daher hauptsächlich durch das Ausmaß der Anionensorption kontrolliert. Unter Berücksichtigung der Sorptionsmechanismen, des pH-Werts, sowie der Lagerungsdichteanteile der jeweiligen Sorbenten ergibt sich folgende Reihung zunehmender Mobilität: Anthracen < Anthrachinon << 2,3-Dihydroxynaphthalin < 3-Hydroxy-2-Naphthoesäure ~ 4-(3-Hydroxy-(2)Naphthyl)Buttersäure.

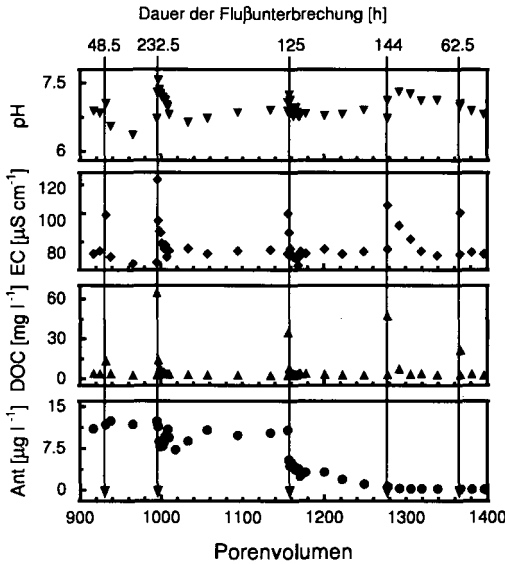


Abb. 2: Effluentzusammensetzung nach Flußunterbrechungen unterschiedlicher Dauer

Tab.1: Physikochemische Eigenschaften <sup>13</sup>C-markierter Substanzen im Effluenten

Substanz	log Kow <sup>(a)</sup>	log Kow <sup>(b)</sup>	log Koc <sup>(c)</sup>	pKa <sub>1</sub> /pKa <sub>2</sub> <sup>(d)</sup>
Anthracen	4.45	4.35	4.13	-
9,10-Anthrachinon	3.39	3.34	3.12	-
3-Hydroxy-2-Naphtoesäure	3.05	3.49	2.86	2.66/13.47
2,3-Dihydroxynaphthalin	1.97 <sup>(a1)</sup>	2.24	2.10	9.53/12.67
4-(3-Hydroxy-(2)Naphthyl)Buttersäure	-	3.10	2.20	4.63/10.59

<sup>a)</sup> HANSCH ET AL., 1995; <sup>a1)</sup> 1,3-Dihydroxynaphthalin; <sup>b)</sup> Prolog P, CompuDrug International Inc., San Francisco, CA.; <sup>c)</sup> log Koc = 0.088 + 0.909 log Kow; <sup>d)</sup> pKalc, CompuDrug International Inc.

#### D. Tiefenprofile der Festphasenkonzentration von Anthracen und Abbauprodukten

Nach Experimentende wurden die Gehalte von Anthracen, der Metabolite und der gebundenen Rückstände an der Bodenfestphase tiefendifferenziert bestimmt. Anthracen und Anthrachinon waren in allen Boden-segmenten nachweisbar. Die Tiefenprofile zeigten jedoch nur eine geringe Umverteilung des Anthracens innerhalb der Bodensäule. Die Abwesenheit weiterer Metabolite bestätigt die o.g. Mobilitätsreihe der Metabolite. Gebundene Rückstände waren nur innerhalb der ersten 4 cm nachweisbar. Dies deutet auf eine begrenzte Zone mikrobieller Aktivität nahe oder innerhalb des kontaminierten Horizonts hin.

#### E. Massenbilanz für Anthracen

Die Massenbilanz für Anthracen zeigte eine Wiederfindung von 98 %, bezogen auf die zur Kontamination eingesetzten Masse (Tab. 2). Die Summe der Verluste betrug mit 2.7 mg ca. 6 % der initialen Kontamination. Die Verluste gehen zu Hälfte auf die Bildung und Festlegung von Anthrachinon an der Festphase (0.7 mg, 26 %) und die Bildung gebundener Rückstände zurück (0.6 mg, 23 %).

Tab. 2: Massenbilanz für Anthracen

Masse Start Ant <sup>solid</sup>	[mg]	46.1 ± 2.9
Masse Ende Ant <sup>solid</sup>	[mg]	43.4 ± 2.8
Anthrachinon <sup>solid</sup>	[mg]	0.68 ± 0.03
Geb. Rückstände <sup>solid</sup>	[mg]	0.63 ± 0.04
Anthracen <sup>eluat</sup>	[mg]	0.29 ± 0.01
Metabolite <sup>eluat</sup>	[mg]	> 0.17
Wiederfindung	[mg]	45.16 ± 0.28 = 98% der initialen Masse

Der kumulative Antracenaustrag mit dem Effluenten betrug 0.3 mg (10 % der Verluste). Als Untergrenze für den kumulativen Austrag von Metaboliten mit dem Effluenten sind 0.2 mg anzusetzen. Es wurden also insgesamt 65 % des Anthracenverlustes erfaßt. Aufgrund der hohen Mobilität der Abbauprodukte ist zu erwarten, daß insbesondere die kontinuierliche Überwachung der Metaboliten im Effluenten eine weitere Verbesserung der Bilanz ermöglicht hätte. Bei getrennter Betrachtung der kontaminierten und der unbelasteten Schicht kann zwischen den Anthracenverlusten über den Transportpfad und den Anthracenverlusten durch mikrobielle Aktivität unterschieden werden. Hierbei wird deutlich, daß Bioabbau und Transport zu je 2/3 bzw. 1/3 zum Anthracenexport beitragen. Generell scheint die Effektivität des Anthracenabbaus unter dynamischen Bedingungen im Vergleich zu Studien mit statischen Reaktoren gering zu sein (RICHNOW ET AL., 1998). Diese Ergebnisse deuten auf ein geringes Degradationspotential bzw. eine limitierte Bioverfügbarkeit des Schadstoffs unter Transportbedingungen hin.

## Schlußfolgerung

Die Ergebnisse des kombinierten Desorptions-/Sorptions-/Bioabbau-Experiments belegen, daß die PAK-Mobilität in belasteten Böden eng an das Fließregime gekoppelt ist. Bei geschichteten Kontaminationen kann eine maximale Filterleistung von Senkenhorizonten bei niedrigen Infiltrationsraten erwartet werden. Umgekehrt fördern diese die Freisetzung der PAK in belasteten Zonen. Wie sich der ratenlimitierte Massentransfer insgesamt auf die Tiefenverlagerung auswirkt, hängt vom konkreten Profilaufbau und damit von der räumlichen Variabilität der PAK-Quellen und Senken ab. Der mikrobielle Abbau verringert zwar die PAK-Tiefenverlagerung, führt jedoch zur Bildung hochmobiler Metabolite deren toxikologische Eigenschaften ungeklärt sind.

## Literatur

- BRUSSEAU, M.L., Q. HU, R. SRIVASTAVA, 1997. Using flow interruption to identify factors causing nonideal contaminant transport. *J. Contam. Hydrol.*, 24, 205-219.
- EVANS, W.C., H.N. FERMLEY, E. GRIFFITHS, 1965. Oxidative metabolism of phenanthrene and anthracene by soil pseudomonads: The ring fission mechanism. *Biochem J.* 95, 819-831.
- GAUTHIER, TH. D., E.C. SHANE, W.F. GUERIN, W.R. SEITZ, C.L. GRANT, 1986. Fluorescence quenching method for determining equilibrium constants for polycyclic aromatic hydrocarbons binding to dissolved humic materials. *Environ. Sci. Technol.*, 20, 1162-1166.
- HANSCH, C., A. LEO, D. HOEKMAN, 1995. Exploring QSAR, II: Hydrophobic, electronic and steric constants. ACS Professional Reference Book, American Chemical Society, Washington, D.C., 348 pp.
- MCGRODDY, S.E., J.W. FARRINGTON, 1995. Sediment porewater partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons in three cores from Boston Harbor, Massachusetts. *Environ. Sci. Technol.*, 29: 1542-1550.
- RICHNOW H.H., A. ESCHENBACH, B. MAHRO, R. SEIFERT, P. WEHRUNG, P. ALBRECHT, W. MICHAELIS, 1998. The use of <sup>13</sup>C-labelled polycyclic aromatic hydrocarbons for the analysis of their transformation in soil. *Chemosphere*, 36, 2211-2224.
- WEIGAND, H., K.U. TOTSCHKE, I. KÖGEL-KNABNER, 1999. On-line solid phase PAH extraction for column outflow experiments. *J. Environ. Qual.*, 28, 730-732.



## Langzeituntersuchungen zur Stoffdynamik und der Versauerung des Buchenwaldökosystems im Gebiet der Bornhöveder Seenkette

### I. Erklärung von Mustern und Trends langjähriger Depositionsmeßreihen

Wellbrock, N.; Schimming, C.-G.; Wetzel, H.

#### **Einleitung**

Aufgrund von Luftreinhaltemassnahmen konnten Schwefel- und Stickstoffimmissionen in weiten Bereichen Mitteleuropas reduziert werden. Dies hat auch auf die Schwefeldeposition in verschiedenen Waldökosystemen Auswirkungen (Augustin & Andreae 1998, Sprangenberg 1998) gezeigt. In bezug auf Stickstoffeinträge sind die Entwicklungen meist nicht eindeutig nachzuvollziehen. Im Solling (BML 1998) konnte ein Rückgang der NO<sub>x</sub>-Einträge ebenfalls festgestellt werden. Der untersuchte Standort in Schleswig-Holstein ist jedoch durch reduzierte Stickstoffverbindungen belastet, da er an Gebiete mit intensiver Landwirtschaft grenzt, die vermutlich Hauptverursacher der gemessenen Ammonieinträge sind. Die spezielle Situation des Untersuchungsgebietes in bezug auf die Veränderungen der Belastungssituation und deren Ursachen, wird daher Thema der dargestellten Langzeituntersuchung, die am Ökologie-Zentrum der Universität Kiel seit 1988 durchgeführt werden, sein.

#### **Material und Methoden**

Der untersuchte Standort gehört zur wechsellzeitlich geprägten Landschaft Schleswig-Holsteins 30 km süd-östlich von Kiel in Bereich der Bornhöveder Seenkette. Der ca. 100 Jahre alte Buchenwald stockt auf einer nährstoffarmen, stark wasserdurchlässigen, sandigen und versauerten Braunerde. Die atmosphärische Deposition im Freiland und die Flüsse mit den Kronentraufen wurden als bulk-Deposition mit ständig geöffneten Sammlern erfasst. Kronentraufen und die Stammabflüsse, die mit den üblichen Abflusseinrichtungen gesammelt wurden, bilden die Bestandesdeposition. Zur Bestimmung von Trends und Mustern einer Meßreihe stehen verschiedene Methoden zur Auswahl. Als praktikabel erwies sich das Census 1-Verfahren (Makridakis et al. 1983, Makridakis & Wheelright 1989). Ziel der Zeitreihenanalyse ist es, die verschiedenen Komponenten aus denen sich Datenreihen zusammensetzen zu identifizieren und zu trennen. Diese vier Komponenten bestehen aus Trend, Saison, Zyklus und Fehler bzw. zufälligem Rauschen. Aus der vorliegenden Zeitreihe wird zunächst ein gleitendes Mittel berechnet, wobei die Breite des Glättungsfensters die Länge eines Saisonzyklus verwendet wird. Die Saisonkomponente wird anschließend aus der geglätteten Reihe mittels Subtraktion eliminiert.

## Ergebnisse

### Dynamik und Trends:

- Der Verlauf von Nitrat-N (Abb. 1a-b) und Ammonium-N (Abb. 2a-b) in der Bestandes- und in der Bulkdeposition zeigen keine Abnahme im Untersuchungszeitraum. Für Nitrat war dies nicht zu erwarten, da der Anteil an oxidierten Stickstoffverbindungen an der Deposition in dem ländlich geprägten Raum gering ist. Da sich die Immissionen aus der Landwirtschaft wahrscheinlich nicht verringert haben, ist dies auch für reduzierten Stickstoff nicht zu erwarten gewesen. Vielleicht spielt aber auch die Veränderung der trockenen Deposition von Stickstoffverbindungen, die unzureichend erfasst werden können, hierbei ebenso eine wichtige Rolle.
- Die Sulfatdeposition sinkt am untersuchten Standort vermutlich aufgrund der SO<sub>x</sub>- Reduzierung, auch wenn nur ein Teil der Deposition im Untersuchungsgebiet aus industriellen Quellen stammt. Zwanzig bis dreißig Prozent sind aufgrund der Küstennähe meeresbürtig. Der überwiegende Teil der gemessenen Sulfateinträge wird nass deponiert, daher dürften anders als bei Stickstoff, Veränderung der trockenen Deposition keine Auswirkungen auf die Eintragsraten zeigen.
- Ammonium-N (Abb. 3a-b), das zumeist aus landwirtschaftlichen Quellen stammt, zeigt keine annuellen Schwankungen.
- Die Sulfatflüsse (Abb. 2a-b) nehmen im Beobachtungszeitraum im Freiland wie in der Bulkdeposition deutlich ab. Deutlich zeigt sich hier, die auch von Branding (1996) festgestellt saisonale Dynamik mit Wintermaxima und Sommerminima. Verantwortlich für die hohen winterlichen Einträge sind vermutlich erhöhte SO<sub>2</sub>-Immissionen durch Energieumwandlung und winterliche Stürme aus westlicher Richtung die meeresbürtige Sulfateinträge zur Folge haben dürften.
- Sulfat- und Nitratflüsse weisen einen deutlichen Jahresgang mit niedrigen Werten im Sommer und hohen im Winter auf. Ursache hierfür sind vermutlich die genannten hohen Immissionen im Winter und in bezug auf Sulfat häufige winterliche Stürme aus westlicher Richtung, die meeresbürtige Sulfateinträge verursachen. Zudem wirkt wahrscheinlich das Kronendach der Buchen im Sommer puffernd aus.
- Ammonium-N(Abb. 3a-b), das zumeist aus diffusen, landwirtschaftlichen Quellen stammt, zeigt dementsprechend keine annuellen Schwankungen.

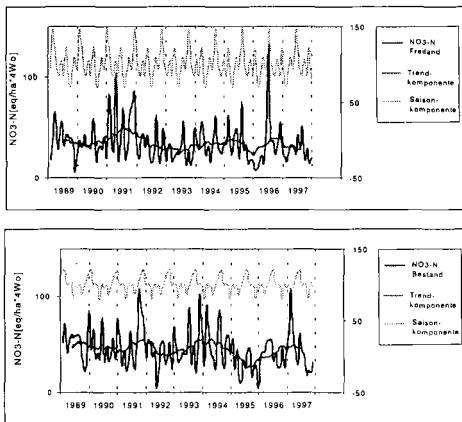


Abb. 1a-b: Nitratflüsse sowie Trend- (linke Achse) und Saisonkomponente (rechte Achse) in Bulk- und Bestandesdeposition

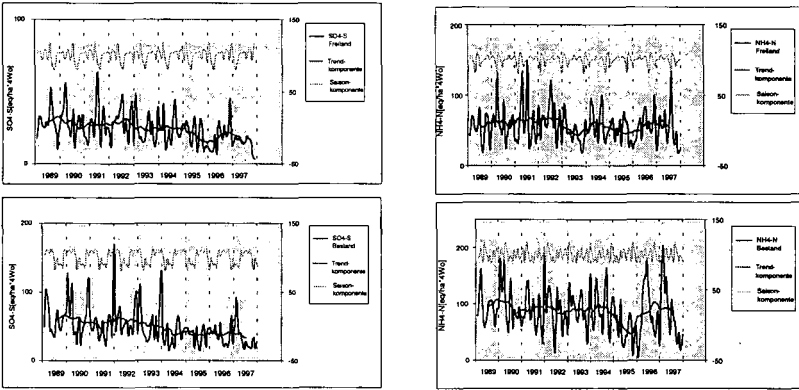


Abb. 2a-b: Sulfatflüsse sowie Trend- (linke Achse) und Saisonkomponente (rechte Achse) in Bulk- und Bestandesdeposition  
 Abb. 3a-b: Ammoniumflüsse sowie Trend- (linke Achse) und Saisonkomponente (rechte Achse) in Bulk- und Bestandesdeposition

**Bilanzen:**

Bilanzrechnungen zeigen, dass der Standort stickstoffgesättigt ist (A in Abb. 4). Über die atmosphärische Deposition werden 40 kg N ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> eingetragen, demgegenüber stehen 17 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> an Auswaschungsverluste. Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff (13 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) und für versauernd wirkende Einträge (15 kg N ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>, 13 kg S ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>) sind deutlich überschritten (Branding et al. 1992; Wellbrock et al.1997). Ergebnisse von Szenarioberechnungen unter Critical Load Bedingungen (B in Abb. 4) zeigen, dass selbst bei einer sofortigen Reduzierung auf Critical Load-Niveau der Standort auch in 30 Jahren nicht im Gleichgewicht sein würde. Die Trendanalysen zeigen jedoch, dass Critical Loads Bedingungen in nächster Zeit nicht zu erwarten sind.

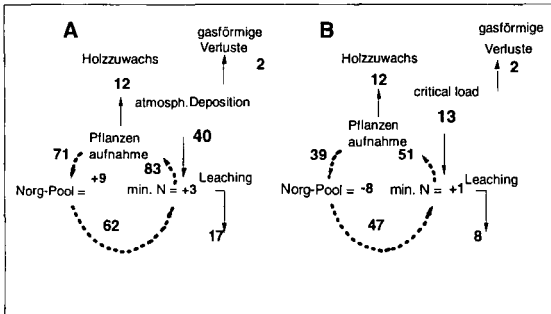


Abb.4: Stickstoffkreislauf eines Buchenwaldökosystems (Flüsse in kg ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>), (A) Aktuelle Situation, (B) simuliert (WASMOD, Reiche 1994) Situation in 30 Jahren unter critical load Bedingungen (Wellbrock et al. 1997)

## Schlussfolgerungen

- Das verwendete Census I-Verfahren zeigt plausible Ergebnisse bezüglich Trendanalyse und dem Erkennen von saisonalen Mustern.
- Die Reduzierung der Schwefelmissionen zeigt positive Auswirkungen auf die Eintragsraten in das untersuchte Waldökosystem
- Es bleibt zu klären, warum die Stickstoffdeposition trotz Immissionsminderung nicht sinkt.
- Forschungsbedarf gibt es insbesondere bei der trockenen Deposition von gasförmigen Stickstoffverbindungen.
- Szenarioberechnung des Stickstoffhaushaltes deuten auf eine langfristige Belastung des untersuchten Waldökosystems hin.

### Literatur:

- Augustin S., Andreae H. (1998): Cause-effect-interrelations in forest condition. BFH, Hamburg.
- Branding A., Reiche E.W., Nagel D., Spranger T. (1996): SSMB Critical Loads for nutrient nitrogen, their exceedance and a test of their validity: a case study in northern Germany. Tagungsberichte Bd. 15, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie. Wien
- Maas M.P. van der, van Breemen N., van Langenvelde I. (1990): Hydrochemical of two Douglas-fir stands affected by acid deposition on the Veluwe, The Netherlands. Department of Soil Science and Geology, Agriculture University of Wageningen. Additional programme on acidification in the Netherlands, report no. 102.1.01.
- Makridakis, S.G. (1983): Empirical evidences versus personal experience. Journal of Forecasting, 2
- Makridakis, S.G., Wheelwright S.C. (1989): Forecasting methods for management (5th ed.) New York: Wiley
- Reiche E.W. (1994): Modelling water and nitrogen dynamics on catchment scale. Ecological modelling, 75/76: 371-384.
- Spangenberg A. (1997): Heterogenität und Dynamik der Bodenlösungschemie am Beispiel verschiedener Nährelemente im Freiland und Tracer-Transport an Bödensäulen. Berichte des Forschungszentrum für Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 149.
- Ulrich B. (1991) : Rechenweg zur Schätzung der Flüße in Waldökosystemen-Identifizierung der sie bedingenden Prozesse; in Ulrich,B.(ed.) Beiträge zur Methodik der Waldökosystemforschung. Ber. d. Forschungszentrums Wald ökosysteme, Reihe B, Bd.24, Göttingen.
- Wellbrock N., Schimming C.-G. und Wetzel H. (1997): Berechnung von critical loads am Beispiel eines stark versauerten Buchenwaldökosystems mit Hilfe des PROFILE-Modells. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 85/II, 1967-1970.

## Bestimmung und Bewertung der Säure-Neutralisations-Kapazität (SNK) anhand einer sequentiellen Extraktion in Gleichgewichts-Batch-Experimenten

Wetzel, H.\*, Schimming C.-G.\*\* , Wellbrock, N.\*\*

### Einleitung

Die Versauerung von Waldökosystemen wird häufig mit Hilfe von Ein- und Austragsbilanzen wesentlicher an der Zusammensetzung der Bodenlösung beteiligter Elemente in ihren ionischen Bindungsformen charakterisiert. Eine genaue quantitative Aussage über den Grad der Bodenversauerung liefert die Säure-Neutralisations-Kapazität (SNK, VAN BREEMEN et al. 1983). Die SNK eines Bodens ist operational definiert als Basenäquivalent, das mit einer starken Säure bis zu einem vorher festgelegten Äquivalenzpunkt titriert werden kann. Im Gegensatz zur aquatischen Chemie, aus deren Bereich das Konzept der SNK stammt, gibt es für Böden kein standardisiertes Analysenverfahren. Der Titrationsendpunkt ist im Rahmen der Bewertung von Böden und ihres Entwicklungs- und Gefährdungspotentials aber von entscheidender Bedeutung. Ziel der hier vorgestellten Untersuchungen soll es sein, eine Methode zu entwickeln, die den aktuellen Grad der Versauerung eines Bodens charakterisiert und seine potentielle Belastbarkeit quantifiziert sowie im Zusammenhang mit Ergebnissen der Dynamik der Elementaktivitäten in der Bodenlösung wertvolle Hinweise zu den Pufferraten zu erhalten.

### Methode

Als Untersuchungsobjekt standen zwei sandige Braunerden, die innerhalb des interdisziplinären Forschungsvorhabens der „Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette“ ausführlich untersucht wurden (SCHIMMING et al., WELLBROCK et al. in diesem Band) zur Verfügung. Aus beiden Braunerden wurden zwei Horizonte ausgewählt, deren Bodenreaktion bei einem pH von 5.7 liegt (Tab. 1). An beiden Standorten wurden zusätzlich die Elementflüsse für die Jahre 1989 bis 1997 berechnet. Aus diesen Elementflüssen wurde auf der Grundlage der Kationenbilanz der Einträge über Düngung und Deposition und der Austräge mit dem Sickerwasser in 150 cm Bodentiefe oder dem Pflanzenexport (Ernte) eine Zeitreihe der Veränderungen der SNK für beide Standorte erstellt.

Die Bestimmung der in Böden wirksamen Säureneutralisationskapazität wurde mit Hilfe einer infinite sink“-Methode (SCHWARTZ et al. 1997) in sequentiellen Schritten durchgeführt.

Die Titrationsendpunkte der Gleichgewichts-Batch-Experimente wurden mit pH-Werten von: 5.5, 5.0, 4.5, 3.2 und 2.7 festgelegt.

Zur Überprüfung der Qualität der sequentiellen Extraktion mit den Austauschharzen wurden Ergebnisse von weiteren Extrakten herangezogen. Die erste Stufe der sequentiellen Extraktion mit einem pH-Wert nahe der Bodenreaktion beider Bodenhorizont wurde mit einem 1M Ammoniumnitrat-Extrakt (ZEIEN & BRÜMMER, 1989) verglichen. Zusätzlich wurden die insgesamt extrahierbaren Gehalte im sequentiellen Extrakt für die Elemente Eisen, Mangan und Aluminium mit den oxalatlöslichen Gehalten (SCHWERTMANN, 1964) verglichen.

\* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, CAU Kiel

\*\* Ökologie-Zentrum Kiel, CAU Kiel

**Tab.1:** Ausgewählte Eigenschaften des IV BvC- (154-165 cm) und des Bv1- (47-66 cm) Horizontes innerhalb der beiden sandigen Braunerden unter Buchenwald und Acker

sandige Braunerde unter Buchenwald					sandige Braunerde unter Acker				
Horizonte	pH [CaCl <sub>2</sub> ]	pH [H <sub>2</sub> O]	Corg [g kg <sup>-1</sup> ]	KAK <sub>eff</sub> [mmol <sub>e</sub> kg <sup>-1</sup> ]	Horizonte	pH [CaCl <sub>2</sub> ]	pH [H <sub>2</sub> O]	Corg [g kg <sup>-1</sup> ]	KAK <sub>eff</sub> [mmol <sub>e</sub> kg <sup>-1</sup> ]
Aeh	3.2	3.5	52	67	Ap	5.2	5.4	15	46
rAp	4.2	4.1	11	27	ApBv	5.2	5.7	6	25
AhBv	4.4	4.6	6	9	<b>Bv1</b>	<b>5.5</b>	<b>6.0</b>	<b>2.5</b>	<b>9</b>
II Bv1	4.5	4.6	1.5	6	Bv2	5.1	5.2		12
Bv2	4.4	4.8		6	II Bv	4.2	4.6		66
rG Bv	4.4	5.4		8	III Bv	4.2	4.5		29
Bbsv	4.5	5.2		5	IV rGBv	4.4	4.7		12
III BvC	4.7	5.2		3	BvC	4.4	4.7		9
<b>IV BvC</b>	<b>5.6</b>	<b>5.7</b>		<b>11</b>					

### Ergebnisse und Diskussion

Die Summenkurve der Veränderungen in der SNK zeigt für die Braunerde unter Buchenwald ein stufenweises Absinken der SNK in den Wintermonaten und nur geringe Unterschiede zwischen den einzelnen Jahren (Abb.1). Für die Braunerde unter Acker sind aufgrund des starken Einflusses der Landbewirtschaftung wesentlich größere Zu- oder Abnahmen der SNK zu verzeichnen (y-Achsen). Festzustellen bleibt weiterhin, daß die agrarische Nutzung trotz einer Kalkmergelgabe im Jahr 1991 nach neun Jahren mit einem größeren Verlust aufwartet als die Braunerde unter Buchenwald in sieben Jahren (zwei Ausfalljahre). Dies ist sicherlich mit den sehr hohen Einträgen (Stallmistdüngung) an reduzierten Stickstoffbindungsformen zu erklären, die bei ihrer Oxidation entsprechende Säureäquivalente freisetzen. Die Abnahme der SNK in der Braunerde unter landwirtschaftlicher Nutzung muß folgerichtig irreversible Veränderungen im Stoffbestand der Braunerde nach sich ziehen. Diese Veränderungen des Stoffbestandes bleiben auch dann erhalten wenn durch eine erneute Kalkung des Standortes die SNK kurzfristig wieder erhöht wird. Dies verdeutlicht die Bedeutung einer solchen Bilanzierung auch für Standorte unter landwirtschaftlicher Nutzung.

Die sequentiellen Extrakte der beiden Horizonte können hier nur auszugsweise präsentiert werden (Abb.2). Es zeigen sich für Kalium und Mangan keine signifikanten Unterschiede in der Größe der einzelnen sequentiellen Fraktionen als auch zwischen beiden Horizonten. Wohingegen der Bv1-Horizont der Braunerde unter landwirtschaftlicher Nutzung in den Extrakten mit Ziel-pH-Werten kleiner 4.5 signifikant erhöht und damit auch die Gesamtmenge an extrahiertem Eisen und Aluminium höher war als beim IV BvC-Horizont der Braunerde unter Buchenwald. Bei Calcium und Magnesium wiederum zeigt sich für die gesamtextrahierbaren Gehalte der einzelnen Horizont genau das umgedrehte Bild. Die entscheidende Bedeutung besitzen diesmal die ersten beiden Extrakte mit Ziel-pH-Wert 5.5 und 5, sowie der letzte Extrakt mit Ziel-pH-Wert von 2.5. Insgesamt zeigt sich eine plausible Gruppierung des Verhaltens der untersuchten Elemente als auch eines entsprechenden Musters der einzelnen Fraktionen innerhalb des sequentiellen Extraktes.

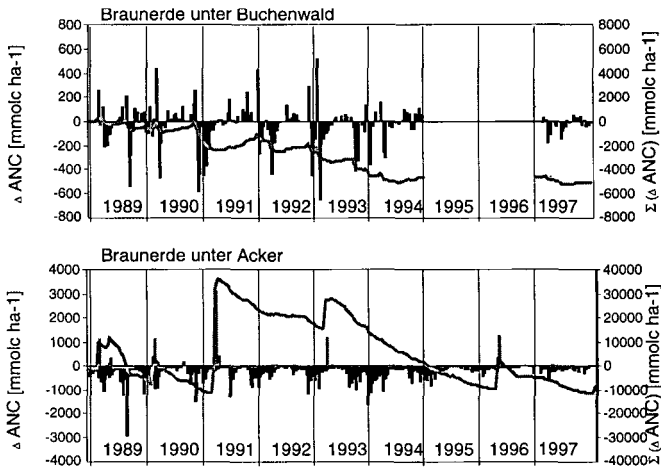


Abb.1: Dynamik (Balken, linke y-Achse) und Bilanz (Summenkurve, rechte y-Achse) der Veränderungen in der Säureneutralisationskapazität der Braunerden unter Buchenwald und Acker

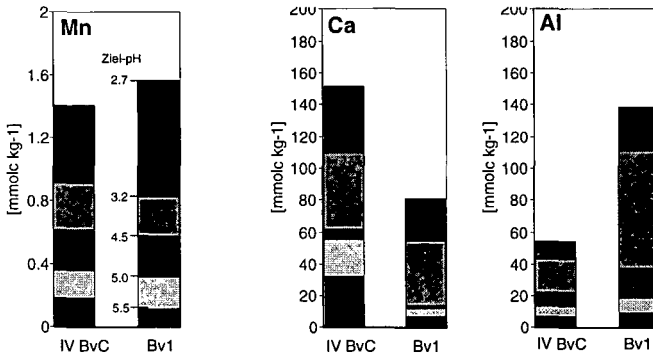
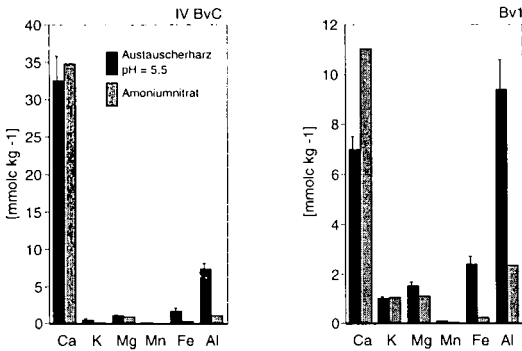


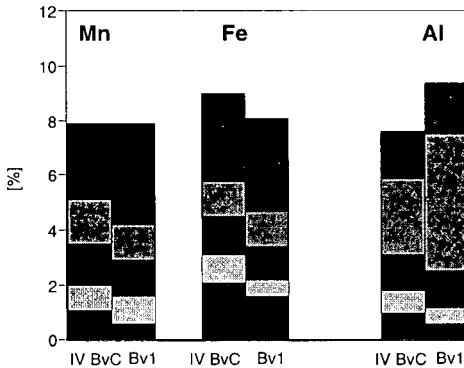
Abb.2: Vergleich der sequentiell extrahierten Elementfraktionen von Mangan, Aluminium und Calcium anhand der beiden untersuchten Horizonte der Braunerden unter Buchenwald und Acker

Die Qualität der einzelnen sequentiellen Extrakte läßt sich neben der Güte der Wiederholungen am besten durch Vergleiche mit unabhängigen Methoden dokumentieren. Der Vergleich der ersten Stufe des sequentiellen Extraktes mit den ammoniumnitrat-extrahierbaren Elementgehalten zeigt eine deutliche Übereinstimmung für die Elemente Calcium, Kalium, Magnesium und Mangan (Abb.3). Die Gehalte an extrahierbarem Eisen und Aluminium sind in der ersten Stufe des sequentiellen Extraktes deutlich erhöht (3-5-fach). Dies deutet daraufhin, daß für diese beiden Elemente eine „nichtaustauschbare“ Fraktion zusätzlich in Lösung geht.



**Abb.3:** Vergleich zwischen dem Austauscherharzextrakt (1. Stufe: pH=5.5) und den mit Ammoniumnitrat (1M) extrahierbaren Kationen der Horizonte IV BvC und Bv1 der beiden untersuchten Braunerden

Die absoluten Gehalte an Mangan, Eisen und Aluminium, die insgesamt mit der sequentiellen Extraktion extrahierbar sind sind deutlich unterschiedlich (Abb.2), dennoch ist ihr Anteil an den oxalatlöslichen Gehalten nahezu identisch bei 8-9% (Abb.4). Dies zeigt, daß die hier vorgeschlagene Methode der sequentiellen Extraktion der SNK in deutlicher Beziehung zu davon unabhängig angewandten Methoden steht und eine bessere Differenzierung des aktuell aktivierten Puffersystems erreicht werden kann.



**Abb.4:** Prozentuale Anteile der Elementgehalte von Mangan, Eisen und Aluminium im sequentiellen Extrakt an den mit Oxalat extrahierbaren Gehalten

## Literatur

- BREEMEN, N. VAN, MULDER, S., DRISCOLL, C.T. (1983): Plant and Soil, 75, 283-308.  
 SCHWARZ, A., STYK, J., WILCKE, W. (1997): Mitteilungen d. Dtsch. Bodenkundlichen Gesellschaft, 76, 1441-1444.  
 ZEIEN, H., BRÜMMER, G.W. (1989): Mitteilungen d. Dtsch. Bodenkundlichen Gesellschaft, 59,505-510.  
 SCHWERTMANN, U. (1964): Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung und Bodenkunde, 97, 9-25.



# Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in tropischen Böden - Gehalte, Muster, Quellen -

WILCKE, W.; ZECH, W.

## Einleitung

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) entstehen durch jede Art von Verbrennungsprozess (Baek et al., 1991). Biologische Quellen sind bislang nur für Perylen bekannt (Venkatesan, 1988). Die Stoffklasse der PAK enthält viele toxische Substanzen (Menzie et al., 1992). Ihr wichtigstes Speichermedium in der Umwelt ist der Boden, in den sie vor allem nach Transport in der Atmosphäre gelangen (Wild und Jones, 1995). Obwohl die PAK-Dynamik in Böden seit ihrer Entdeckung durch Blumer (1961) intensiv untersucht wurde, liegen für die tropische Umwelt kaum Kenntnisse über Quellen und Umsatz von PAK sowie über ihre Belastung mit PAK vor. Nach Modellvorstellungen von Wania und Mackay (1996) könnten in den Tropen freigesetzte PAK global verteilt werden und möglicherweise sogar die Polargebiete erreichen. Die Kenntnis der Belastung tropischer Böden mit PAK und von eventuellen PAK-Quellen in den Tropen sind daher von großer Bedeutung für das Verständnis der globalen PAK-Dynamik.

Die Dynamik organischer Schadstoffe in tropischen Böden wird entscheidend durch die klimatischen Bedingungen beeinflusst. Permanent hohe Bodentemperaturen und hohe Bodenfeuchte begünstigen Abbau und Verflüchtigung. Mögliche PAK-Quellen sind mit den häufigen Vegetationsbränden und dem oft sehr hohen Verkehrsaufkommen in den tropischen Metropolen bei niedrigen Umweltstandards verbunden. Vor kurzem entdeckten Chen et al. (1998) hohe Naphthalingehalte in Termitennestern und vermuteten, dass Termiten Naphthalin zur chemischen Verteidigung einsetzen. Allerdings blieb die Naphthalin-Quelle unklar.

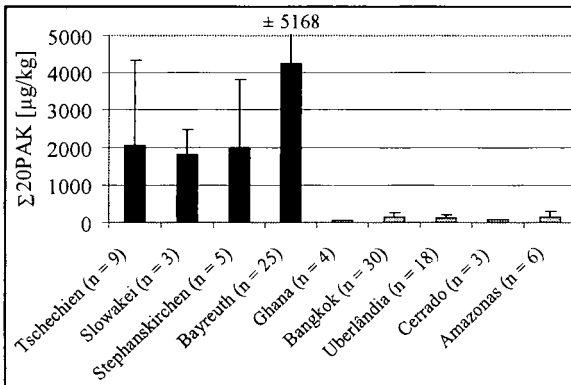
Das Ziel dieser Arbeit ist die Prüfung der Hypothesen, dass (i) ländliche tropische Böden aufgrund häufiger Vegetationsbrände und urbane tropische Böden aufgrund des hohen Verkehrsaufkommens mit PAK belastet sind und dass (ii) aufgrund bevorzugten Abbaus und bevorzugter Verflüchtigung der niedermolekularen PAK, die PAK-Profile (d.h. die Anteile der Einzel-PAK an der Summe der PAK-Gehalte) von den höhermolekularen, weniger flüchtigen und persistenteren PAK dominiert werden.

## Material und Methoden

Wir untersuchten 13 Oberbodenproben im ländlichen Raum (Savanne Ghanas und Brasiliens, Amazonas) und 48 urbane Oberböden (Bangkok/Thailand, Uberlândia/ Brasilien). Die Entnahmetiefe variierte zwischen den oberen 5 und 20 cm. Die meisten Böden sind Ferralsole, die Böden Bangkoks sind Fluvisole. Im Amazonasgebiet wurde außerdem Material von 12 Termitennestern (6 Termitengattungen), und 6 Holzproben gesammelt. In allen Proben wurden Naphthalin (NAPH), Acenaphthylen (ACENY), Acenaphthen (ACEN), Fluoren (FLU), Phenanthren (PHEN), Anthracen (ANTH), Fluoranthen (FLUA), Pyren (PYR), Benz(a)anthracen (B(A)A), Chrysen+Triphenylen (CHRY), Benzo(b+j+k)fluoranthene (B(BJK)), Benzo(a)pyren (B(A)P), Benzo(e)pyren (B(E)P), Perylen (PER), Indeno(1,2,3-cd)pyren (IND), Dibenz(a,h)anthracen (DIBE) und Benzo(ghi)perylen (B(GHI)) bestimmt. Die Extraktion erfolgte mit Hexan:Aceton 2:1 in einer Soxhletapparatur bzw. in einem Accelerated Solvent Extractor (Dionex ASE 200), die Identifizierung und Quantifizierung mittels GC-MS. Details zur Methode finden sich in Wilcke et al. (1999a, b). Oxalatlösliches Fe (Fe<sub>o</sub>) wurde nach Schwertmann (1964), Ascorbinsäure-lösliches Fe (Fe<sub>a</sub>) nach Shuman (1985) bestimmt.

## Ergebnisse und Diskussion

Die Gegenüberstellung der mittleren PAK-Gehalte in Oberbodenproben aus einer Reihe von Arbeiten in den gemäßigten Breiten, die sowohl ländliche als auch urbane Böden umfassen, und der mittleren PAK-Gehalte in den in dieser Arbeit untersuchten tropischen Böden, legt die Folgerung nahe, dass tropische Böden generell geringer mit PAK belastet sind (Abb. 1). Bevor diese Aussage allerdings verallgemeinert werden kann, ist für die tropischen Böden eine breitere Datenbasis nötig. Gründe für niedrigere PAK-Gehalte in tropischen Böden liegen im kürzeren Akkumulationszeitraum aufgrund der jüngeren industriellen Entwicklung und in aufgrund der klimatischen Verhältnisse begünstigtem Abbau und verstärkter Verflüchtigung.

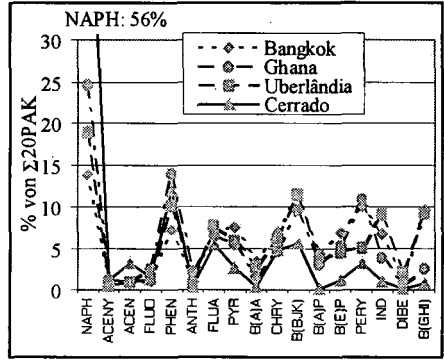
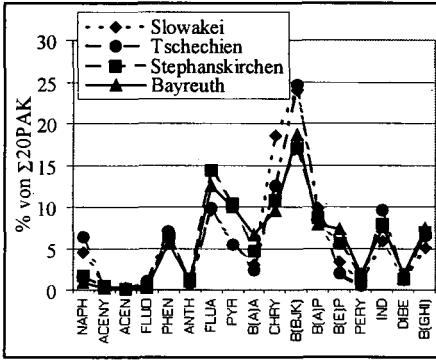


**Abb. 1:** Mittlere PAK-Gehalte in Oberbodenproben der gemäßigten Breiten (Wilcke et al., 1996, 1997; Wilcke und Zech, 1998; Eusterbrock, 1999) und der Tropen (Wilcke et al., 1999a, b, c).

Betrachtet man die PAK-Profile in tropischen Böden und in Böden der gemäßigten Breiten, so fällt auf, dass sich die Profile innerhalb einer Klimazone untereinander ähneln. In den Böden der gemäßigten Breiten dominieren B(BJK) und FLUA, beides Substanzen die durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe entstehen (Baek et al., 1991), während in den tropischen Böden vor allem NAPH und PHEN quantitativ bedeutend sind. Darüber hinaus enthalten tropische Böden häufig höhere PERY-Anteile an der Summe der PAK-Gehalte als Böden der gemäßigten Breiten.

Der Befund, dass mit NAPH und PHEN relativ leicht abbaubare und stark flüchtige Substanzen große Anteile der PAK-Summengehalte in tropischen Böden einnehmen und NAPH mit bis zu 145 µg/kg Gehalte erreicht, die auch in urbanen Böden der gemäßigten Breiten selten überschritten werden, ist überraschend. Das Ergebnis deutet auf biologische NAPH-, PHEN- und möglicherweise auch PERY-Quellen in der tropischen Umwelt hin.

In der Arbeit von Wilcke et al. (1999b) zur PAK-Belastung der Böden in Bangkok wurde auf der Basis der Ergebnisse einer Hauptkomponentenanalyse die Hypothese formuliert, dass NAPH, PHEN und PERY gemeinsam unter anaeroben Bedingungen biologisch produziert werden. Grund für diese Annahme war der Zusammenhang zwischen den Gehalten dieser drei PAK und dem Fe<sub>2</sub>/Fe<sub>a</sub>-Verhältnis, das als Maß für die Häufigkeit und Dauer von anaeroben Bedingungen in den Bangkokker Fluvisols betrachtet werden kann. Kürzlich publizierte Ergebnisse von Chen et al. (1998) legten außerdem nahe, dass NAPH in Termitenhäufen, die in allen untersuchten tropischen Gebieten häufig vorkommen, biologisch entsteht.



**Abb. 2a:** Mittlere PAK-Profile in Oberböden Tschechiens, der Slowakei, Stephanskirchens und Bayreuths.

**Abb. 2b:** Mittlere PAK-Profile in Oberböden aus der Savanne Ghanas und Brasiliens (Cerrados), dem Amazonasgebiet und der Städte Bangkok und Uberlândia.

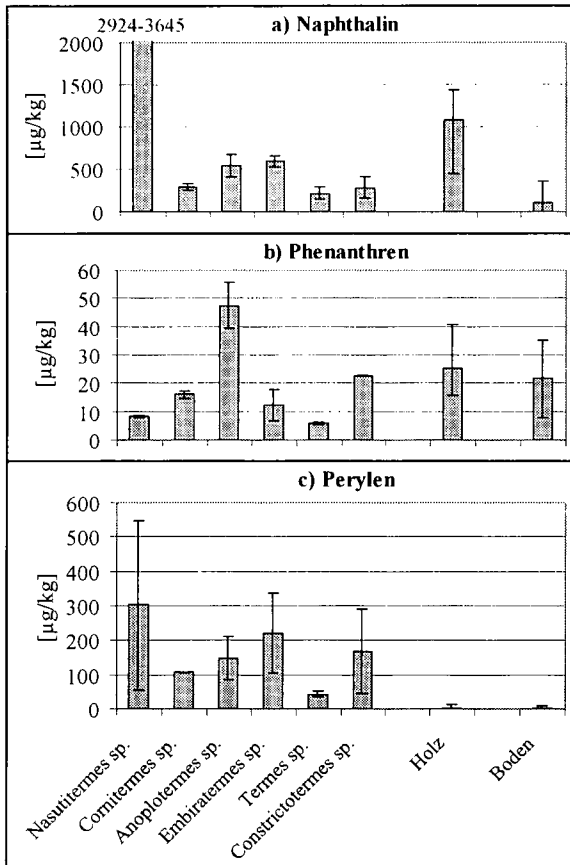
Um die Frage zu klären, ob Termiten PAK produzieren, haben wir im Amazonasgebiet bei Manaus Termitennester und die wichtigsten Nahrungsquellen der Termiten, Holz und Boden (Martius, 1994), auf ihre PAK-Gehalte untersucht. Der Summengehalt der 20 PAK nimmt entlang der Reihe Termitennest (201-4208  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) > Holz (477-1464  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) > Boden (15-397  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) ab. In allen Proben beträgt der Anteil von NAPH, PHEN und PERY zusammen mehr als 78 % des PAK-Summengehaltes. Die Holzproben enthalten bis zu 1436  $\mu\text{g}/\text{kg}$  NAPH, die Bodenproben bis zu 356  $\text{mg}/\text{kg}$ . Die PAK-Gehalte der meisten Termitennester lassen sich daher als Mischung aus Holz und Boden erklären (Abb. 3a). Dies gilt allerdings nicht für die Nester der Gattung *Nasutitermes*, die NAPH selbst produziert oder aus anderen Quellen als Holz und Boden anreichert. Die PHEN-Gehalte sind in allen untersuchten Materialien etwa gleich hoch, so dass die PHEN-Quelle unklar bleibt (Abb. 3b). Perylen kommt dagegen nur in den Termitennestern in erhöhten Gehalten vor (Abb. 3c). Diese Substanz wird offenbar in allen Termitennestern produziert, möglicherweise im Zusammenhang mit der anaeroben Darmtätigkeit der Insekten (Varma et al., 1994).

### Schlussfolgerungen

Beide zu prüfenden Hypothesen sind falsch. Die untersuchten tropischen Böden enthalten weniger PAK als hinsichtlich der Exposition zu Quellen vergleichbare Böden der gemäßigten Breiten. Die tropischen PAK-Profile unterscheiden sich deutlich von denjenigen in Böden der gemäßigten Breiten. Während in den gemäßigten Breiten häufig B(BJK) und FLUA die häufigsten Einzelsubstanzen sind, werden die tropischen PAK-Profile von NAPH, PHEN und teilweise auch PERY dominiert. Die hohen Anteile der relativ leicht abbaubaren und flüchtigen PAK in tropischen Böden weisen auf spezifische Quellen dieser Substanzen hin, die mit Termiten und verholzenden Pflanzen zusammenhängen.

### Dank

Wir bedanken uns bei Christopher Martius, Marcus Garcia und Wulf Amelung für die Überlassung der Termitennestproben und die Bestimmung der Termitengattungen.



**Abb. 3:** Mittlere a) Naphthalin-, b) Phenanthren-, und c) Perylen-Gehalte und Gehaltsspannen in Termitennestern (n = 2), Holz (n = 6) und Boden (n = 6) aus dem Amazonasgebiet

**Literatur**

Baek, S.O., R. A. Field, M.E. Goldstone, P.W. Kirk, J.N. Lester und R. Perry (1991): *Water Air Soil Pollut.* 60, 279-300. \* Blumer, M. (1961): *Science* 134, 474-475. \* Chen, J., G. Henderson, C.C. Grimm, S.W. Lloyd und R.A. Laine (1998): *J. Agric. Food Chem.* 46, 2337-2339. \* Martius, C. (1994): *Pedobiologica* 38, 407-428. \* Menzie, C.A., B.B. Potocki und J. Santodonato (1992): *Sci. Technol.* 26, 1278-1283. \* Schwertmann, U. (1964): *Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenk.* 105, 194-202. \* Shuman, L. (1985): *Soil Sci.* 140, 11-22. \* Varma, A., B.K. Kolli, J. Paul, S. Saxena und H. König, (1994): *FEMS Microbiology Reviews* 15, 9-28. \* Venkatesan, M.I. (1988): *Mar. Chem.* 25, 1-27. \* Wania, F. und D. Mackay (1996): *Environ. Sci. Technol.* 30, 390A-396A. \* Wilcke, W. und W. Zech (1997): *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 160, 369-378. \* Wilcke, W., W. Amelung und W. Zech (1997): *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 160, 369-378. \* Wilcke, W., J. Lilienfein, S. d. C. Lima und W. Zech (1999a): *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, in Druck. \* Wilcke, W., S. Müller, N. Kanchanakool, C. Niamskul und W. Zech (1999b): *Geoderma* 91, 297-309. \* Wild, S.R., and K.C. Jones (1995): *Environ. Pollut.* 88, 91-108.

## Leisten Hopanoide einen signifikanten Beitrag zu den Alkyl - C - Verbindungen in Böden?

von

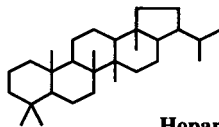
WINKLER A.; HAUMAIER L.; ZECH, W.

### 1) EINLEITUNG: Refraktäre aliphatische Kohlenstoffverbindungen im Boden / Hopanoide

CP/MAS-<sup>13</sup>C-NMR-spektroskopische Untersuchungen an Waldhumusprofilen (Hempfling et al. 1987; Zech und Kögel-Knabner 1994) zeigten, daß die relative Signalintensität für Alkyl-C von etwa 15% auf 30-40% mit fortschreitender Humifizierung der organischen Bodensubstanz von der L-Lage bis zum Ah-Horizont zunimmt. Aus dipolar-dephasing-<sup>13</sup>C-NMR-spektroskopischen Untersuchungen an selektiv angereicherten refraktären Bestandteilen (Kögel-Knabner 1992) ging hervor, daß der Alkyl-C dieser Bestandteile in der L-Lage zu etwa gleichen Anteilen aus „beweglichen“ (-CH<sub>3</sub> Gruppen) und „starrten“ (-CH, -CH<sub>2</sub>-Gruppen) Struktureinheiten besteht, der Alkyl-C im Ah-Horizont dagegen fast nur aus starren Struktureinheiten.

#### Hopanoide

➤ besitzen Kohlenstoffstrukturen, die sich in dipolar-dephasing-NMR-Experimenten starr verhalten:



Hopan (C<sub>30</sub>H<sub>52</sub>)

➤ sind pentacyclische Triterpene mit struktureller Vielfalt und **ubiquitärem Vorkommen**. Sie treten bei Eukaryonten als **Biohopanoide** in einigen Familien höherer Pflanzen und in Protozoa auf. Bei den Prokaryonten stellen sie lipidartige Zellwandmembranbestandteile der Mikroorganismen dar. Aus Biohopanoiden entstehen durch Diagenese die **Geohopanoide**. Deren geschätztes Vorkommen in Sedimenten beträgt 10<sup>12</sup> t (Ourisson, 1992.)

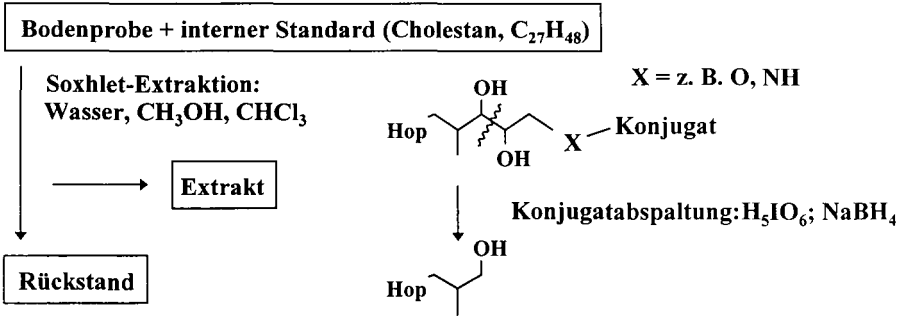
Daraus ergibt sich die **Fragestellung:**

**Leisten Hopanoide einen signifikanten Beitrag zu den Alkyl-C-Verbindungen in Böden?**

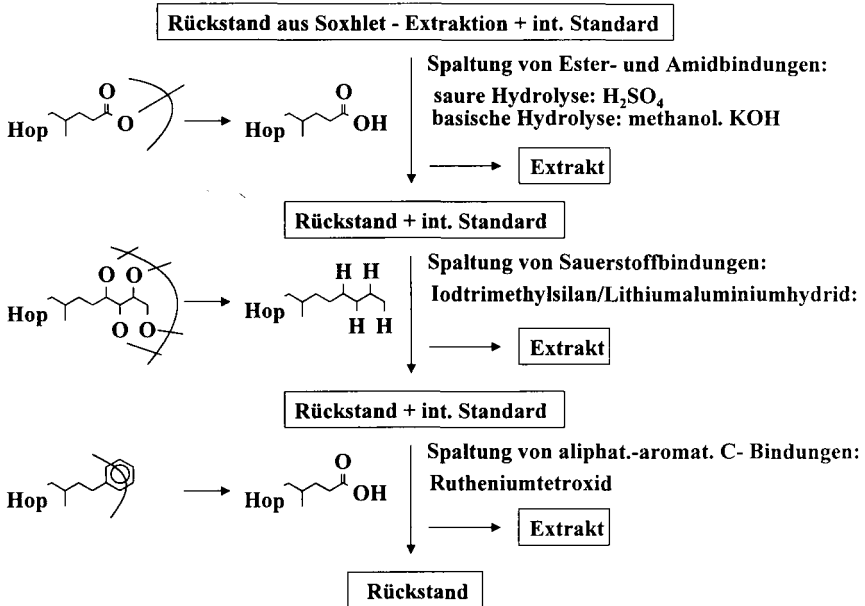
### 2) MATERIAL UND METHODEN

Die **Analytik von Hopanoiden** muß zugeschnitten werden auf ihre chemischen Eigenschaften: Es gibt lösemittellöslliche Hopanoide, die entweder nativ vorliegen oder an ihrer Seitenkette polare Konjugate (Aminosäuren, Glycoside, Nucleotide etc.) tragen: s. Schema 1. Andererseits existieren Hopanoide, die über ihre funktionellen Gruppen an die Huminstoffmatrix gebunden sind. Deren Freisetzung gelingt durch die Anwendung spezifischer chemischer Abbaumethoden, s. Schema 2.

**Schema 1:** Analytik lösemittellöslicher Hopanoide



**Schema 2:** Analytik von Hopanoiden, die über funktionelle Gruppen an die Huminstoffmatrix gebunden sind

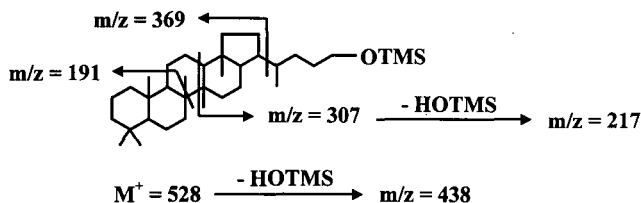


Zur **Isolierung von Hopanoiden** werden die organischen Phasen des jeweiligen Extraktes gereinigt, lineare Verbindungen durch Adduktbildung mit Harnstoff abgetrennt und funktionelle Gruppen derivatisiert.

Nach Zusatz des Wiederfindungsstandards Uvaol (Urs-12-en-3-ol) erfolgt die **Identifizierung von Hopanoiden** (vorliegend als Alkohole oder Säuren; s. Schema 1 und 2) durch **Gaschromatographie/Massenspektroskopie**. Die Massenspektren zeigen charakteristische Fragmentierungsmuster, im folgenden gezeigt anhand der gefundenen Verbindungen:

### 3) Vorkommen von Hopanoiden in Böden: Strukturen und Mengen

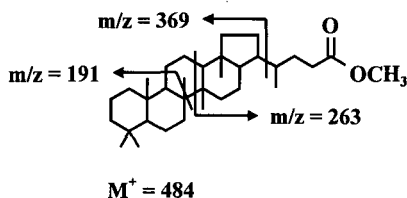
Hopanoid-Alkohole: *Bishomohopanol* ( $C_{32}H_{52}O$ ), *Trimethylsilylderivat*



Aus der Spaltung des Ringes C resultiert das Ion  $m/z = 191$ , oft „basepeak“ des Spektrums und das Ion  $m/z = 307$ , welches wie das Molekülion  $m/z = 528$  Trimethylsilanol verliert. Daraus entstehen die Ionen  $m/z = 217$  bzw.  $438$ . Das Ion  $m/z = 369$  entstammt der Abspaltung der Seitenkette.

weiterhin: *Homohopanol* ( $C_{31}H_{50}O$ ), *Trimethylsilylderivat*, charakteristische Ionen:  $m/z = 293$ ,  $203$ , analog zu den Ionen  $m/z = 307$  und  $217$  um 14 Masseneinheiten leichter

Hopanoid-Säuren: *Bishomohopansäure* ( $C_{32}H_{54}O_2$ ), *Methylester*



Fragmentierungen: wie oben

weiterhin: *Bishomohopansäure* (1 Doppelbindung:  $C_{32}:1$ ,  $C_{32}H_{52}O_2$ ), *Methylester*, charakteristische Ionen:  $m/z = 189$ ,  $261$ , analog zu den Ionen  $m/z = 191$  und  $263$  um 2 Masseneinheiten leichter

*Trishomohopansäure* ( $C_{33}H_{54}O_2$ ), *Methylester*, charakteristisches Ion:  $m/z = 277$ , analog zum Ion  $m/z = 263$  um 14 Masseneinheiten schwerer

*Homohopansäure* ( $C_{31}H_{50}O_2$ ), *Methylester*, charakteristisches Ion:  $m/z = 249$ , analog zum Ion  $m/z = 263$  um 14 Masseneinheiten leichter

Aus folgender Tabelle ist ersichtlich, daß Hopanoide in Auflagen und in fossilen Horizonten zwar verstärkt auftreten, jedoch **nicht in signifikanten Mengen**.

Lage/ Horizont	analysierte Hopanoid-Struktur		Summe $\mu g$ Hop / g $C_{org}$
	Alkohol	Säure	
Podsol: Oh	$C_{32}$	$C_{32}$	790
Podsol: Bh	$C_{32}$	$C_{32}, C_{32}:1$	475
Gley: Ah	$C_{32}$	$C_{32}$	155
Gley: fnH	$C_{31,32}$	$C_{31,32,33}, C_{32}:1$	1130

#### 4) Hauptkomponenten von „refraktärem Alkyl - C“

Interessant bei der Strukturdiskussion von Alkyl-C erscheinen die Verbindungen, die **nach** Extraktion, saurer und basischer Hydrolyse aus dem verbleibenden Rückstand freigesetzt werden. In der Literatur gibt es dazu zahlreiche Untersuchungen spektroskopischer Art, aber nicht naßchemischer Art.

Aus Spaltung der Sauerstoffbindungen resultieren wie vorne gezeigt wenig Hopanoide, sondern **Alkanole, Alkandiole, Alkantriole und Alkenole** (z. T. homologe Reihen).

Nach der Spaltung aromatisch-aliphatischer Kohlenstoffbindungen sind ebenso wenig Hopanoide, aber **Mono- und Dicarbonsäuren** (homologe Reihen) detektierbar.

Diese Verbindungen könnten ähnlich wie Hopanoide, d.h. via Etherbrücken bzw. aromatischen Ringe an die Huminstoffmatrix gebunden sein und im Zuge der Spaltungen als Alkohole bzw. als Säuren freigesetzt werden. Auch könnten sie eine mögliche Funktion als „Quervernetzung“ zwischen anderen Einzelbausteinen des „Alkyl-C“ besitzen.

Auf dem Prinzip Quervernetzung beruht die Theorie „**crosslinking**“, die bis jetzt als Erklärung für die Zunahme starrer Kohlenstoffstrukturen mit steigender Bodentiefe herangezogen wurde (Tegelaar et al. 1991); dabei sollen sich aus Epoxy- oder unveresterten Hydroxygruppen der pflanzlichen Polyester Cutin und Suberin nicht hydrolysierbare Etherbrücken bilden. Diese Theorie muß allerdings erst bestätigt werden.

#### 5) Zusammenfassung und Ausblick

##### Hopanoide:

- treten in den untersuchten Bodenproben auf (analysierbar als Säuren und Alkohole)  
**Eine An- oder Abreicherung mit zunehmender Humifizierung** (von der L-Lage bis zum Ah-Horizont) **kann anhand der bisher untersuchten Proben noch nicht geklärt werden.** Eine Untersuchung eines geeigneten Profils ist jedoch geplant.
- haben kein signifikanter Anteil am Alkyl - C ( $\mu\text{g} - \text{mg pro g Corg}$ ).

##### Refraktärer Alkyl-C mit starren Strukturen:

- Die Theorie des „**crosslinking**“ muß überprüft werden, d.h. :  
Welche Verbindungen fungieren als „Quervernetzer“ ?  
Welche Verbindungen werden quervernetzt ?  
Erklärt das Phänomen die Zunahme starrer Strukturen mit steigender Bodentiefe quantitativ ?

##### Literatur:

**Hempfling R., Ziegler F., Zech W., Schulten H.-R. (1987):** Litter decomposition and humification in acidic forest soils studied by chemical degradation, IR and NMR spectroscopy and pyrolysis field ionization mass spectrometry. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 150, 179-186.

**Kögel-Knabner I. (1992):** Forest soil organic matter: structure and formation. Bayreuther Bodenkundliche Berichte 24.

**Ourisson G. (1992):** Die Hopanoide. in: Rheinisch-Westfälische Akademie der Wissenschaften, Vorträge N 395, Westdeutscher Verlag, S. 7-34.

**Tegelaar E.W., Kerp H., Visscher H., Schenck P.A., de Leeuw J.W. (1991):** Bias of the paleobotanical record as a consequence of variation in the chemical composition of higher vascular plant cuticles. Paleobiology 17, 133-144.

**Zech W., Kögel-Knabner I. (1994):** Patterns and Regulation of Organic Matter Transformation in Soils: Litter Decomposition and Humification. In: E.-D. Schulze (Hrsg.), Flux Control in Biological Systems: From the Enzyme to the Population and Ecosystem Level. Academic Press, S. 303-334.



# Schwermetallmobilisierung in einem salzhaltigen Material

Wöhler, V. und Wildhagen, H.\*

## 1. Einleitung und Motivation

Aus einem zur Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie eingesetzten salzhaltigen, mineralischen Material soll die Emission von Salz und Schwermetallen prognostiziert werden. Dazu wurden verschiedene Methoden zur Bestimmung des mobilen bzw. mobilisierbaren Schwermetallanteils angewandt.

## 2. Material und Methoden

Untersucht wurde ein salzhaltiges Material aus der Aluminiumindustrie (Aluminiumsalzschlacke, EAK 10 03 10), welches nach einem Aufbereitungsverfahren auf einer Salzhalde als Rekultivierungsmaterial eingesetzt werden soll. Dabei wird von dem Konzept der biologischen Versiegelung der Salzhalde ausgegangen, d.h. die Halde werden mit mineralischen Materialien überdeckt und eine Vegetation installiert. Die Aufgabe der Vegetation besteht darin, im Material gespeicherte Niederschlagsmengen in die Atmosphäre zu verdunsten und somit die Sickerwassermenge zu reduzieren. Diese Reduzierung der Sickerwassermenge bedeutet eine Verringerung an Emissionen an Salzlösung und Schwermetallen, welche in die Vorflut eingeleitet werden.

Das untersuchte Material besteht zum Zeitpunkt des Einsatzes in der Rekultivierung zu etwa 50 Gew. % aus Salz (hpts. Steinsalz), 30 Gew. % Aluminiumverbindungen (Korund, Spinell), 10 Gew. % Quarz, 5 Gew. % Flußspat und 5 Gew. % sonstigen Bestandteilen.

Die Bestimmung der Schwermetallmobilität von Cr, Cu, Ni, Pb und Zn des salzhaltigen Materials erfolgte im Labor mit den Standardmethoden:

- DEV S4 (DIN 38414, Teil 4)
- DIN 19730 (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-Extraktion)
- Bodensättigungsextrakt nach Schlichting et al. (1994)

und den alternativen Verfahren :

- Laborlysimeterversuche
- Modifiziertes DEV S4-Verfahren

\* FG Bodenkunde, GhKassel, Postfach 1252, 37202 Witzenhausen, volkwoehler@gmx.de

Die Laborlysimeter (165 cm Füllhöhe, 62 cm Durchmesser) wurden mittels künstlicher Beregnung in einer falschen Zeitreihe (Zeitraffer) eluiert. Zu Beginn und nach Abschluß der Eluierung wurden die Gesamtgehalte des Materials im Königswasseraufschluß (DIN 38414, Teil 7) mittels ICP-AES bestimmt. Die Differenz zwischen Ausgangsgehalt und dem Gehalt nach der Entsalzung in 100 cm Tiefe des Lysimeters wurde berechnet.

Die Analyse mit dem DEV S4-Verfahren wurde den Materialeigenschaften entsprechend modifiziert. Statt mit aq. demin. zu eluieren wurde eine Lösung hergestellt, die dem Porenwasser ähnlich ist. Dazu fand eine konzentrierte Lösung aus NaCl und KCl, die bis zum Lösungsmaximum angereichert wurden und aufgrund ihrer Lösungskinetik ein Gleichgewicht bilden, Verwendung.

### 3. Ergebnisse und Folgerungen

Die Ergebnisse der mit verschiedenen Methoden extrahierbaren und eluierbaren Schwermetallgehalte sind in der Tabelle 1 dargestellt. Die Schwermetallgehalte sind als relative Anteile zum Ausgangsgehalt des in die Lysimeter eingefüllten Materials angegeben.

**Tabelle 1:** Extrahierbare Schwermetallanteile [%] eines salzhaltigen Materials bei Anwendung der Methoden DEV S4, DIN 19730 (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-Extraktion), Bodensättigungsextrakt (BSE) im Vergleich zu Schwermetallverlusten aus Laborlysimetern sowie der modifizierten DEV S4-Methode mit gesättigter NaCl/KCl-Lösung (DEV S4 var)

Methode	DEV S4	DIN 19730	BSE	Lysimeter	DEV S4 var
Cr	0,0	0,0	0,0	12,5	0,1
Cu	0,0	17,4	0,1	8,1	9,6
Ni	0,0	1,8	0,0	17,1	3,1
Pb	0,0	0,6	1,1	54,8	22,6
Zn	0,0	0,2	0,3	9,5	10,9

Cr und Ni werden von allen Methoden als nicht oder gering mobilisierbar angezeigt, sind jedoch in den Laborlysimetern z.T erheblich freigesetzt worden.

Bei Cu werden durch die Methoden DEV S4 und BSE geringere Mengen, bei der Analyse nach DIN 19730 höhere Mengen als aus den Lysimetern mobilisiert. Das Ergebnis aus der variierten DEV S4-Analyse stimmt etwa mit dem aus den Laborlysimetern überein.

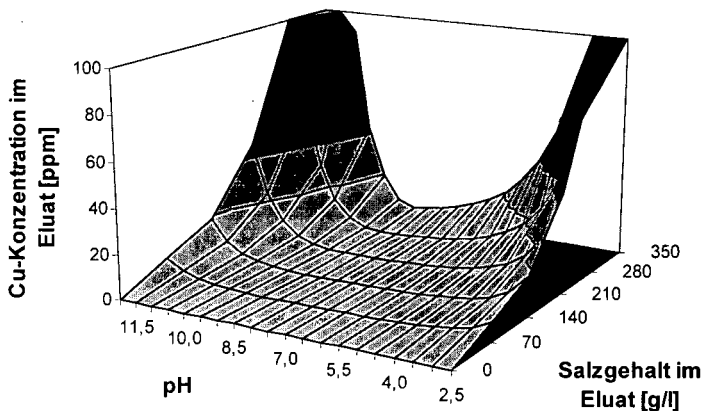
Pb wird bei allen drei Standardmethoden nur in geringeren Mengen mobilisiert. Auch die DEV S4 var unterschätzt die Pb-Mobilisierung im Vergleich zu den hohen Austrägen aus den Laborlysimetern.

Bei der Ermittlung des mobilisierbaren Zn-Anteils liegen die Ergebnisse aus den Laborlysimetern und denen der DEV S4 var in einer Größenordnung, während die anderen Methoden keine oder geringe Mobilität nachweisen.

Eine Erklärung für die unterschiedlichen Ergebnisse ist im Salzgehalt des Elutionsmittels zu suchen, bzw. in der Senkung des Salzgehalts durch das weite Flüssigkeits-Feststoff-Verhältnis wie im DEV S4-Verfahren oder durch die in den Elutionslösungen eingestellten pH-Werte (DIN 19730). Da beides nicht auf den BSE zutrifft, muß ein Einfluß durch die Bewegung in den Schüttelversuchen berücksichtigt werden.

In der Abbildung 1 ist zu erkennen, daß mit steigendem Salzgehalt im Eluat vermehrt Cu-Ionen im Eluat gefunden werden können. Dies ist auf die Komplexierung von Cu-Ionen mit Chlorid zurückzuführen.

Der Einfluß des pH-Werts auf die Mobilisierung von Schwermetallen ist seit langem bekannt. Hier wurde im Gegensatz zum Boden ein Material untersucht, dessen pH-Wert durch den Salzgehalt bedingt im alkalischen Bereich liegt. Daher werden neben der Extraktion mit  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  nach DIN 19730 durch die Einstellung eines leicht sauren Milieus vermehrt Cu-Ionen freigesetzt.

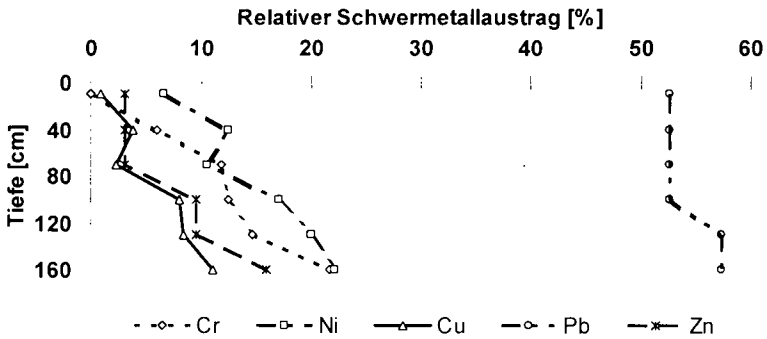


**Abbildung 1:** Einfluß des Salzgehalts und vorherrschendem pH-Wert im Eluat auf die Cu-Konzentration im Eluat bei Extraktion mit unterschiedlichen Salzlösungen (NaCl/KCl-Gemisch) in Anlehnung des DEV S4-Verfahrens

Sorption und Desorption sind als unwesentlich einzustufen, da das untersuchte Material abiotisch war und fast keine Austauscher besaß. Verschiedentlich konnte bei langen Interaktionszeiten (14 bis 100 Tage) zwischen Material und Lösung eine geringe Festlegung der in der Lösung befindlichen Ionen festgestellt werden. Dies ist mit einem Einwandern von Schwermetallionen in das Kristallgitter von Sesquioxiden erklärbar (Wöhler, 1999).

Im Unterschied zu den oben genannten Batchversuchen konnte im Lysimeter die Einwirkzeit bzw. die Laugung des Materials über längere Zeiträume beobachtet werden. Dies wird in der Abbildung 2 ersichtlich, die die Schwermetallgehalte des Materials nach vollständi-

ger Entsalzung als relative Werte zum Ausgangsgehalt in verschiedenen Tiefen des Lysimeters zeigt. Mit zunehmender Tiefe ist ein höherer Austrag zu erkennen.



**Abbildung 2:** Relative Schwermetallausträge [%] an Cr, Cu, Ni, Pb und Zn eines mit salzhaltigen Material befüllten Lysimeters nach vollständiger Entsalzung des Materials zum Ausgangsgehalt der Schwermetalle

#### 4. Zusammenfassung

Die Schwermetallmobilisierbarkeit eines stark salzhaltigen Materials wurde anhand der Standardmethoden DEV S4, DIN 19730 (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-Extraktion) und Bodensättigungsextrakt im Labor untersucht. Die Ergebnisse sind in Beziehung zu Ergebnissen aus Lysimeterexperimenten gesetzt worden, die als Vergleich verwendet werden.

Als alternative Untersuchung im Labor wurde eine Variation des DEV S4-Verfahrens gewählt, die eine bessere Simulation des Porenwassers aufgrund praxisnäherer Eluierung des Materials (Salzgehalt und pH-Wert) bietet und gegenüber den Ergebnissen der Laborlysimeterversuche eine bessere Annäherung zeigte.

Aus den Ergebnissen dieser Versuche kann abgeleitet werden, daß bei der Untersuchung von stark salzhaltigen Materialien Elutionsmittel Verwendung finden sollten, die eine praxisnähere Untersuchung erlauben. Dazu können Salzlösungen dienen, die in Konzentration und Salzzusammensetzung dem Porenwasser entsprechen.

#### 5. Literatur:

- DIN 19730 (1997): Extraktion von Spurenelementen mit Ammoniumnitratlösung. Berlin, Beuth-Vertrieb.
- DIN 38414, Teil 4 und 7 (1984): Deutsches Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Schlamm und Sedimente (Gruppe S). Berlin, Beuth-Vertrieb.
- Schlichting et al. (1995): Bodenkundliches Praktikum. Berlin, Blackwell-Wissenschaftsverlag.
- Wöhler, V. (1999): Aufbereitete Aluminium-Salzschlacke als Rekultivierungsmaterial. Dissertation GhKassel (im Druck).

**Cadmium in Böden**  
**Ein Vergleich von Grenzwerten für Gesamt- und mobile Gehalte**  
**von**  
**G. Zauner\* und K. Stahr\***

**Fragestellung und Methoden**

- In verschiedenen Regelwerken (z. B. AbfKlärV und BBodSchV) werden „Grenzwerte“ für mobile bzw. Gesamt-Schwermetallgehalte angegeben.
- Die Schwemmetallmobilität lässt sich durch unterschiedliche Extraktionsmittel charakterisieren und nimmt bekanntermaßen für die meisten Schwermetalle zum Säuren hin zu, wobei die jeweiligen Mobilitätsbeziehungen methodenspezifische Unterschiede zeigen (z. B. Herms, 1982, Hornburg et al., 1995).
- Hier soll am Beispiel von Cd die Mobilität mit Hilfe amtlich vorgeschriebener Methoden (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-Extraktion nach DIN 19730, Königswasser-Extraktion nach DIN ISO 11466 und Bodenreaktion nach DIN 19684) an einem Kollektiv von 80 Proben quantifiziert werden. Die gefundene Beziehung erlaubt somit einen Vergleich von Grenzwerten für Gesamt- bzw. mobiles Cadmium, der insbesondere im Hinblick auf die neue BBodSchV von Interesse ist und mit Ergebnissen anderer Methoden zur Charakterisierung mobiler Schwermetallanteile (z. B. 1 M NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-Extraktion mit einem Boden-Extraktionsmittel-Verhältnis von 1:25 nach Zeien & Brümmer (1989)) nur eingeschränkt möglich ist.

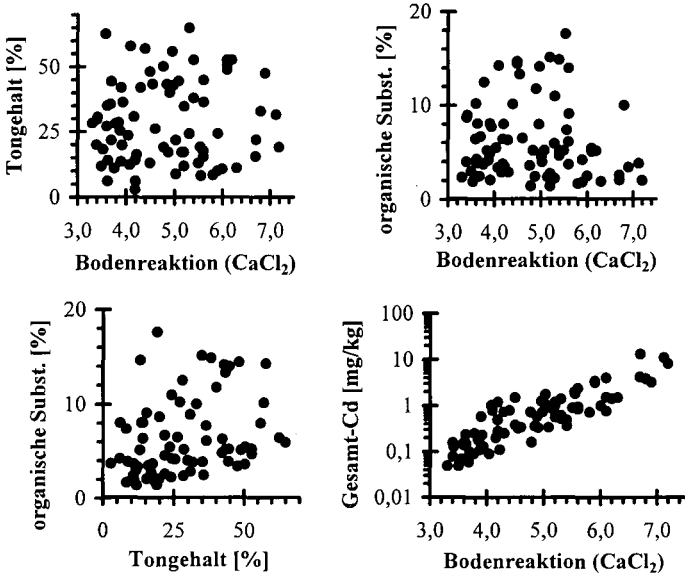
**Probenkollektiv**

Das Probenkollektiv besteht ausschließlich aus Oberbodenproben und deckt folgende Spannen ab: Cd<sub>gesamt</sub>: 0,05 bis 10 mg/kg; pH: 3 bis 7; organische Substanz: 2% bis 15%; Tongehalt: 5% bis 60%. Die folgenden vier Abbildungen verdeutlichen die Unabhängigkeit von pH, Ton- und Humusgehalt

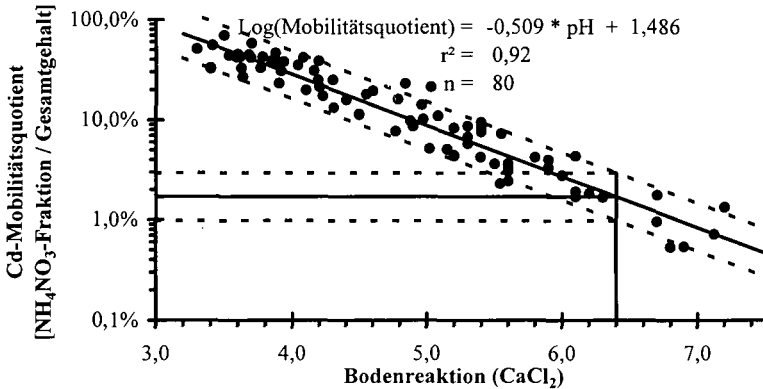
---

\* Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart, gezauner@uni-hohenheim.de

sowie eine Scheinkorrelation zwischen pH und  $Cd_{\text{gesamt}}$ . Deren Ursache liegt darin begründet, daß nur Proben mit  $Cd_{\text{NH}_4\text{NO}_3} > 15 \mu\text{g/kg}$  verwendet wurden (darunter traten hohe Meßgenauigkeiten mit Abweichungen der Parallelen von über 20 % auf).



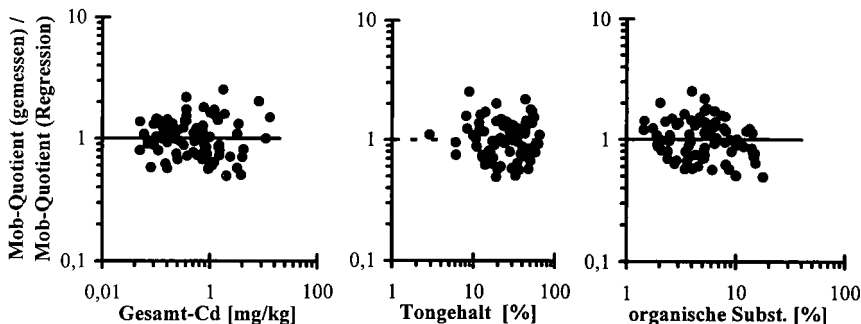
### Ergebnisse



- Die Cd-Mobilität lässt sich mit dem Quotienten  $\text{NH}_4\text{NO}_3\text{-Fraktion}/\text{Gesamtgehalt}$  gut beschreiben. Der Schwankungsbereich um die Regressionsgerade entspricht einem Faktor von 1,7 bzw. 1/1,7 (Abbildung oben). Die Regressionsgerade stimmt mit der von Prüëß (1992) gefundenen

Beziehung:  $\text{Log}(\text{Mobilität}) = -0,57 \text{ pH} + 1,64$ ;  $r^2 = 0,65$  gut überein. Das deutlich höhere Bestimmtheitsmaß ist möglicherweise auf den Ausschluß von Proben mit  $\text{Cd}_{\text{NH}_4\text{NO}_3}$ -Gehalten  $< 15 \mu\text{g}/\text{kg}$  zurückzuführen, die auch in Bezug auf den strengeren Maßnahmenwert der BBodSchV von  $40 \text{ mg}/\text{kg}$  (für Brotweizen und stark Cd-anreicherndes Gemüse) als niedrig einzustufen sind.

- Die Abweichungen zwischen den gemessenen Mobilitätsquotienten und der Regression sind unabhängig vom Gesamt-Cd-Gehalt. Eine Berücksichtigung von Ton- oder Humusgehalten kann die Regression nicht verbessern (folgende Abbildungen).



- Innerhalb des genannten Schwankungsbereiches und innerhalb der Grenzen, die das Probenkollektiv abdeckt, lässt sich demnach die Cd-Mobilität in Böden gut prognostizieren. Dies nutzt die folgende Diskussion für einen Vergleich von Grenzwerten.

### Vergleich von Grenzwerten

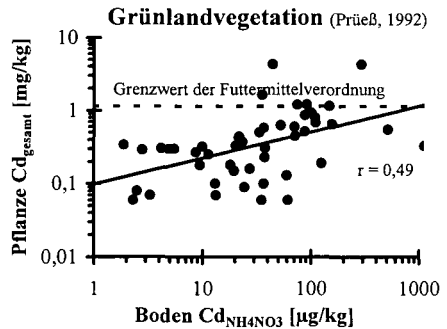
Die AbfKlärV und die BBodSchV geben Grenzwerte für Gesamt- oder mobile Cd-Gehalte vor (in der Tabelle **fett** dargestellt). Mit Hilfe der Regressionsgleichung lassen sich die zugehörigen mobilen bzw. Gesamt-Cd-Gehalte für verschiedene Bodenreaktionen prognostizieren (in der Tabelle *kursiv* dargestellt).

		AbfKlärV		Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung**						
		pH > 5	pH > 6	Ackerflächen und Nutzgärten					Grünland	
Gesamtgehalt	[mg/kg]	<b>1</b>	<b>1,5</b>	<i>4,8</i>	<i>1,5</i>	<i>0,5</i>	<i>12</i>	<i>3,7</i>	<i>1,1</i>	<b>20</b>
mobil	[µg/kg]	<b>8*</b>	<i>13</i>	<b>40</b>	<i>12</i>	<i>4*</i>	<b>100</b>	<i>31</i>	<i>10*</i>	<i>170</i>
(NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> -extrahierbar)	pH 7,0	<b>27</b>	<i>41</i>	<b>130</b>	<i>40</i>	<i>12</i>	<b>320</b>	<i>100</i>	<i>31</i>	<i>540*</i>
	pH 6,0	<b>87</b>	<i>130</i>	<b>420</b>	<i>130</i>	<i>40</i>	<b>1000*</b>	<i>320</i>	<i>100</i>	<i>1700*</i>
	pH 5,0									

\* NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-Gehalte dieser Größenordnung werden nicht mehr vom Probenkollektiv abgedeckt

\*\* BBodSchV: Maßnahmenwert für Brotweizen bzw. stark Cd-anreicherndes Gemüse =  $40 \mu\text{g}/\text{kg}$   
 Maßnahmenwert für andere Kulturen =  $100 \mu\text{g}/\text{kg}$

- Nach diesen Ergebnissen ist zu erwarten, daß der Maßnahmenwert von 40 µg/kg (BBodSchV) an den Grenzen der AbklärV in mindestens 50 % der Fälle überschritten wird, da die Berechnungen nur mit Hilfe der Regressionsgleichung erfolgten, also ohne Einbezug von „Sicherheitszuschlägen“ wie z. B. 90 % Perzentilen.
- Der Gesamtgehaltsgrenzwert für Grünland (BBodSchV) lässt sehr hohe mobile Gehalte erwarten, die nach Ergebnissen von Prüß (1992, siehe rechts) Überschreitungen des Futtermittelgrenzwerts alleine durch Pflanzenaufnahme und z. B. für Klee gras eine deutliche Überschreitung der Maßnahmenwerte bedeuten.
- Aus Regressionsgleichung und Schwankungsbereich lassen sich Grenz-pH-Werte in Abhängigkeit von Gesamtgehalten herleiten, die ein Einhalten der Maßnahmenwerte für mobile Gehalte weitgehend sichern.



## Literatur

- Hermes, U. (1982): Untersuchungen zur Schwermetalllöslichkeit in kontaminierten Böden und kompostierten Siedlungsabfällen in Abhängigkeit von Bodenreaktion, Redoxbedingungen und Stoffbestand. Diss. Univ. Kiel, 267 S.
- Hornburg, V., G. Welp und G. W. Brümmer (1995): Verhalten von Schwermetallen in Böden. 2. Extraktion mobiler Schwermetallgehalte in Böden mittels CaCl<sub>2</sub> und NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>. Z. Pflanzenerähr. Bodenk., 158, 137-145.
- Prüß, A. (1992): Vorsorgewerte und Prüfwerte für mobile und mobilisierbare, potentiell öko-toxische Spurenelemente in Böden. Grauer, Wendlingen. 145 S.
- Zeien, H. und G. W. Brümmer (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. Mitt. Deutsch. Bodenk. Ges. 59/1, 505-510.

## Dank

Wir danken dem Regierungspräsidium Tübingen für die Förderung der umfangreicheren Untersuchungen, aus denen hier einige Zwischenergebnisse dargestellt sind.



# Wasser- und Nährstoffhaushalt von Bergwald- Kleineinzugsgebieten in Südecuador

ZECH, W.<sup>1</sup>; YASIN, S.<sup>1</sup>; WILCKE, W.<sup>1</sup>; VALAREZO, C.<sup>2</sup>

## Einleitung

Ein wichtiges Charakteristikum eines stabilen Ökosystems ist ein weitgehendes Gleichgewicht zwischen Ein- und Austrägen von Nährstoffen (Ulrich, 1981). Anthropogene Störungen machen sich in der Veränderung des Stoffhaushaltes bemerkbar, häufig bevor sich sichtbare Änderungen z.B. der Böden oder der Vegetation ergeben. Wasser- und Nährstoffflüsse sind daher geeignete, schnell reagierende Kenngrößen, um das Ausmaß von Störungen, anthropogener oder natürlicher Art, zu beschreiben.

Im Vergleich zu Wäldern der Mittelbreiten und des tropischen Tieflandes sind tropische Bergwälder nur wenig untersucht (Bruijnzeel, 1990). Als Folge des wachsenden Bevölkerungsdrucks werden in Südecuador zunehmend Bergwaldflächen unter landwirtschaftliche Nutzung genommen. Die mit Naturwald bestandene Fläche schrumpft schnell. Die menschliche Wirtschaftstätigkeit beeinflusst nicht nur die unmittelbar genutzten Flächen, sondern auch benachbarte noch naturbelassene Ökosysteme.

Um das Ausmaß der anthropogenen Beeinflussung von Bergwaldökosystemen in Südecuador einschätzen zu können, haben wir den Wasser- und Nährelementhaushalt in mit tropischem Bergwald bestandenen, kleinen Wassereinzugsgebieten untersucht.

## Material und Methoden

Dazu wählten wir drei 30-50° steile, ca. 10-14 ha große Kleineinzugsgebiete auf der dem Amazonas zugewandten Andenabdachung in Südecuador aus (Abb. 1). Jedes der drei Kleineinzugsgebiete wurde mit einem Thomson-Wehr ausgestattet. Der Freilandniederschlag wurde auf einer Freifläche gemessen. In jedem der Einzugsgebiete instrumentierten wir im unteren Teil auf ca. 1900 m ü. NN ein 10 Höhenmeter umfassendes Transekt mit Bestandesniederschlagssammlern, Streufängern, Stammablaufmanschetten, Streulysimetern und Lateralflosssammlern. In einem der Kleineinzugsgebiete stellten wir zusätzliche Transekte auf 1950 und 2000 m ü. NN mit Messgeräten aus. Lösungsproben wurden zwischen 27.03.1998 und 26.03.1999 wöchentlich gesammelt.

## Ergebnisse und Diskussion

Der Vergleich der Wasserhaushaltsparameter zeigt, dass die drei untersuchten Wassereinzugsgebiete einen ähnlichen Wasserhaushalt aufweisen (Abb. 2). Im Messzeitraum (April 1998-März 1999) wurden 2250 mm Freilandniederschlag registriert. Etwa 40-80 % des Freilandniederschlags erreichen als Bestandesniederschlag den Boden. Der Eintrag über den Stammablauf liegt im Bereich von nur ca. 1 % des Freilandniederschlags. Zwischen 20 und 50 % des Freilandniederschlags fließen oberflächlich ab.

Möglicherweise als Folge von Waldbränden im Amazonasgebiet und Ferntransport der entstandenen Mineralsäuren wurde ein niedriger pH-Wert im Freilandniederschlag gemessen, der v.a. während der trockeneren Jahreszeit häufig nahe 5 oder sogar darunter lag (Abb. 3). Im Jahr 1998 traten aufgrund des „El Niño-Effektes“ besonders viele Waldbrände im Amazonasgebiet auf.

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

<sup>2</sup> Universidad Nacional de Loja, Centro de Estudios de Postgrado, Área de Desarrollo Rural, Unidad operativa de la Facultad de Ciencias Agrícolas, Loja, Ecuador

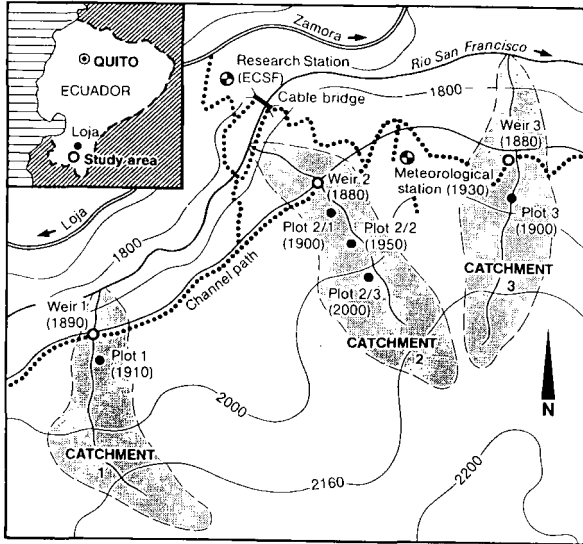


Abb. 1: Lage der drei kleinen Wassereinzugsgebiete in Südecuador (C1-C3). Zahlen in Klammern bedeuten Höhe über Meer.

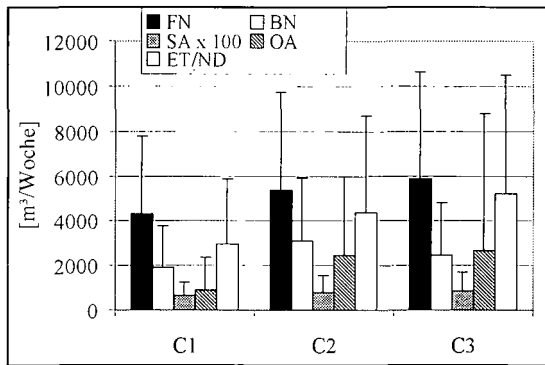
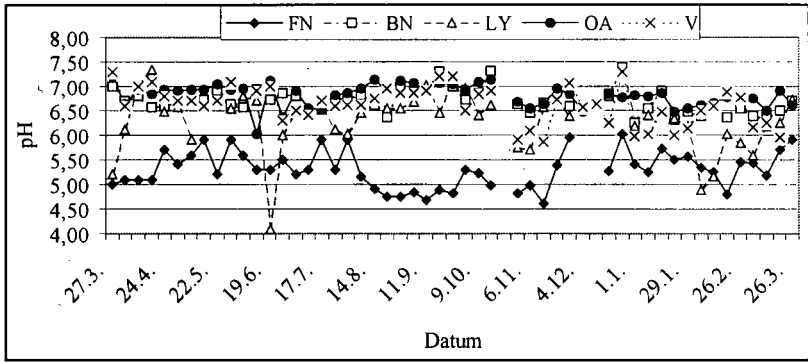
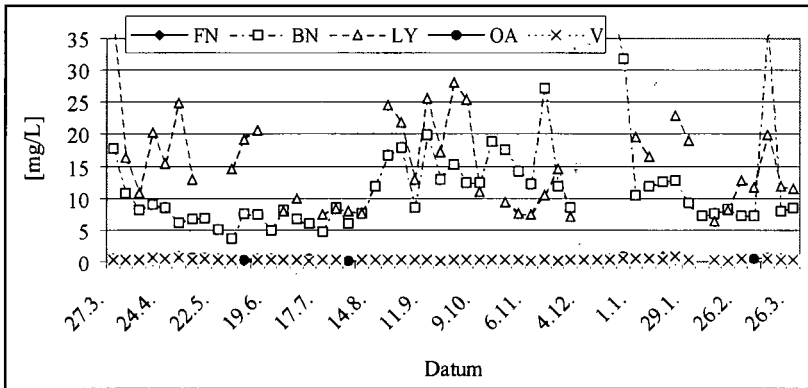


Abb. 2: Mittlerer wöchentlicher Freilandniederschlag (FN), Bestandesniederschlag (BN), Stammablauf (SA, 100-fach überhöht) und Evapotranspiration/Nebeldeposition (ET/ND) in drei kleinen Wassereinzugsgebieten (C1-C3) in Südecuador zwischen April 1998 und März 1999. Die Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung.

Durch Pufferung im Kronenraum, die mit einer deutlichen Nährelementauswaschung, v.a. basischer Kationen wie K verbunden ist, steigt der pH-Wert jedoch im Bestandesniederschlag in den neutralen Bereich an. Nach der Passage durch die organische Auflage sinkt der pH-Wert teilweise in den stark sauren Bereich ab. Die in den Mineralboden perkolierenden Protonen brechen allerdings nicht in den Oberflächenabfluss, der neutrale pH-Werte aufweist, durch. Da der Mineralboden stark sauer ist (pH ca. 4-4,5), deutet die beobachtete Pufferung im Mineralboden auf neutrale pH-Werte im Oberflächenabfluss auf Reduktionsprozesse (z.B. Denitrifikation) hin.



**Abb. 3:** Mittlere pH-Werte in Freilandniederschlag (FN), Bestandesniederschlag (BN), Lysimeterlösung (LY), Oberflächenabfluss (OA) und Vorfluter (V) von drei kleinen Wassereinzugsgebieten in Südecuador zwischen April 1998 und März 1999.



**Abb. 4:** Mittlere K-Konzentrationen in Freilandniederschlag (FN), Bestandesniederschlag (BN), Lysimeterlösung (LY), Oberflächenabfluss (OA) und Vorfluter (V) von drei kleinen Wassereinzugsgebieten in Südecuador zwischen April 1998 und März 1999.

Die mittleren K-Konzentrationen im Freilandniederschlag sind gering (max. 0,53 mg/L), steigen im Bestandesniederschlag deutlich an (max. 40,8 meist < 20 mg/L) und erreichen nach der Passage der organischen Auflage max. 44,4, häufig > 20 mg/L (Abb. 4). Im Oberflächenabfluss sind die K-Konzentrationen mit max. 0,87 mg/L etwa so hoch wie im Freilandniederschlag. Unter der Voraussetzung, dass die untersuchten Einzugsgebiete nach unten abgedichtet sind und daher keine unkontrollierten Nährstoffverluste auftreten, weist das Ergebnis darauf hin, dass im Mineralboden K vollständig zurückgehalten wird. Als Erklärung hierfür kommen neben einer K-Sorption im Mineralboden, die eventuell auch eine Fixierung durch Illite und Vermiculite beinhaltet (Schrumpf et al., 1999) eine Aufnahme durch die Pflanzen in Betracht. Allerdings sind die meisten Pflanzenwurzeln in der organischen Auflage konzentriert. Ein analoge Dynamik wurde für Ca, Mg, NO<sub>3</sub>, S, Cu, Mn und Zn beobachtet (Ergebnisse nicht gezeigt).

Intensive Niederschlagsereignisse führen zu einem deutlichen Anwachsen der oberflächlich abfließenden Wassermenge. Erhöhter Oberflächenabfluss ist mit erhöhten Konzentrationen an im Wasser enthaltener organischer Substanz (TOC, < 80 µm), Metallen und Protonen verbunden (Abb 5). Grund hierfür könnte das Auftreten von Interflow sein, der in der organischen Auflage abfließt, ohne in den Mineralboden einzudringen. Die elektrolytreiche Bodenlösung aus der organischen Auflage gelangt so direkt in den Oberflächenabfluss. Starkregenereignissen kommt daher besondere Bedeutung für den Metallaustrag aus den Einzugsgebieten zu.

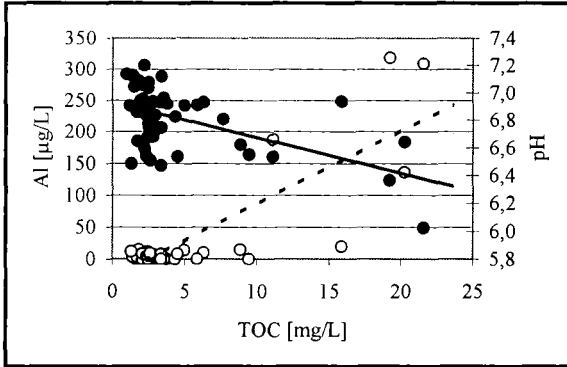


Abb. 5: Zusammenhang zwischen den mittleren Konzentrationen an organischem Kohlenstoff (TOC, < 80 µm), Al (leere Kreise, gestrichelte Linie,  $R^2 = 0,68$ ) und dem mittleren pH-Wert (volle Kreise, durchgezogene Linie,  $R^2 = 0,29$ ) im Oberflächenwasser dreier Einzugsgebiete in Südecuador (04/98-03/99).

### Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse des Messjahres 04/98-03/99 zeigen, dass sich die untersuchten südecuadorianischen Bergwald-Ökosysteme noch nahe am Naturzustand mit weitgehend geschlossenem Nährstoffkreislauf befinden. In der beobachteten Periode wurden mit 0,13 kg/(ha a) überraschend hohe  $H^+$ -Mengen eingetragen, die sich nicht über das Gleichgewicht mit Luft- $CO_2$  erklären lassen. Möglicherweise stehen die  $H^+$ -Einträge im Zusammenhang mit der Emission von  $SO_2$  und  $NO_x$  durch die im El Niño-Jahr 1998 besonders zahlreichen Waldbrände im Amazonasbecken. Mit Starkregenereignissen kommt es zu Nährstoffausträgen, die nur durch eine zeitlich hoch aufgelöste Messung der Nährstoffkonzentrationen im Oberflächenwasser erfasst werden können.

### Dank

Wir bedanken uns bei der DFG, die diese Untersuchung gefördert hat. (Ze 154/34-1, -3).

### Literatur

- Bruijnzeel, L.A. 1990. Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review. UNESCO, Paris.
- Ulrich, B. 1981. Theoretische Betrachtungen des Ionenkreislaufs in Waldökosystemen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 144, 647-659.
- Schrumpf, M., G. Guggenberger, C. Valarezo und W. Zech. 1999. Entwicklung und ökologische Eigenschaften von Böden in einem Höhen transekt der südecuadorianischen Anden. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., in Druck (dieser Band).