

# DBG



DEUTSCHE

BODENKUNDLICHE

GESELLSCHAFT

# MITTEILUNGEN

DBG · Band 102 / Heft 1 · 2003 · ISSN - 0343-1071

*Schriftleitung:* P. Hugenroth, Oldenburg

**MITTEILUNGEN  
DER  
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN  
GESELLSCHAFT**

**NACHTRAG**

**zum Workshop Kommission VII zusammen mit  
der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz  
01. und 02. April 2003 in Zürich**

---

**REFERATE**

**Workshop Kommission VIII „Eigenschaften, Systematik und Problematik  
subhydrischer und semi-subhydrischer Böden“  
21. und 22. Juli 2003 in Hamburg**

---

**REFERATE**

**Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft  
30. August bis 07. September 2003 in Frankfurt/Oder**

---

Band 102

Heft 1

2003

## INHALT

### Band 102, Heft 1

#### Nachtrag zum Workshop Kommission VII zusammen mit der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz

01. und 02. April 2003 in Zürich

GREGOR, H.-D.; H.-D. NAGEL; G. SCHÜTZE	Critical Loads als Kriterien des vorsorgenden Bodenschutzes	3-4
RÖMKENS; P.; S. MOOLENAAR; DE VRIES, W.; D. BRUS SCHÜTZE, G.	Heavy Metal Balances in the Netherlands: From Concept to Practical Use Berechnung von Critical Loads für Schwermetalle in terrestrischen Ökosystemen	5-6 7-8
WEIGEL, H.-J.; G. SCHÜTZE; R. BECKER; U. DÄMMGEN; H.-D. NAGEL; A. SCHLUTOW	Risikoabschätzung der Cadmium-Belastung für Mensch und Umwelt infolge der Anwendung von cadmiumhaltigen Düngemitteln	9-10

#### Workshop Kommission VIII „Eigenschaften, Systematik und Problematik subhydrischer und semi-subhydrischer Böden“

21. und 22. Juli 2003 in Hamburg

BLUME, H.-P.	Eigenschaften und Systematik semi-subhydrischer und subhydrischer Böden	13-14
GRÖNGRÖFT, A.; R. SCHWARTZ; A. NEBELSIEK; G. MIEHLICH	Eigenschaften und systematische Stellung von Flussuferböden an der Mittel- und Unterelbe	15-16
RINKLEBE, J.; C. FRANKE	Kleinräumige Heterogenität der organischen Substanz und der Bodenreaktion in Auenböden	17-18
RINKLEBE, J.; H.-U. NEUE	Ableitbarkeit von Nähr- und Schadstoffkonzentrationen aus Auenbodenformen	19-20
RAHTKENS, K.	- Inseln im Fluss – Über die Rolle von Totholz und Schwemmgut bei ihrer Entstehung und die Auswirkungen auf die Genese von subhydrischen Böden	21-22
ISERMANN, K.	Nährstoff-Problematik subhydrischer und semi-subhydrischer Böden	23
SCHWARTZ, R.; F. KRÜGER; H.P. KOZERSKI; A. GRÖNGRÖFT; G. MIEHLICH	Schwebstoffrückhalt der unteren Mittel- und Unterelbe in Fluss und Aue	25-26
MIEHLICH, G.; A. GRÖNGRÖFT; A. KEINE	Schadstoffe in subhydrischen, semisubhydrischen Böden und Marschen der Unterelbe	27-28

#### Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft

30. August bis 07. September 2003 in Frankfurt/Oder

#### Referat des Trägers des Fritz-Scheffer-Preises 2003

AMELUNG, W.	Stickstoff-Biomarker und ihre Dynamik im Boden	31-38
-------------	------------------------------------------------	-------

**Referate, Poster Kommission I mit Symposium Kommission I und VI**

BAUER, B.; H. TAUBNER; R. TIPPKÖTTER	Strukturbildung in der mineralischen Komponente von Deponiedichtungen	39-40
BAUMANN, K.; B.U. SCHNEIDER; E. HANGEN; H.H. GERKE; R.F. HÜTTL	Heterogenität von Rhizosphärenchemismus und Phytomasseverteilung auf einem forstlich rekultivierten ( <i>Pinus nigra</i> , Arn.) Kippstandort	41-42
BAYER, A.; H.J. VOGEL; K. ROTH	Röntgenabsorptionsmessungen zur Quantifizierung hydraulischer Eigenschaften am Übergang von gesättigter zu ungesättigter Zone	43-44
<u>BECHER, H.H.</u>	Ist die Druckverteilung und damit der Konzentrationsfaktor $k$ im Boden zeitlich und räumlich konstant?	45-46
BECKERS, N.; T. RAAB; J. VÖLKEL	Grundlagen des Stofftransfers in der Pedosphäre einer rekultivierten Halde im Gebiet des ehemaligen Uranbergbaus Ostthüringens	47-48
BENS, O.; O. STOCK; R.F. HÜTTL	Physikalische Bodeneigenschaften an Neulandstandorten aus pleistozänen Sedimenten – Das Phänomen der temporalen Substratverfestigung	49-50
BERGER, W.; J. ECKARDT; U. KALBE, G. CHRISTOPH	Untersuchungen zur Elution eines stark anthropogen belasteten Bodens	51-52
BUCZKO, U.; H.H. GERKE; R.F. HÜTTL	Ein- und zweidimensionale Modellierung der Wasserflüsse in heterogenen, forstlich rekultivierten Kippböden des Braunkohletagebaues	53-54
CIGLASCH, H.; W. AMELUNG; S. TOOTRAKOOL; M. KAUPENJOHANN	Diversität des Wasserflusses in Acrisols, N-Thailand	55-56
DEURER, M.; J. BÖTTCHER	Der Transfer von Wasser und Stoffen von der Atmosphäre ins Grundwasser in einem Kiefernwald Ökosystem – Messungen und Modellierungsansätze	57-58
DURNER, W.; K. FOIT; C. BEYER; S. IDEN	Effektive hydraulische Eigenschaften heterogener Bodenstrukturen	59-60
EINECKE, M.; H.H. GERKE; R.F. HÜTTL	Zur Textur- und Porositätsbestimmung kohlehaltiger Kippböden	61-62
ELLERBROCK, R. H.; H.H. GERKE	Physikochemische Charakterisierung von Bodenaggregatrandschichten und -kernen einer ackerbaulich genutzten Pararendzina	63-64
ENGELHARDT, S.; B. HUWE	Analyse von natürlichen und modellgenerierten Zeireihen mit Komplexitäts- und Informationsmaßen	65-66
GALLMEISTER, K.; R. AZZAM	Statistische, bildanalytische Auswertung von Röntgen-Computertomographischen (CT) Aufnahmen eines Lössbodens	67-68
GERKE, H.H.	Ansätze zur Parameterisierung des Bodengefüges in 2-Regionen Transportmodellen	69-70
GERNANDT, P.; B. MEYER	Pendelnder präferentieller Fluss und Stofftransport in Sanden mit Kaskaden-Anlage der Fließbahnen	71-72
GÖBEL, M.-O.; J. BACHMANN; S.K. WOCHÉ; W.R. FISCHER	Stabilisierung von organischer Substanz durch hydrophobe Grenzflächen auf Aggregaten und Primärartikeln	73-74
GODLINSKI, F.; B. LENNARTZ; R. MEISSNER; E.W. REICHE	Simulation der Phosphorausträge aus Lysimetern unter landwirtschaftlicher Nutzung	75-76
GRAF, H.; H.J. VOGEL; K. ROTH	Experimentelle Untersuchung von Mehrphasenfluss in porösen Medien	77-78
GREIFFENHAGEN, A.; G. WESSOLEK; M. RENGER;	Hydraulische Eigenschaften von Humusaufgaben des nordostdeutschen Tieflands	79-80

HANGEN, E.; H.H. GERKE; W. SCHAAF; R.F. HÜTTL HOEPFNER, U.; K. WEIß; H. ZEPP	Transportverhalten verschiedenartiger Tracer in einem schwefelsauren kohlehaltigen Kippboden	81-82
HOFMANN, B.; S. ULRICH; O. CHRISTEN	Zur Vorhersage der $\theta(\psi)$ -Beziehung von künstlichen Rohböden mittels Pedotransferfunktion	83-84
HUWE, B.; M. SCHLATHER; M. MERTENS	Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftung auf bodenphysikalische Eigenschaften im Langzeitversuch „Ewiger Roggenbau“	85-86
IDEN, S.; N. GRONWALD; A. PETERS; U. BUCZKO; W. DURNER	Nutzerfreundliche Programme zur Modellierung des Stickstoffhaushaltes und des Wasser- und Lösungstransportes	87-88
KALBE, U.; J. ECKARDT; W. BERGER; G. CHRISTOPH; M. KOLEPKI	Erfassung der Parameterunsicherheit im Rahmen der Sickerwasserprognose durch Markov-Chain-Monte-Carlo-Simulation (MCMC)	89-90
KASTLER, M.; S. ZIKELI; B. HUWE; R. JAHN	Probleme bei Bodenwasseruntersuchungen mit organischen Schadstoffen	91-92
KNAPPE, S.; H. RUPP; R. WENNRICH; J. MATTUSCH; R. MEIBNER	Dynamik des Porensystems in Böden aus Braunkohleaschen: Einfluss der verwitterungsbedingten Stofflösung und -ausfällung	93-94
KOSZINSKI, S.; O. WENDROTH	Entwicklung der Boden-, Sicker- und Grundwasserbeschaffenheit in der Kippe Niemeck (Bitterfeld) im Zuge der Restlochflutung	95-96
KRETSCHMAR, E.; N. LAMERSDORF	Räumliches Kontinuum von Bodeneigenschaften in einer Bodengesellschaft im Nordostdeutschen Jungmöränengebiet	97-98
LAMBRECHT, H.; H.-J. VOGEL; K. ROTH	Physikochemische Charakterisierung von gesättigten Sedimenten – Untersuchungen zum bakteriellen Befall von Holzgründungskonstruktionen und archäologischen Funden	99-100
LAMERS, M.; J. INGVERSEN; T. STRECK	Experimentelle Untersuchungen zum Stofftransport bei transientem Wasserfluss	101-102
LAMPARTER, A.; M. DEURER; W.H.M. DUIJNISVELD; J. BACHMANN	Messung und Modellierung der Bodenwasserdynamik und der N <sub>2</sub> O-Emission an einem stauwasserbeeinflussten Hang im Schwarzwald	103-104
LANDGRAF, D.; M. GAST; M. HAUBOLD-ROSAR	Der Einfluss hydrophober Porenoberflächen auf die Variabilität der hydraulischen Leitfähigkeit und des mobilen Wassergehaltes in einem sandigen Podsol unter Kiefernwald	105-106
LEOPOLD, A.; H. HOFFMANN; H.J. VOGEL; K. ROTH	Mikrobieller Abbau von DOC und DON in Sickerwässern quartärer und tertiärer Kippsubstrate	107-108
NEHLS, T.; H. STOFFREGEN; G. WESSOLEK	Modellierung der Rissdynamik in tonigen Böden	109-110
NEUMANN, T.; B.U. SCHNEIDER; R.F. HÜTTL	Wasser- und Stoffhaushalt teilversigelter urbaner Böden Berlins	111-112
PETER, A.; N. GRONWALD; S. IDEN; U. BUCZKO; W. DURNER	Auswirkungen technogener Reliefgestaltung auf Lagerungs- und Wasserverhältnisse eines Lausitzer Rekultivierungsstandortes	113-114
ROGASIK, H.; I. ONASCH; H.H. GERKE	Sickerwassergewinnung im „ungestörten“ Boden mit freidränenden Lysimetern	115-116
	Quantifizierung des Bodengefüges auf Grundlage der Varianz von CT-Daten unterschiedlicher räumlicher Auflösung	117-118

RÜHLMANN, J.; E. BAURIEGEL	Fluoreszenzmikroskopische Untersuchungen zur mikrobiellen Besiedlung auf Partikeloberflächen aus Ap-Horizonten mittels LSM	119
RUPP, H.; D. BETHGE-STEFFENS; R. MEIßNER	Quantifizierung von Wasserhaushaltsgrößen auf Auenstandorten mit Hilfe eines wägbaren Grundwasserlysimeters	121-122
SCHELLER, E.; C. CUENDET; J. MÜLLER; D. WERREN	Aminosäuren- und Proteingabe durch Böden und Pflanzen an die Atmosphäre und ihr Niederschlag durch Tau und Regen	123-124
SCHLATHER, M.; B. HUWE	Ein Ansatz zur Charakterisierung des Gefährdungspotentials bei Böden	125-126
SCHNEIDER, R.; G. SCHÜLER; M. REICHARDT; D. SCHRÖDER	Waldbodenregeneration nach Befahrung mit einer Forstmaschine	127-128
SCHÖN, H.-G.	Pflanzenbauliche Aussagekraft des Eindringwiderstandes eines ackerbaulich genutzten Plaggeneschs im Osnabrücker Hügelland	129-130
SCHRADER, S.; R. ANLAUF; H.-C. FRÜND	Auswirkungen konservierender Bearbeitung auf physikalische und biologische Eigenschaften von Böden	131-132
SCHRÖDER, D.; R. SCHNEIDER	Bodenverdichtungen durch schwere Rübenroder mit Breitreifen auf Lößböden	133-134
SCHULZ, K.; A. JARVIS; V. STAUCH; W. DURNER	Daten-basierte Modellierungsstrategien zur Beschreibung von Boden-Atmosphäre-Wechselwirkungen	135-136
SCHWÄRZEL, K.; L. IKELS; H. STOFFREGEN, G. WESSOLEK	Skalierung bodenhydraulischer Eigenschaften eines Salzwiesenstandortes	137-138
SPOHRER, K.; L. HERRMANN; T. KLODPENG; K. STAHR	2D Drainage Versuch zur Ermittlung lateraler Fließvorgänge in Hangböden	139-140
TÄUMER, K.; H. STOFFREGEN; G. WESSOLEK	Räumlich-zeitliche Dynamik der Bodenfeuchte hydrophober Standorte	141-142
VOGEL, H.-J.; A. LEOPOLD; K. ROTH	Charakterisierung der Dynamik von Rissmustern in tonigen Böden	143-144
WECKER, B.; W. SCHAAF; H.H. GERKE; R.F. HÜTTL	Einfluss kohligter Substanz auf den Stoffaustrag gestörter Standorte	145-146
WEIGEL, H.-J.; A. PACHOLSKI; R. MANDERSCHIED; K. WALOSZCZYK	Der Einfluss einer erhöhten CO <sub>2</sub> -Konzentration in der Atmosphäre (FACE) auf die Bodenatmung unter Zuckerrüben und Winterweizen	147-148
WEIHERMÜLLER, L.; R. KASTEEL; H. VEREECKEN	Räumliche Wirkung einer Saugkerze bei der Extraktion von Bodenwasser – Ergebnisse numerischer Simulationen	149-150
WEYER, T.; B. WEYERS; B. CRAMER	Zur Validierung von Modellen zur mechanischen Belastbarkeit lössbürtiger Böden Nordrhein-Westfalens	151-152
WÖLLECKE, B.; S. WOCHÉ; J. BACHMANN; R.F. HÜTTL	Einfluss der organischen Bodensubstanz auf das Wasseraufnahmevermögen sandiger Böden bei unterschiedlicher Landnutzung	153-154
ZEILINGER, J.; B. HUWE	Simulation of Water Flow in Stone Rich Soils – A Case Study in Southern Ecuador	155-156

**Referate, Poster Kommission II mit Symposium Kommission II und III und Symposium Kommission II und VII**

ABELMANN, K.; H. KNICKER; I. KÖGEL-KNABNER	Structural Differences of Organic Materials in Anthropogenic and Natural Soils	157-158
-----------------------------------------------	--------------------------------------------------------------------------------	---------

AUST, M.-O.; S. THIELE-BRUHN	Sorption von Sulfonamid-Antibiotika nach Applikation mit Wirtschaftsdünger auf Boden	159-160
BECK, J.; K.-U. TOTSCHKE; I. KÖGEL-KNABNER; B. SCHIFFER; H.H.D. MEYER	Schnelle Verlagerung von Hormonen in einer Parabraunerde im Säulenexperiment	161-162
BREUER, J.; A.G. HARDIE; M.V. FEY; L. HERMANN; Y. KUZYAKOV	Veränderung der Mobilität von Bodenkontaminanten durch chemische Aktivierung mit Säuren und Basen	163-164
BRODOWSKI, S.; W. AMELUNG; L. HAUMAIER; W. ZECH	Black Carbon in Soils of the Longterm Field Experiments in Halle and Bad Lauchstädt	165-166
BÜCHERL, B.; J. INGWERSEN; T. STRECK	Optimierungsversuch zur Phytosanierung: Co-Anbau eines Hyperakkumulators ( <i>Thlaspi caerulescens</i> ) und einer Hohertragspflanze ( <i>Brassica juncea</i> ) im Vergleich zur chelatorinduzierten Phytoextraktion	167-168
DOHLEN, M.; S. WESSEL-BOTHE	Ein neues Verfahren zur flächenhaften Sickerwassergewinnung – Erste Ergebnisse aus Waldoberböden	169-170
GUGGENBERGER, G.; K. KAISER; A. RODIONOV; E.-D. SCHULZE	Die Bedeutung von Mineraloberfläche und –porosität für die Stabilisierung der organischen Bodensubstanz – Hinweise aus Gasadsorption, Mikroskopie und <sup>14</sup> C-Datierung	171
HAGEDORN, F.; S. HÄTTENSCHWILER; R. SIEGWOLF	Die Herkunft von DOM in Waldböden – Hinweise aus Feldversuchen mit markiertem <sup>13</sup> CO <sub>2</sub>	173-174
HAMER, U.; B. MARSCHNER; S. BRODOWSKI; W. AMELUNG	Priming Effekte beim Abbau von pyrogenem Kohlenstoff durch Glucose	175-176
HAUBOLD-ROSAR, M.; M. GAST; J. KATZUR	Zum Schwermetallhaushalt von Kippenstandorten des Lausitzer Braunkohlereviere nach Einsatz organischer Abfälle	177-178
HOPP, L.; S. PFEIFFER; W. DURNER	Lassen sich Säulenversuche für die Sickerwasserprognose standardisieren?	179-180
HORN, A.; R.-A. DÜRING; S. GÄTH	Optimierung der Prognoseeffizienz von erweiterten Freundlich-Sorptionsisothermen – Modellwahl und das Verfahren der lokalen Kalibrierung	181-182
HÜRKAMP, K.; T. RAAB; J. VÖLKEL	Retention und Mobilisierungspotential montanhistorischer Schwermetalleinträge in Auenböden am Oberlauf der Vils/Opf	183-184
HURRASS, J.; G.E. SCHAUMANN	Wasseraufnahmeverhalten von hydrophoben und benetzbaren Böden	185-186
JAESCHE, P.; K.-U. TOTSCHKE; I. KÖGEL-KNABNER	Mobilisierung von Eisen und Mangan durch den Eintrag von Enteisungsmitteln	187-188
JÄGER, F.; A. SCHEINOST; D. VANTELON; I. XIFRA; R. KRETZSCHMAR	Einfluss präferentieller Fließwege auf die Verlagerung von Pb und Sb in einem Schiessplatzboden	189-190
JANN, S.; K.-U. TOTSCHKE; I. KÖGEL-KNABNER	Freisetzung und Transport von PAK an einem Altlastenstandort in der Münchner Schotterebene	191-192
Ji, R.; R. VINKEN; A. SCHÄFFER	Abiotic binding of Naturally Occurring Phenols and their Transformation Products in Soil	193-194
KAISER, K.; G. GUGGENBERGER	Biogeochemie gelösten organischen Schwefels in zwei Waldökosystemen	195-196
KAISER, M.; R.H. ELLERBROCK; A. HÖHN; L. BEYER	Charakterisierung unterschiedlich biologisch stabiler Fraktionen der organischen Bodensubstanz	197-198

KIM, R.-Y.; G. WELP; G.W. BRÜMMER	Kinetik der Cr(III)-Oxidation durch MnO <sub>2</sub>	199-200
KLEIN, C.; S. PÄTZOLD; G.W. BRÜMMER	Abbau und Sorption von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin in Böden – Bedeutung für den flächenhaften Austrag mit dem Zwischenabfluss	201-202
LANG, F.; M. KAUPENJOHANN	Metall-organische Verbindungen – Die Kolloide sau- rer Böden?	203-204
LEMKE, S.; S. GLATZEL; G. GEROLD	Porenwasseruntersuchungen im Pietzmoor zur De- tektion der Torfmineralisierung	205-206
LIEDTKE, M.; W.R. FISCHER	Physikalisch-chemische Untersuchungen organi- scher Substanzen sorbiert an Dreischichtsilicaten	207-208
LOBE, I.; C.C. DU PREEZ; W. AMELUNG	Einfluss der Landnutzungsdauer auf die organische Bodensubstanz in Plinthustalfts des südafrikanischen Highvelds	209-210
MARSCHNER, B.; A. QUECKE	Blei-Bindungsformen und Blei-Immobilisierung im Boden eines ehemaligen Schrotschiessplatzes	211-212
MATSCHONAT, G.; J. INGWERSEN; T. STRECK	Die ESS-Labormethode zur Bestimmung der Zu- sammensetzung der Bodenlösung: I. Eignung für landwirtschaftliche Böden	213-214
MICHEL, K.; B. LUDWIG; A. KÖLBL	Modellierung des Kationenaustauschs in gestörten und ungestörten Böden	215-216
MIKUTTA, C.; F. LANG; M. KAUPENJOHANN	Ist der Porenverschlusseffekt organischer Beläge auf Mineraloberflächen real?	217
NARIMANIDZE, E.; D. STEFFENS; S. SCHUBERT; L. WICHMANN; P. FELIX-HENNINGSEN	Bergbaubedingte Schwermetallbelastung und Bio- verfügbarkeit der Schwermetalle in Kastonozemen eines Bewässerungsgebiets südlich von Tif- lis/Georgien	219-220
OVERESCH, M.; J. RINKLEBE; G. BROLL	Bindungsformen von Pb und Zn in belasteten Auen- böden der Mittleren Elbe	221-222
PAGEL-WIEDER, S.; F. GESSLER; J. NIEMEYER; D. SCHRÖDER	Sorptionsverhalten des Toxins aus <i>Bacillus thurin- giensis</i> (Bt-Toxin) an Montmorillonit und an Tonfrak- tionen von Böden unterschiedlicher Untersuchungs- standorte	223-224
PRIETZEL, J.; J. THIEME; U. NEUHÄUSLER; J. SUSINI; I. KÖGEL-KNABNER	Quantifizierung unterschiedlicher Schwefel- Bindungsformen in Böden und Bodenpartikeln mittels Röntgenspektromikroskopie	225-226
RADTKE, U.; H. THIEMÉYER; J. LACH; E. STRICKRODT	Verteilung und Konzentration von Platingruppenele- menten (PGE) entlang zweier Profilssequenzen Strasse-Wald	227-228
REEMTSMA, T.; R. BECKER	Wasserchemische Einflüsse auf die Freisetzung or- ganischer Stoffe aus urbanen Böden	229-230
SCHAUMANN, G.E.; E.J. LEBOEUF	Glass Transitions in a Peat Soil: Influence of Water	231-232
SCHÖNBUCHNER, H.; M. LEITERER; B. MACHELETT; H. BERGMANN	Mobilität und Boden-Pflanze-Transfer von Schwer- metallen auf/in uranhaltigen Haldenböden	233-234
SCHWARZ, J.; H. KNICKER; S. THIELE-BRUN	Transformation und Festlegung antibiotischer phar- mazeutischer Substanzen in Gegenwart von Hu- minstoffmonomeren	235-236
SCHWEMMER, S.; M.W.I. SCHMIDT; G.L.B. WIESENBERG; L. SCHWARK	Quellenidentifikation von polyzyklischen aromati- schen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Böden des „E- wigen Roggenbaus“	237-238



SPIELVOGEL, S.; J. PRIETZEL; I. KÖGEL-KNABNER	Wie beeinflusst Borkenkäferbefall im Nationalpark Bayerischer Wald die Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz im Oberboden	239-240
THIELE-BRUHN, S.; D. PETERS; B. HALLING-SØRENSEN; P. LEINWEBER	Alterung und Photodegradation pharmazeutischer Antibiotika nach Applikation auf Bodenoberflächen	241-242
TURYBAHIKA, F.; K. CHEVTSOVA; Y. KUZYAKOV; N. WERMBTER	Decomposition of <sup>14</sup> C Labeled Organic Substances and Induced Priming Effekt	243-244
VOEGELIN, A.; R. KRETZSCHMAR	Beschreibung der Sorption von Kadmium und Zink in Böden mittels skalierter Austauschkoefizienten	245-246
WEHRER, M.; K.-U. TOTSCHKE; F. STORCK; B. HUWE	Optimierung von Durchflussverfahren zur Quellstärkeermittlung kontaminierter natürlicher und anthropogener Schüttgüter	247-248
WELL, R.	Steuerung der Produktion und Reduktion von N <sub>2</sub> O bei der Denitrifikation im Unterboden hydromorpher Standorte	249-250
WELP, G.; A. BOLHÖFER; I. MEINE; K. DOMEYER; H.W. SCHERER	Chelat- und säureinduzierte Phytosanierung schwermetallbelasteter Böden	251-252
WILCKE, W.	Rekonstruktion der natürlichen Hintergrundgehalte von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Böden	253-254
ZUBER, T.; W. BORKEN; E.A. DAVIDSON	Ist der Q <sub>10</sub> -Wert ein zuverlässiger Parameter zur Schätzung zukünftiger Bodenrespirationsraten?	255-256

### Referate, Poster Kommission III mit Symposium Kommission III und AG Bodenökologie

AMMER, S.; J. PRIETZEL	Auswirkungen eines Umbaus von Kiefernreinbeständen in laubholzreiche Mischbestände auf Bodenchemie und Lumbricidenfauna	257-258
BAUM, C.; K. HRYNKIEWICZ	Der Einfluss der Ektomykorrhizierung auf den Transport von Schwermetallen in die Phytomasse von <i>Salix viminalis</i> und <i>Populus trichocarpa</i>	259-260
BERGHOFF, A.; H. HÖPER; G. BROLL	Auswirkungen von Tetracyclin auf die Bodenmikroorganismen zweier Acker-Dauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen	261-262
BIERKE, A.; S. TISCHER; R. JAHN	Veränderungen der Bodennährstoffverhältnisse und der mikrobiellen Aktivitäten durch Schweinefreilandhaltung	263-264
BÖHME, C.; D. LANDGRAF; F. MAKESCHIN	Dynamik der L-Asparaginase- und L-Glutaminaseaktivität in Abhängigkeit zu ausgewählten N-Fractionen einer Sand-Braunerde unter Berücksichtigung verschiedener landwirtschaftlicher Nutzungsintensitäten	265-266
BÖTTCHER, J.	Ungenauigkeiten bei der Ermittlung von Mineralisierungsparametern mit nicht-linearen Verfahren und Sicherheiten	267
DYCKMANS, J.; H. FLESSA; T. VOR; F. BEESE	Wärme- und CO <sub>2</sub> -Produktion als mikrobielle Aktivitätsparameter im Übergang von oxischen zu anoxischen Bedingungen	269-270
EHRMANN, O.	Vorkommen von Regenwürmern in zwei unterschiedlich strukturierten Kleinlandschaften Südwestdeutschlands	271-272

EICKHORST, T.; R. TIPPKÖTTER	Lokalisierung und Identifizierung von Mikroorganismen in strukturierten Böden mit Hilfe der FISH-Technik	273-274
EMMERLING, C.; H. GÖHLER; J. ALTMEIER	Beziehungen zwischen modifizierter Arten/Lebensform-Diversität von Regenwürmern (Lumbricidae) und Bodeneigenschaften	275-276
FELIX-HENNINGSSEN, P.; B. RUMMEL	Eigenschaften und bodenökologische Bedeutung biologischer Krusten in einem semiariden Dünen-Ökosystem der Negev/Israel	277-278
FRIEDEL, J.K.; R. FARTHOFFER; G. PIETSCH; B. FREYER	Auswirkungen unterschiedlich genutzter Luzernebestände auf labile Bodenstickstoff-Fractionen im pan-nonischen Klimaraum Östösterreichs	279-280
GEBERT, J.; A. GRÖNGRÖFT; S. EIL	Methanbildung von Sedimenten aus Bodenwasserstraßen - Bedeutung der Sedimenteigenschaften -	281-282
GRAEFE, U.	Die räumliche Vielfalt der Bodenbiozönose: Typendiversität versus Artendiversität	283-284
HEIM, A.; B. FREY	Bodenbiologische Aktivität auf 5 Dauerbeobachtungsflächen der Langfristigen Waldökosystemforschung (LWF) Schweiz	285-286
HÖPER, H.	Atmungskurven nach ISO 17155: Validierung der Schwellenwerte für ökotoxikologische Bedenklichkeit und Abgleich mit der Substrat-Induzierten Respiration	287-288
JOERGENSEN, R.G.; F. WICHERN; C. RICHTER	Der Verlust von Bodenfruchtbarkeit auf einer als Hausgarten genutzten Vertisolfläche des subtropischen Südafrikas	289-290
JOSCHKO, M.; P. LENTZSCH; W. HIEROLD; S. KRÜCK; D. BARKUSKY	Ansätze für eine Untersuchung der funktionellen Bedeutung von Bodentieren für bodenökologische Prozesse auf Landschaftsebene	291-292
JÜSCHKE, E.	Confocale Laserscanning Mikroskopie (CLSM) zur Untersuchung der Mikroorganismenaktivität an Wurzeln	293-294
KARRASCH, M.; C. WACHENDORF; F. TAUBE	Bewirtschaftungsbedingte Veränderungen der C- und N-Flüsse eines Grünlandstandortes und ihr Einfluss auf C- und N-Fractionen im Oberboden	295-296
KRÜCK, S.; M. JOSCHKO; G. EISENBEIS	Einfluss von Bodentieren auf den Streuabbau und die C/N-Dynamik auf sandigem Ackerboden im nordostdeutschen Trockengebiet	297-298
LANGER, U.; J. RINKLEBE	PLFA and Soil Microbial Biomass in an Eutric Gleysol, Eutric Fluvisol, and Mollic Fluvisol at the Elbe River	299-300
MAI, M.; B.-M. WILKE; A. GATTINGER; P. GONG	Wirkung frischer und gealterter Kupferkontamination auf Bodenmikroorganismen	301
MARSCHNER, A.	Konzeption zur Ableitung von Bodenwerten zum Schutz des Lebensraumes von Bodenorganismen	303-304
MEHRANFAR, O.; R. WELL	Laboratory Studies to Quantify Actual and Long-Term Denitrification Potential in the Saturated Zone of Hydromorphic Soils	305-306
MICHELS, A.; S. GÄTH	Transport von Mikroorganismen und Partikeln in einem Lössboden unter differenzierter Bearbeitung	307-308
MODELL, A.; U. BECKMANN; R. RUSSOW; H. KOLBE	N <sub>2</sub> O- und CH <sub>4</sub> -Flüsse in zwei Anbausystemen des Ökologischen Landbaus	309-310
MÜLLER, T.; P. FRAGSTEIN VON; P. NIEMSDORFF	Einfluss der Temperatur auf den Umsatz von Pflanzenresiduen mit engem C/N-Verhältnis	311-312

PETERSEN, A.	Bedeutung der Termiten für die Pedodiversität südafrikanischer Trockengebiete	313-314
POLL, C.; M. STEMMER; J. INGWERSEN; E. KANDELER	Effect of Water Supply on the Soil-Litter Interface as a Microbial Habitat	315-316
POTTHOF, M.; K. STEENWERTH; L. JACKSON	Soil Biological Properties of Restored Perennial Grassland in California	317-318
RACH, J.; S. ZEISS	Ursachen des N-Freisetzungs potentials an entwässerten Erlenbruchwaldstandorten	319-320
SCHENK ZU SCHWEINSBERG- MICKAN, M.; T. MÜLLER	Einfluss des mikrobiellen Präparats EM auf den Kohlenstoff- und Stickstoffumsatz im Boden	321-322
SCHÖNING, A.; G.W. BRÜMMER	Reaktion von Lumbriciden im Kottenforst (Bonn) auf Veränderungen des bodenchemischen Milieus nach Kalkung und Düngung	323-324
SCHRADER, S.; M. BÖNING	Bodenökologische Untersuchungen extensiver Dachbegrünung in der Stadtlandschaft anhand der Collembolen-Zönose	325-326
TISCHER, S.; H. TANNEBERG	Artendiversität und Schwermetallgehalte von Lumbriciden auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen mit unterschiedlicher Nutzung in Sachsen-Anhalt	327-328
WILKE, B.-M.; R. SKORUPSKI	Bestimmung der mikrobiellen Biomasse – ein Methodenvergleich	329

## Band 102, Heft 2

### Referate, Poster Kommission IV

AHL, C.; B. MEYER	Das Göttinger E-Feld – Betrachtung der PK-Bilanz nach 130 Jahren Versuchsdauer – Ein Beitrag zur Frage der „Nachhaltigkeit“	333-334
BÖHME, F.; I. MERBACH; A. WEIGEL; R. RUSSOW	Einfluss von Pflanzenart und Stickstoffversorgung auf die Höhe des atmosphärischen Stickstoffeintrages	355-336
BOY, J.; W. WILCKE; R. GOLLER; K. FLEISCHBEIN; C. VALAREZO; W. ZECH	Nährstoffdynamik in einem ecuadorianischen Bergregenwald: Einfluss der Hangneigung	337-338
BRANDT, M.; M. HAMMER-WEISS	Freilandhaltung von Mastschweinen als Fruchtfolgeglied im Ökologischen Landbau – Auswirkungen auf die N-, P- und K-Einträge im System Boden-Pflanze	339-340
FENG, Z.; N. LAMERSDORF; R. BRUMME; M. CORRE	Untersuchungen zum N-Umsatz unter veränderten Stoffeinträgen in einem Fichtenwaldökosystem im Solling	341-342
GERZABEK, M.H.; G. HABERHAUER; M. STEMMER; S. KLEPSCH; E. HAUNOLD	Über das Langzeitverhalten von Stickstoff in einem alpinen Ökosystem	343-344
GIESEMANN, A.; C. STICHT; S. SCHRADER; O. LARINK; H.-J. WEIGEL	C-Isotopenzusammensetzung und Collembolenzönose eines Agrarökosystems unter C-Anreicherung der Atmosphäre	345-346
HELMERT, M.; H. HEUWINKEL; G. POMMER; R. GUTSER; U. SCHMIDHALTER	N-Flüsse in gemulchtem und geschnittenem Klee-gras: Warum Brache im Ökologischen Landbau nicht die Erträge der Folgefrucht erhöht	347-348
ILG, K.; J. SIEMENS; M. KAUPENJOHANN	Mobilisierungspotential kolloidalen Phosphors in sandigen Böden als Funktion der P-Düngung	349
JOHN, B.; T. YAMASHITA; H. FLESSA; B. LUDWIG	Kohlenstoffumsatz in aggregierten Böden – Messung anhand der natürlichen <sup>13</sup> C-Verteilung	351-352
KÖHLER, S.; A. HÄBERLE; Y. KUZYAKOV; K. STAHR	Einfluss der Bodenbearbeitung auf den Nitrataustrag auf ökologisch bewirtschafteten Flächen	353-354
KÜHN, J.; R. RIPPEL; U. SCHMIDHALTER	Bodenbedingte Ursachen für das Auftreten der Rhizoctonia-Rübenfäule: Erste Ergebnisse	355-356
KUHN, K.; D. VETTERLEIN; R. JAHN	Einfluss genotypischer Unterschiede in der Na <sup>+</sup> -Aufnahme auf das osmotische Potential in der Rhizosphäre – Bedeutung für den Wasserhaushalt der Pflanzen	357-358
KUZYAKOV, Y.	Separate Estimation of Root Respiration and Rhizomicrobial Respiration by Means of $\delta^{13}\text{C}$ of Soil Microbial Biomass	359-360
LANFER, N.	Gibt es nachhaltige Landnutzungssysteme in Amazonien?	361-362
LANGE, F.M.; T. GAISER; K. STAHR	Vergleich der Bodenwasserdynamik unterschiedlicher Mais/Bohnen-Mischkulturen in der Region Picos/Piauí (Nordostbrasilien)	363
LEIFELD, J.; S. BASSIN; J. FUHRER	Kohlenstoffvorräte- und Bindungspotentiale in landwirtschaftlichen Böden der Schweiz	365-366
LINDENMAIR, J.; E. MATZNER;	Bedeutung von Grobwurzeln für die Wasseraufnahme von Fichte, Buche und Eiche – Messungen im Nährlösungsmilieu und im Bodenmaterial -	367-368

LUDWIG, B.; B. JOHN; R. ELLERBROCK; M. KAISER; H. FLESSA	Stabilisierung des maisbuertigen Kohlenstoffs in einem sandigen Boden: experimentelle und Modellierungsergebnisse	369
MACK, U.; K.H. FEGER; K. STAHR	Untersuchungen zu Bodenwasserhaushalt und Nitratauswaschung in der Nordchinesischen Tiefebene	371-372
MASHALI, S.A.; A. BALBA; E. ALWAKIEL; A. ABOU EL-KHIR; S. NAEEM	Minimizing the Loss of Ammonia by Volatilization from Paddy Soils in Egypt	373-374
MAYER, J.; F. BUEGGER; E.S. JENSEN; M. SCHLOTER; J. HEß	Einflüsse der Rhizodeposition von Körnerleguminosen auf den Umsatz ihrer Residuen im Boden	375-376
NENDEL, C.; K.-C. KERSEBAUM; S. REUTER; R. KUBIAK; R. NIEDER	Biokompostverwertung auf Rebflächen – Simulation der N-Dynamik	377-378
NIEDER, R.; S. BRINKMANN	Humuskörper norddeutscher Kiefernforste: Senken- oder Quellensysteme für C und N?	379-380
OELMANN, Y.; W. WILCKE	Reduziert steigende Biodiversität die Stickstoffauswaschung aus dem Oberboden in einem Grünland-ökosystem?	381-382
PACHOLSKI, A.; G.X. CAI; M. ROELCKE; R. NIEDER	Simulation der NH <sub>3</sub> -Volatilisation nach Harnstoff-Düngung in einem kalkhaltigen Alluvialboden in China	383-384
PUHLMANN, M.; U. FRANKO; E. SCHULZ	Bedeutung des C <sub>hw1</sub> für die NO <sub>3</sub> -Auswaschung unter Acker	385-386
RAUBUCH, M.; C. PYTLIK	Die N-Dynamik des N <sub>min</sub> , N <sub>org</sub> und N <sub>mic</sub> im Wurzelraum eines Zweikulturnutzungssystems	387-388
REIHER, W.; Y. KUZYAKOV	Kohlenstofffestlegung unter perennierenden Energiepflanzen	389-390
ROELCKE, M.; Y. HAN; K.-H. SCHLEEF; J.G. ZHU; G. LIU; Z.C. CAI	Neue Trends und Empfehlungen zur Stickstoff-Düngung in intensiv genutzten Anbausystemen Ostchinas	391-392
SAPRONOV, D.; Y. KUZYAKOV	CO <sub>2</sub> Sources by Freezing-Thawing of Soil	393-394
SCHAD, P.	Das Savannenproblem in der Chiquitania: Bodenmerkmale und ihre Beziehungen zur Nährstoffversorgung von Wald- und Cerradobäumen in Ost-Bolivien	395-396
SCHMIDT, O.; J. DYCKMANS; K. BLACK	Bodenalgen als C-Quelle für die mikrobielle Biomasse und Bodentiere	397-398
SCHRUMPF, M.; H. LYARUU; J. AXMACHER; W. ZECH	Einfluss des Störungsgrades der Vegetation auf interne Nährstoffkreisläufe und Stoffflüsse in der Bergwaldstufe des Mt. Kilimanjaro, Tansania	399-400
SIEMENS, J.; K. ILG; M. KAUPENJOHANN	Gelöster und kolloidaler Phosphor in Böden, Sickerwasser und Grundwasser in Münster/Westfalen	401-402
STALLFORTH, R.; I. LOBE; C. DU PREEZ; W. AMELUNG	Einfluss der Landnutzungsdauer auf die P-Dynamik im Boden – eine Fallstudie im semiariden Südafrika	403-404
STANGE, F.	SimKIM – Ein Simulationsmodell zur Auswertung von Messungen nach der Kinetischen <sup>15</sup> N Isotopen Methode	405-406
VELTY, S.; A. BEHRENDT; J. ZEITZ	Bodenchemische Dynamik bei der Wiedervernäsung von Niedermoor-Lysimeter mit gereinigtem kommunalem Abwasser	407-408

VETTERLEIN, D.; R. JAHN	Gradienten in der Bodenlösungszusammensetzung zwischen Gesamtboden und Rhizosphäre – <i>in situ</i> Messung bei bekanntem aber variablen Bodenwasser-gehalt	409-410
WERTH, M.; H.-J. BRAUCKMANN; G. BROLL	Modellierung der Nährstoff- und Humusgehalte (1975 – 2002) von Grünlandstandorten in Südwest-deutschland	411-412
WIEDERHOLD, J.G.; N. TEUTSCH; R. KRETZSCHMAR; S.M. KRÄMER; A.N. HALLIDAY	Fraktionierung von Eisen-Isotopen – Entwicklung einer neuen Tracermethode für den biogeo-chemischen Eisen-Kreislauf in Böden	413-414
WIESENBERG, G.L.; M.W. SCHMIDT; J. SCHWARZBAUER; L. SCHWARK	Herkunft und Stabilität von Lipiden in natürlich mar-kierten Ackerböden	415-416

**Referate, Poster Kommission V mit Symposium Kommission V und Kommission VIII und Symposium Kommission V mit AK Humusformen**

ALBRECHT, C.; B. HUWE; R. JAHN	<i>Fuzzy-set</i> -basierte Verfahren für die Bodenklassifika-tion	417-418
ALBRECHT, C.; P. KÜHN	Eigenschaften und Genese der schwarzerdeartigen Böden auf der Insel Poel	419-420
ALTERMANN, M.; M. STEININGER; O. ROSCHE	Kriterien zur Ausweisung und Bewertung von Böden mit Archivfunktion im Land Sachsen-Anhalt	421-422
BARTELS, C.; H.-G. SCHÖN; D. TRAUTZ	Beurteilung der Aussagekraft von Wertzahlen der Bodenschätzung für die Abschätzung der Ertragsfä-higkeit von ackerbaulich genutzten Flächen Nord-westdeutschlands auf der Basis von Ertragskarten	423-424
BECKMANN, S.; T. RAAB; J. VÖLKEL	Untersuchung von Auensedimenten und Kolluvien als Geoarchive im Einflussbereich eines historischen Montanstandortes	425-426
BEHRENS, T.; A. V. ESCHWEGE; O. SCHNEIDER; P. FELIX-HENNINGSSEN; T. SCHOLTEN	Methoden zur Auswahl räumlich repräsentativer Un-tersuchungsflächen in bodenkundlichen Fragestel-lungen	427-428
BENNE, I.; J. BOESS; A. CAPELLE; E. GEHRT; S. LANGNER; H. SPONAGEL	Die BK50 im NIBIS® - Ein neuer Standard – Die Standards bei der Erstellung der Karten -	429-430
BILLEN, N.; K. STAHR; D. LEHMANN; R. LENZ	Mit neuronalen Netzen entwickelte Konzeptboden-karte mit GIS-Erstellung einer flächendeckenden Planungsgrundlage	431-432
BOCK, M.; R. KÖTHE; J. BOHNER; E. GEHRT	Quantitative Ansätze zur Bodenregionalisierung – dargestellt am Beispiel von Grundwasserneubil-dungsrate und Bodenerosion	433-434
BOESS, J.; G. LÖSEL; V. HENNINGS	Beitrag und Kosteneffizienz verschiedener konventi-oneller und geophysikalischer Methoden zur Erstel-lung einer Hofbodenkarte für die teilflächenspezifi-sche Bewirtschaftung	435-436
BRONGER, A. CAPELLE, A.; I. BENNE; J. BOESS; E. GEHRT; S. LANGNER; H. SPONAGEL	Löß als Produkt der Verwitterung und Bodenbildung? Die BK50 im NIBIS® - Ein neuer Standard – Stan-dardisierte Auswertungen der Bodenschätzung für die GK50 -	437-438 439-440

CASPARI, T.; R. BÄUMLER; TSHERING DORJI	Bodenentwicklung und Klimaindikation am Beispiel eines der weltgrößten Flussterrassensysteme (Zentralbhotan)	441-442
CHMIELESKI, J.; J. ZEITZ	Bodenfunktionen von Mudden: Flächenverbreitung, Zustand der Flächen und Bewertungsparameter	443-444
DÖRING, J.; T. CHUDY; W. KAINZ	Die klimatische Gliederung Sachsen-Anhalts – eine neue Informationsebene im Boden-Landschafts-Modell	445-446
DUNTZE, O.; F. WATERMANN; L. GIANI	Charakterisierung der Geo-Pedogenese von „Brackmarschen“ durch Daten der Röntgenfluoreszenzspektroskopie sowie aus Diatomeen- und Pyritkristalluntersuchungen	447-448
DÜWEL, O.; I. NAGEL; J. UTERMANN	Die Europäische Bodenschutzstrategie – Anspruch und Wirklichkeit bei der Bereitstellung geeigneter bodenschutzrelevanter Daten -	449-450
ECKELMANN, W.; R. HARTWICH; F. KRONE; D. KRUG; C.S. SIEBNER; U. STEGGER; W. STOLZ	Das Fachinformationssystem Bodenkunde der BGR – Status 2003	451-452
ECKMEIER, E.; R. GERLACH; M.W.I. SCHMIDT; H. BAUMEWERD-SCHMIDT	Schwarzerderrelikte: Böden oder archäologischer Befund?	453-454
EISENMANN, V.; J. RINKLEBE; M. ALTERMANN	Zur Kohlenstoffspeicherung in Auenböden der Mittleren Elbe	455-456
ERBER, C.; G. BROLL	Humusformenausprägung basenarmer nasser Waldstandorte im Sauerland – Ein Beitrag zur Weiterentwicklung der Humusformensystematik	457-458
ERTL, H.; W. BURGHARDT	Muster der montanindustriell verursachten Schadmetallgehalte in einer Grünfläche zwischen zwei Wohnblöcken – ein Beitrag zur Kartierung der Bodenbelastung in Städten	459-460
ESCHWEGE, A. VON; T. BEHRENS; F. HEBELER; O. SCHNEIDER; T. SCHOLTEN; P. FELIX-HENNINGSSEN	Großräumige Erhebung bodenchemischer Kennwerte auf Grundlage räumlich repräsentativer Messnetzsysteme	461-462
FETZER, K.D.; K. DRESCHER-LARRES; J. WEYRICH	Stadtböden im saarländischen Bodeninformationssystem SAARBIS	463-464
FIEDLER, S.; B.S. HÖLL; H.P.F. JUNGKUNST	Gelöstes Methan innerhalb einer hydromorphen Bodengesellschaft des Mittleren Schwarzwaldes (Wildmooswald)	465-466
FRANKE, C.; J. RINKLEBE	Heterogenität von Cd, Zn, Cu, Cr in Auenböden der Elbe in Abhängigkeit von Bodenform, Überflutungsdauer, organischem Kohlenstoff und Bodenreaktion	467-468
FRIEDRICH, K.; B. KEIL	Bodenfunktionsbezogene Auswertung von Bodenschätzungsdaten für Hessen und Rheinland-Pfalz	469-470
GARBE, M.; R. GIERSE; P. REINIRKENS	Digitale Bodenbelastungskarte Wuppertal - Fortführung Siedlungsböden	471-472
GEBHARDT, C.; L. GIANI	Plaggenesche in Nordwest-Russland?	473-474
GEHRT, E.; I. BENNE; J. BOESS; A. CAPELLE; S. LANGNER; H. SPONAGEL	Die BK50 im NIBIS® - Ein neuer Standard – Die Standards im Produkt	475-476
GIANI, L.; S. BUHMANN	Pedogenese von Dünenböden der Ostfriesischen Inseln – am Beispiel Spiekeroogs -	477-478

GRABE, M.; M. KLEBER; K.-J. HARTMANN; R. JAHN	Inventur der Kohlenstoffvorräte in Böden von Sachsen-Anhalt mittels GIS und der Bodenprofilatenbank SABO_P	479-480
GRAEF, F.; G. SCHMIDT; W. SCHRÖDER; U. STACHOW	Prüfung der Repräsentativität von BDF an ökologischen Räumen Brandenburgs mit CART (Classification and Regression Trees)	481-482
GRÜNEWALD, G.; M. STOLLE; R. JAHN	Kohlenstoffdynamik auf Rückstandshalden der Soda-industrie: Grundlagen der Bodenbildung auf jungen anthropogenen Rohböden unter Bedingungen einer natürlichen Sukzession	483-484
GUNREBEN, M.; J. BOESS; I. DAHLMANN; U. MÜLLER	Schutzwürdige Böden in Niedersachsen - Verfahrensweg zur Umsetzung der Archivfunktion im Bodenschutz	485-486
HANNEMANN, J.; D. KÜHN	Räumliche Ausweisung von Substratarten unter Anwendung eines alternativen Ansatzes	487-488
HARTMANN, K.-J.	Bereitstellung bodenkundlicher Informationen zur Beschreibung von Bodenfunktionen auf Grundlage von Substrathorizontgruppen	489-490
HOCHFELD, B.; A. GRÖNGRÖFT; G. MIEHLICH HOFFMANN, A.; J. VÖLKE	Neufassung des Hamburger Verfahrens zur Bodenfunktionsbewertung Untersuchungen zur prähistorischen Landnutzung und ihrem Einfluss auf die Bodengenese am Beispiel der spätlatènezeitlicher Viereckschanzen von Sal-lach/Niederbayern	491-492 493-494
HÖKE, S.	Identifikation und Quantifizierung von Exstaub in urban-industriellen Böden im Ruhrgebiet	495-496
HÖLL, B.S.; S. FIEDLER; F. HERMANN; H.F. JUNGKUNST; K. STAHR	Gelöstes N <sub>2</sub> O in einer landschaftstypischen Pedochore des Mittleren Schwarzwaldes (Wildmooswald)	497-498
JAHN, R.; H. JOISTEN; C. KABALA	Vorschlag einer einfachen Substratsystematik für die World Reference Base of Soil Resources (WRB)	499-500
JOISTEN, H.; R. JAHN; R. SINAPIUS; C. KABALA; M. TOMASEK; A. KOWALKOWSKI	Erste Internationale gemeinsame Bodenkarte von Deutschland, Tschechien und Polen im Maßstab 1:50.000, „Blatt Zittau“	501-502
KAHLE, P.	Bodenphysikalische Eigenschaften anthropogener Böden im Stadtgebiet von Rostock	503-504
KAINZ, W.	Substrat-Horizont-Gruppen – Bausteine zur Kennzeichnung von Bodeneinheiten	505-506
KEHL, M.; A. SKOWRONEK	Zur Klimaindikation jungquartärer Paläoböden aus kalkreichen Lössen und Hangsedimenten im Becken von Persepolis/Südiran	507-508
KEIL, B.	Die Behandlung von Überschwemmungsschäden durch die Bodenschätzung	509-510
KRUG, D.; W. STOLZ	Ermittlung der Sickerwasserrate aus dem Boden auf Grundlage der BÜK 200	511-512
KRUSE, K.; H. LAMBRECHT; A. ROHR	Zusammenfassung und Strukturierung relevanter Methoden und Verfahren zur Klassifikation und Bewertung von Bodenfunktionen für Planungs- und Genehmigungsverfahren mit dem Ziel der Vergleichbarkeit	513-514



KÜHN, D.; A. BAURIEGEL	Die Flächendatenbank zur Bodenübersichtskarte des Landes Brandenburg 1:300.000 – Möglichkeiten und Grenzen zur Ableitung von Bodenfunktions- und Bodenpotentialkarten	515-516
KÜHN, P.	Vorschlag zur Neueinordnung von Braunerde-Lessivés und Lessivé-Braunerden in die deutsche Bodensystematik	517-518
LANGNER, S.; I. BENNE; J. BOESS; A. CAPELLE; E. GEHRT; H. SPONAGEL LANTZSCH, P.; J. ZEITZ	Die BK50 im NIBIS® - Ein neuer Standard – Die Standards bei der Erstellung der Konzeptkarten -  Methodische Untersuchungen zur Kennzeichnung von Böden mit Funktionen der Natur- und Kulturgeschichte nach dem BBodSchG in Brandenburg am Beispiel der BÜK 1:50.000 (Blatt Potsdam)	519-520  521-522
LEHMANN, A.	Vorsorgender Bodenschutz in Stadtregionen - Strategien und Instrumente	523-524
LÖSEL, G.; V. HENNINGS	Legendenerweiterung kleinmaßstäbiger Bodenkartens durch Heterogenitätsmaße	525-526
MARKUSSEN, M.; G. GEROLD	Pedologische Untersuchungen als Grundlage für die Implementierung von Bodenfunktionen in die nationale Biodiversitätsstrategie Guatemalas	527-528
MENGEDE, R.; W. BURGHARDT MICHEL, R.; D. KOPP; M. ALTERMANN; W. SCHWANECKE	Zur Störung der Gasdiffusion in Friedhofsböden Einrichtung eines Schutzflächensystems natürlicher Waldböden für Sachsen-Anhalt und Brandenburg mit Archivfunktion für den primär natürlichen Zustand und als Vergleichsbasis anthropogenen Zustandswandels	529-530  531-532
MILBERT, G.; C. ERBER	Gliederung und Definition der Humusformen (AK Humusformen der DBG)	533-534
MOSIMANN, T.; U. MEER	Disaggregierungsmodell zur Optimierung mittelmaßstäbiger Bodenkartens für die Ableitung von Boden- und Landschaftshaushaltsfunktionen	535-536
NEUFELDT, H.; M. SCHÄFER; E. ANGENENDT PÄTZOLD, S.	Einfluss der Landnutzung auf die Kohlenstoffvorräte in Baden-Württemberg Archivfunktion einer Auenparabraunerde: Rekonstruktion der Landschaftsgeschichte anhand der Zeugnisse von 2.500 Jahren menschlichen Einflusses	537-538  539-540
POETSCH, T.; G. WERNER; S. SEDOV; E. SOLLEIRO	Tonverlagerung in einer jungen kolluvialen Deckschicht im zentralen Hochland von Mexiko - Ergebnisse bodenmikromorphologischer Untersuchungen	541-542
RAAB, T.; S. BECKMANN; K. HÜRKAMP; N. RICHARD; J. VÖLKEL	Auswirkungen vorzeitiger Bodenerosion auf Verbreitung und Eigenschaften von Böden im Umfeld historischer Montanstandorte an der Vils in der Oberpfalz	543-544
REINIRKENS, P.; O. PERONNE; B. HÜTTER	Pedogene Arsenanreicherungen in Brauneisengleyen im südwestlichen Münsterland (Kreis Recklinghausen)	545-546
RICHTER, A.; G.H. ADLER; W. ECKELMANN	Räumliche und inhaltliche Präzisierung der Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000 (BÜK 1000)	547-548
RIEK, W.; N. WELLBROCK; B. STROHBACH	Eigenschaften typischer Waldböden des Nordostdeutschen Tieflands – Bewertung des Wasser- und Stoffhaushalts	549-550
RINKLEBE, J.	Eigenschaften und Dynamik von Auenböden	551-552

SABEL, K.-J.; K. FRIEDRICH	Die Bodenflächendaten 1:50.000 Hessen (BFD50) als Basis für die Auswertung „Bodenkarte“	553-554
SAUER, D.	Äolische Anteile in periglaziären Lagen - Abschätzung anhand der Spurenelementgehalte und Rückschlüsse auf die Paläoklimatischen Bedingungen der Lagengenese	555-556
SAUER, S.; R. MILLER; M. PETER; V. VORDERBRÜGGE	Bodenfunktionsbezogene Auswertung von Bodenschätzungsdaten für Hessen und Rheinland-Pfalz - Methodenentwicklung -	557-558
SAUERBREY, R.; H. LEHRKAMP; F. GÖBEL	Die Böden der Rimpau'schen Moordammkulturen in Brandenburg	559-560
SCHAWÉ, M.; S. GLATZEL; G. GEROLD	Bodengenese entlang eines Vertikaltranssekts in bolivianischen Bergregenwäldern	561-562
SCHINDLER, U.; J. STEIDL; J. THIÉRE; L. MÜLLER	Einfluss von Boden und Landnutzung auf die Abflusshöhe in ausgewählten Einzugsgebieten Nordostdeutschlands	563-564
SCHNECKENBERGER, K.; S. FIEDLER; K. STAHR; M. GRAW	Charakterisierung von Nekrosolen mit sog. Fettwachsleichen-Bildung	565-566
SCHNEIDER, J.; I. DAHLMANN; T. HERNANDEZ; U. KALLERT	Brachflächen-Management in Niedersachsen	567-568
SCHOLTEN, T.; T. BEHRENS; K.-J. HARTMANN; M. GOLDSCHMITT; D. SPIES	Synthetische Bodenkarten als Grundlage für die Bereitstellung planungsrelevanter Bodeninformationen	569-570
SCHÖNING, I.; K.-U. TOTSCHÉ; I. KÖGEL-KNABNER	Räumliche Variabilität von Kohlenstoff- und Stickstoffvorräten in Parabraunerden unter einem Buchenbestand	571-572
SCHWANK, S.; A. GRÖNGRÖFT	Indikatorwert von Altmarschböden Süderdithmarschens für Bodengenese und Landschaftsentwicklung	573-574
SCHWARTZ, R.; A. GRÖNGRÖFT; G. MIEHLICH	Beschreibung und Typisierung des Feuchteregimes von Auenböden der unteren Mittelélbe	575-576
SCHWEIKLE, V.; M. KÜSTLER	Genese einer Lixi-Ferral-Gley-Bodenscháft auf Migmatit in S-Tanzania	577-578
SEDOV, S.; E. SOLLEIRO-REBOLLEDO; J. GAMA-CASTRO; P. MORALES-PUENTE; G. WERNER; T. POETSCH	Tephra-Paleosol Sequences of Transmexican Volcanic Belt: A Paleopedological Record of Late Quaternary Environmental Change in the Central Mexican Highlands	579-580
SELLE, B.; B. HUWE; H. LANGE	Effektive Modellierung und Klassifikation von Bodenstandorten auf der Landschaftsebene	581-582
SIEBNER, C.S.; O. DÜWEL; J. UTERMANN	Bundesweite Auswertung von organischen C-Gehalten und Bodenarten in Oberböden	583-584
SPONAGEL, H.; I. BENNE; J. BOESS; A. CAPELLE; E. GEHRT; S. LANGNER	Die BK50 im NIBIS® - Ein neuer Standard	585-586
STASCH, D.; O. BECK; K. STAHR	Empfehlungen für die Ableitung von Kennwerten des Stoff- und Wasserhaushaltes für anthropogene Böden des Stuttgarter Raumes	587-588
STROHBACH, B.; W. RIEK	Zur Bodenentwicklung anthropogen beeinflusster Niedermoore des Spreewaldes	589-590
STRZYSZCZ, Z.; T. MAGIERA	Magnetic Susceptibility of Soils in Poland	591-592
SWATON, T.; J. RINKLEBE; H. TANNEBERG; R. JAHN	Verteilungsmuster von Quecksilber und Zink in Auenböden des Saale-Elbe-Winkels	593-594

THIERE, J.; J. KIESEL; L. LAACKE; J. LENTZ-WOROBJEW; L. VÖLKER TILLMANN, J.E.; D. FREUDENBERGER	Agrarflächen der Neuen Bundesländer im Standortvergleich auf der Grundlage der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK)	595-596
TOLKSDORF-LIENEMANN, E.	Evaluierung der „Landscape Function Analysis“ im klimatisch gemäßigten Australien unter besonderer Berücksichtigung des Infiltrations-Indizes	597-598
ULONSKA, H.J.	Kriterien zu Bewertung und Schutz von Plaggeneischen und historischen Kultsolen	599-600
VOGLER, E.; M. ALTERMANN; F. VOGLER	Bodenschätzungsparameter im Kontext zu funktionsbezogenen Kriterien des landwirtschaftlichen Bodenschutzes	601-602
WEINZIERL, W.; S. FIEDLER; F. WALDMANN; M. GRAW	Zur Bodenschätzung anthropogener, landwirtschaftlich nutzbarer Standorte	603-604
ZIKELI, S.; M. KASTLER; R. JAHN	Studie zur Zersetzungsproblematik auf Friedhöfen – Fallbeispiel Baden-Württemberg	605-606
	Austragsverhalten vorverwitterter Braunkohlenaschen: Veränderung der Mineralphase und der Schwermetallgehalte	607-608

#### Referate, Poster Kommission VI mit Symposium Kommission VI und VIII

ALTFELDER, S.; C. BEYER; W.H.M. DUIJNISVELD; T. STRECK	Sickerwasserprognose in einem immissionsbelasteten urbanen Raum unter Berücksichtigung von Prüfwerten des Bodenschutzes	609-610
ANLAUF, R.; R. ESCH; J. ANDRESEN ASCHE, N.	Modellrechnungen zur zukünftigen Entwicklung der Grundwasserqualität in einem Wasserschutzgebiet	611-612
BACH, M.; L. BREUER; H.-G. FREDE BECKER, K.-W.	Critical Loads für Säure – Würden bodenkundliche Basisdaten ausreichend berücksichtigt?	613-614
BERGER, K.	ITE <sup>2M</sup> : Integration ökologischer und ökonomischer Kriterien in der Landnutzungsentscheidung	615-616
BERNSDORF, F.; N. BÖHLMANN; R. MEISSNER; H. BORG; U. WEGENER; F. BÖHME; R. RUSSOW	Bodenbearbeitung ohne Pflug: Auswirkungen auf die Dichte des Bodens und die Speicherung von Humus	617-618
BISCHOFF, W.A.; S. KÖHLER; M. KAUPENJOHANN	Simulation des Wasserhaushaltes von Oberflächenabdichtungssystemen – Stand und Entwicklungsperspektiven des HELP-Modells	619-620
BREUER, L.; J.A. HUISMAN; H.-G. FREDE	N-Stoffflüsse in einem soligenen Hangmoor (Nationalpark Hochharz)	621-622
CRAM, S.; L. OLVERA-VARGAS; J.M. RAMIREZ-CRUZ; A. HERRE; Y. RAMOS; C. SIEBE DILLING, J.; M. JONECK	Auswirkungen der Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft und auf das Grundwasser	623-624
DOBER, S.; B. MEYER	Kombinierte Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt	625-626
	Mangantransport in der Landschaft in Abhängigkeit von der Bodennutzung im Bergbaubezirk Molango, Mexiko	627-628
	Regionalisierung der relativen Immissionsbelastungen von organischen Schadstoffen in bayerischen Böden unter Nadelwald	629-630
	Veränderung von Penetrometerwiderständen auf Lössböden im Fläming in Abhängigkeit von der Landnutzung	631-632

DÜRING, R.; A. HORN; S. KOCTÜRK; W. REIHER; S. GÄTH	Einfluss der Landnutzung auf den Schadstoffstatus der Böden im Untersuchungsgebiet des SFB 299	633-634
EULENSTEIN, F.; J. OLEJNIK; A. KEDZIORA; L. MÜLLER; U. SCHINDLER; M. WILLMS; A. WERNER	Vergleich zwischen Messung und Modellierung zur Bestimmung der Komponenten des Wasser- und Energiehaushaltes in heterogenen Landschaften	635-636
FREYER, N.; J. BÖTTCHER; G. KUHN; J. UTERMANN GÄTH, S.; D. LAVES	Erhebliche Freisetzung von Schwermetallen aus kleingärtnerisch genutzten Böden Nährstoffliche Verwertung von Bioabfällen und Wirt- schaftsdüngern im Kontext von Kreislaufwirtschaft und Bodenschutz – Anforderungen an ein geeigne- tes Grenzwertkonzept	637-638 639-640
GERBER, R.; T. SCHOLTEN; D. SAUER; P. FELIX-HENNINGSSEN GLATZEL, S.; G. BARETH	Darstellung von Wurzelraumeigenschaften in ske- letthaltigen Böden mittels GPR in Mittelgebirgsregio- nen Räumliche Modellierung von Methanflüssen auf regi- onalem Maßstab	641-642 643-644
GRÖNGRÖFT, A.; K. TRESSELT; K. BERGER; G. MIEHLICH	Hydrologisches Verhalten eines Oberflächenabdich- tungssystems mit aufbereitetem Baggergut als mine- ralische Dichtung	645-646
GRUNEWALD, K.; A.K. BÖHM; J. SCHEITHAUER	Torfböden der Hochmoore im Erzgebirge – Quellen für (unerwünschte) Huminstoffe in Trinkwasser- Talsperren	647-648
HEIDKAMP, A.; J. UTERMANN; J. BÖTTCHER HEUMANN, S.; G. BAUMGÄRTEL; J. BÖTTCHER; W.H.M. DUIJNISVELD; W. SCHÄFER HUISMAN, J.A.; L. BREUER; H.-G. FREDE	Pedotranfer-Funktionen zur Sorption von Schwerme- tallen in Waldböden Zeitlicher Verlauf der Auswirkung reduzierter N- Düngung auf die Nitratauswaschung sandiger A- ckerböden – Untersuchungsergebnisse und Modell- schätzungen	649-650 651
IKELS, L.; K. SCHWÄRZEL; M. FACKLAM; G. WESSOLEK	Spatial Consistency of Automatically Calibrated SWAT Simulations in the Dill Catchment and Three of its Sub-Catchments Ableitung von Kartiereinheiten anhand von geophy- sikalischen Messung auf einer Salzwiese der Vor- pommerschen Boddenlandschaft	653-654 655-656
JANSEN, M.; T. KOHORST; K.J. MEIWES; J. SABOROWSKI; F. BEESE	Chemische Eigenschaften von Waldböden im Solling	657-658
KLAMMER, O.; B. STEINWEG; H. MEUSER KOCH, I.; K. STAHR	Geogene und atmogene Schadstoffbelastungen im Höhen- und Tiefenprofil des Eggegebirges Reduktion der CO <sub>2</sub> -Emission aus landwirtschaftlich genutzten Böden durch Anpassung der Bewirtschaf- tung	659-660 661-662
KRAHE, S.; R.-A. DÜRING; S. GÄTH KUZYAKOVA, I.F.; K. STAHR; F.R. TURYABAHKA	Aufnahmepfade von Nonylphenol in Gerstenpflanzen Erfassung der langjährigen Dynamik von Komponen- ten des N-Haushaltes in Lößböden des Kraichgau mittels Zeitreihenanalyse	663-664 665-666
LAVES, D.; S. GÄTH	Plausibilitätsprüfung des BMVEL/BMU-Konzeptes „Gute Qualität und sichere Erträge“	667-668
LENHART, T.; T. POHLERT; L. BREUER; H.-G. FREDE	Modellierung des Stoffhaushaltes in mesoskaligen Einzugsgebieten	669-670

LORENZ, M.; K. SCHWÄRZEL; G. WESSOLEK	Auswirkungen von Klima- und Grundwasserstands- änderungen auf den Grünlandertrag und die Le- bensdauer der Niedermoore im Spreewald	671-672
MAKOWSKY, L. VON; P. KÄSTNER; H. MEUSER; J. HEMMER MEYER, B.; K.-W. BECKER	Rückschlüsse auf die Verlandungsentwicklung des Dümmer Sees durch den Nachweis von <sup>137</sup> CS und Nährstoffparametern Struktur-Veränderungen in Ackerkrumen (Ap- Horizonten) nach Umstellung der Bodenbearbeitung von „tief wendend“ auf „flach lockernd“	673-674 675-676
MÜLLER, J.	Wasserhaushalt von Kiefern- und Buchen- Reinbeständen und von Kiefern- und Buchen- Mischbeständen im nordostdeutschen Tiefland	677-678
NESTROY, O.	Strategien zur Verminderung des Nitrat-Eintrags in das Grundwasser im Leibnitzer Feld (Steiermark)	679-680
OLEJNIK, J.; F. EULENSTEIN; A. KEDZIORA; L. RYSZKOWSKI; M. WILLMS; A. WERNER PFEIFFER, B.; S. GÄTH	Energie- und Wasserhaushalt unter heutigen und zukünftigen klimatischen Bedingungen – Fallbeispiel Main-Einzugsgebiet Einsatz einer Kapillarsperre aus mineralischen Abfäl- len als Deponieoberflächenabdichtung	681-682 683-684
RABER, B.; O. DÜWEL; J. UTERMANN	Flächenrepräsentative Hintergrundwerte für anorga- nische Spurenelemente in Unterböden im bundes- weiten Maßstab	685-686
RIESBECK, F.; CHUNG MYUNG-HEE	Möglichkeiten und Grenzen der Verwendung minera- lischer und organischer Massenreststoffe zur Her- stellung kulturfähiger Substrate im Rahmen der O- berflächenabdeckung von Deponiestandorten im Land Brandenburg	687-688
RINGE, H.; B. AHRENDIS; G. GROß; J. BÖTTCHER	Inhomogenitäten im Aufbau eines Kie- fern/Buchenmischbestandes als Ursache räumlich differenzierter Stoffeinträge durch Deposition	689-690
SCHEUNER, E.T.; U. BÜTTNER; F. MAKESCHIN; P.C. CARTER; E.D. WELLS SCHWARZ, A.; M. KAUPENJOHANN	Bestimmung der Bodenatmung: Vergleich von 3 un- terschiedlichen CO <sub>2</sub> -Messgeräten PREFER – Ein einfacher Schlüssel zur Abschätzung des Auswaschungsrisikos von Pflanzenschutzmitteln aus Böden via preferential flow	691-692 693-694
SCHWEIGERT, P.	Die herbstliche Nitratdynamik im Boden eines Was- erschutzgebietes	695-696
SCHWEITZER, K.; A. BAURIEGEL	Definition von Boden-Phosphor-Typen zur Quantifi- zierung von Phosphorparametern konkreter Boden- formen und ihre Anwendung zur standortbezogenen Bewertung des P-Austrages	697-698
SCHWIEDE, M.; J. BÖTTCHER; W.H.M. DUIJNISVELD	Anreicherung von Nitrat in Böden und im Grundwas- ser der semiariden Kalahari Region in Botswana und Erforschung der beteiligten Prozesse	699
SIEBE, C.; A. HERRE; N. FERNÁNDEZ-BUCES	Umweltwirkung von Schwefel- und Schwermetall- emissionen eines Thermokraftwerkes: eine Fallstudie aus Mexiko	701-702
TAUBNER, H.; R. TIPPKÖTTER	Auswirkungen der Grüngutapplikationen auf Boden- eigenschaften und Ertrag bei Ackerböden	703-704
TAUCHNITZ, S.; S. BERNSDORF; H. BORG; R. MEISSNER	Einsatz von Klärschlammkompost im nicht sensiblen Landschaftsbau	705-706

UNTERSEHER, E.	Auswirkungen unterschiedlicher Bodenbearbeitung zu Silomais auf den Gehalt mineralischen Stickstoffs im Boden und den Ertrag	707-708
WESSOLEK, G.;	Ein neues Verfahren zur Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden	709-710
W.H.M. DUIJNISVELD;		711-712
WILDHAGEN, H.	Stoffverlagerung nach Sekundärrohstoff-Düngung	
WILLMS, M.; F. EULENSTEIN;	Änderung der latenten Energie in Agrarlandschaften bei zu erwartender Klimaveränderung	713-714
J. OLEJNIK; A. WERNER		
ZEPP, H.; K. WEIß	Wasserhaushalt und Wirksamkeit von Oberflächenabschlusssystemen mit mineralischer Dichtschicht	715-716
ZIRLEWAGEN, D.	Regionalisierung bodenchemischer Eigenschaften in Waldlandschaften mit multiplen Regressionsmodellen	717-718

### Referate, Poster Kommission VII

BUTZ-BRAUN, R.; G. SCHÜLER	Der Einfluss des anstehenden Ausgangsgesteins (Buntsandstein) auf die Waldernährung	719-720
DOHRMANN, R.; R. JAHN;	Quantification of Allophanes in Soils	721-722
S. KAUFHOLD; M. KLEBER		
EUSTERHUES, K.; C. RUMPEL;	Mineral-organische Komplexe in zwei sauren Waldböden: Die Bedeutung von Silikat-, Fe-Oxid und Mikroporenoberflächen für die Fixierung von organischem Material an Bodenmineralen	723-724
I. KÖGEL-KNABNER		
HAMER, M.; G.W. BRÜMMER	Säureneutralisationskapazität (SNK) und H <sup>+</sup> -Pufferraten bodenbildender Minerale	725-726
HERRE, A.; F. LANG;	Die Bildung von Oberflächenpräzipitaten bei der Mineralverwitterung in Vulkanascheböden	727
M. KAUPENJOHANN; C. SIEBE		
HÖHN, A.	Geochemie von Phosphor, Eisen und Aluminium in Böden eines Kiefernbestandes mit unterschiedlichem Auflichtungsgrad	729-730
HORNBURG, V.	Vergleich von Methoden zur Bestimmung der Gesamtgehalte von Haupt- und Spurenelementen in Böden (Königswasser-Extrakt : Flusssäure-Aufschluss)	731-732
INGWERSEN, J.;	Die ESS-Labormethode zur Bestimmung der Zusammensetzung der Bodenlösung: II. Methodenoptimierung durch Modellrechnungen	733-734
G. MATSCHONAT; T. STRECK		
KAHLE, M.; M. KLEBER;	Kohlenstoffspeicherung in Grob- und Feintonfraktionen illitischer Böden	735-736
M.S. TORN; R. JAHN		
KLEBER, M.; R. MIKUTTA;	Poorly Crystalline Minerals Stabilize Organic Matter: I. Mineral Properties and the Resistance of Organic Matter Against Oxidative Attack	737-738
M.S. TORNA. SIREGAR;		
R. JAHN		
KOHLER, M.; E.E. HILDEBRAND	Die experimentelle Bestimmung der Silikatverwitterung an natürlich gelagerten Bodensäulen aus Cv-Horizonten von Waldstandorten im Schwarzwald	739-740
MIKUTTA, R.; M. KLEBER;	Poorly crystalline Minerals Stabilize Organic Matter: II: The Quantitative Importance of the Ligand Exchange Mechanism: A Preliminary Estimate	741-742
A. SIREGAR; R. JAHN		
MOUNKAILA, M.; L. HERMANN;	Spectral and Mineralogical Properties of Potential Dust Sources on a Transect from Sahara to Sahel in Chad	743-744
T. MAURER; T. GAISER;		
K. STAHR		

SIREGAR, A.; M. KLEBER; R. MIKUTTA; R. JAHN	Poorly Crystalline Minerals Phase Stabilize Soil Organic Matter: III. Effect of Wet Oxidation (NaOCl) on Soil Minerals	745-746
STAHR, K.; I. ANDRUSCHKEWITSCH; M. SOMMER; M. ZAREI	Ausbildung und Eigenschaften des Zements bei Ortssteinpodsolon aus dem Schwarzwald	747-748
USMANN, A.R.A.; S. FIEDLER; Y. KUZYAKOV; K. STAHR	Effekte von Fe-Oxiden, pH und Redox auf die Mobilität der Schwermetalle in einem mit Klärschlamm belasteten Boden	749-750
ZAREI, M.; J. SCHNEIDER; L. HERMANN; K. STAHR	Monomineralische Tonmineralbildung in vulkanischen Schloten der Schwäbischen Alb	751-752

### Referate, Poster Kommission VIII

AÜBENDORF, M.; D. FELDHAUS; V. HENNINGS; U. MÜLLER; H.-P. SCHREY; B. SIEMER; T. VORDERBRÜGGE; A. WOURTSAKIS	Bodenbewertung im bundesweiten Kontext – Der „Methodenkatalog Bodenfunktionsbewertung“ der Staatlichen Geologischen Dienste Deutschlands	753-754
DEUMLICH, D.; J. THIÈRE; L. VÖLKER; J. KIESEL	Mehrstufige Nutzung primärer Standortinformationen	755-756
DITTRICH, K.; W.H.M. DUIJNISVELD; G. KLUMP; H.-E. GÄBLER; J. UTERMANN	Hintergrundkonzentrationen für anorganische Spurenstoffe im Sickerwasser und oberflächennahen Grundwasser repräsentativer Standorte	757-758
FRANKO, U.; M. PUHLMANN	Bewertung der Umweltverträglichkeit von Bewirtschaftungssystemen im Hinblick auf die Versorgung der Böden mit organischer Substanz	759-760
FRIELINGHAUS, M.; K. SEIDEL; H. PETELKAU	Standort- und nutzungsbedingte Risikoabschätzung der Bodenschadverdichtung für Jungmoränenstandorte	761-762
FRÖHLICH, H.; C. OPP; T. SCHOLTEN;	Kolluvium oder Hauptlage – Holozäne Kolluvienbildung unter Wald	763-764
FUNK, R.; D. DEUMLICH; J. STEIDL; L. VÖLKER GAISER, T.; K. STAHR	GIS Anwendung zur Bestimmung der Winderosionsgefährdung in Brandenburg Integrierte Modellierung von Einzugsgebieten zur Entwicklung von Strategien für den nachhaltigen Gewässerschutz	765-766 767-768
GENSOR, A.; K.-H. MELLERT; C. KÖLLING	Leicht zu erhebende Kennwerte als Indikatoren für den Stickstoffstatus von Waldböden im Rahmen des vorsorgenden Bodenschutzes am Beispiel der Stickstoffinventur bayerischer Waldböden	769-770
ISERMANN, K.; R. ISERMANN	Auswirkungen einer gesunden Ernährung insbesondere mit tierischen Nahrungsmitteln auf den Umweltschutz unter besonderer Berücksichtigung des Boden- und Gewässerschutzes	771-772

JESSEN-HESSE, V.; K. TERYTZE; J. RÖMBKE; S. JÄNSCH; A. EISENTRÄGER; P. FILZEK; E. GRABERT; S. HÜTTNER; K. HUND-RINKE; J.P.JANDER; H. NEUMANN-HENSEL; JUNGE, B.; A. SKOWRONEK	Preparation and Performance of Ecotoxicological Test Methods under Practical Conditions – A Project Overview and First Results  Bodendegradation durch Wassererosion in der Feuchtsavanne Benins, Westafrika	773-774 775-776
KIENZLER, K.; R. FUNK	Zeitliche Variabilität der Bodenerodierbarkeit durch Wind	777-778
KOPP, D.; G. BÖTTCHER	Spurenmetalle in den Waldböden des nordostdeut- schen Tieflandes und ihre Ableitbarkeit aus der Bo- denform	779-780
MAGIERA, T.; Z. STRZYSZCZ	Using of Magnetic Susceptibility as an Ecological Tracer for Preventive and Sanitative Actions in Soil Projection	781-782
MAURER, T.; L. HERRMANN; T. GAISER; M. MOUNKAILA; K. STAHR	Konzeption und Einsatz eines portablen Windtunnels zur Erfassung des Staubemissionspotentials von Bodenoberflächen im Sahelgebiet	783-784
MERTENS, M.; C. HARTMANN; B. HUWE	Nachhaltige Landnutzung im Weißenstädter Becken – woher kommt der Phosphor?	785-786
MÜLLER, L.; U. SCHINDLER; T. KAISER; A. BEHRENDT; M. FRIELINGHAUS PRASUHN, V.	Analyse von Standortbedingungen in der Flussaue der Oder als Grundlage für einen schonenden Um- gang mit Boden und Landschaft Zunahme der Bodenerosion von Ackerflächen im Winterhalbjahr?	787-788 789-790
SCHÄFER, W.; A. THIERMANN; K. SEVERIN; T. MOSIMANN; S. SANDERS; J. BRUNOTTE	Pilotberatungsprojekt zur Verminderung von Boden- erosion durch gute fachliche Praxis	791-792
SCHILLI, C.; M. HÜTTER; P. REINIRKENS	Vorratsbasierte digitale Bodenbelastungskarten für das Stadtgebiet von Essen	793-794
SCHLEUß, U.; L. REXILILUS	Zum Einsatz kupferhaltiger Pflanzenschutzmittel im ökologischen Landbau aus Sicht des Boden-, Pflan- zen- und Verbraucherschutzes	795-796
SIEWERT, C.; J. ZEITZ	Überlegungen zur experimentellen Unterscheidung naturnaher und genutzter Böden mittels Thermogra- vimetrie	797-798
SKOWRONEK, A.; A. KLEWINGHAUS; F. TURKELBOOM	Soil Erosion Assessment for Sustainable Land Man- agement in Semiarid NW-Syria	799-800
TANNEBERG, H.; R. JAHN; K.-J. HARTMANN; A. KRAUS	Zur Korrelation von Reflexionsmessungen an Schwarzerden mit dem Gehalt an organischem und pyrogenem Kohlenstoff	801-802
THIEL, E.; W. SCHMIDT; O. NITZSCHE; H. NEUMEISTER	Einfluss des Mikroreliefs und unterschiedlicher Bear- beitungsintensitäten auf die horizontale und vertikale Humusverteilung im Ackerboden	803-804
UTERMANN, J.; B. RABER; O. MELZER; H.E. GÄBLER; R. HINDEL	Freisetzung von anorganischen Spurenstoffen aus Böden mit erhöhten Hintergrundgehalten	805-806
VORDERBRÜGGE, T.	Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerte zur Boden- verdichtung – Voraussetzung für die Entwicklung von Umweltindikatoren als Instrument des Bodenschut- zes	807-808



WAGNER, S.; B. JUNGE; A. SKOWRONEK WERNER, G.; J. GALLARDO	Aggregatstabilität und Erosionsanfälligkeit von Savannenböden in Benin, W.-Afrika REhabilitation of Deteriorated VOLcanic Soils in Mexiko and Chile (REVOLSO). Project of European Union	809-810 811-812
WINNIGE, B.; M. FRIELINGHAUS ZIMMERLING, B.;	Untersuchungen zur Bodenverlagerung infolge der Bodenbearbeitung als eine Art der Bodenerosion Durchflusseexperimente an Bodensäulen zur Bestimmung der Wasserleitfähigkeit der Ackerkrume bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung	813-814 815-816

### Referate, Poster AK „Boden in Unterricht und Weiterbildung“

BLUME, H.-P. FRITZSCH, D.; T. KLEIN; J. MAYER; B. NEUGIRG; T. VORDERBRÜGGE	Bodenkunde in der Philatelie Konzeption eines Bodenlehrpfades – am Beispiel des Bodenschutzpfades „Tatort Boden“	817-818 819-820
GEYER, K.; H.J. BRAUCKMANN; G. BROLL; M. FLATH HAUFFE, H.K.; H. REINFELDER; J. SCHNEIDER HERRMANN, L.	Einsatz und Evaluierung agrarökologischer Unterrichtsmaterialien in der Primarstufe Der Bodenlehrpfad Beuren – Neue Wege zu verborgenen Horizonten Chancen von und Voraussetzungen für den Einsatz von digitalen Medien im (bodenwissenschaftlichen) Unterricht	821-822 823-824 825-826
NIEDERNOSTHEIDE, N.	Vermittlung bodenkundlicher Inhalte mit den Möglichkeiten eines Umweltbildungszentrums/Museums	827-828
TOLKSDORF-LIENEMANN; C. DOELL; C. SELL ZEITZ, J.; J. CHMIELESKI	Die Kurve kriegen .... Hochwasserschutz und Bodenbewusstsein Neue Medien in der Lehre: Die interaktive Lernplattform Bodenkunde an der Humboldt-Universität – Konzept und Stand der Umsetzung	829 831-832

### Poster AG „Bodenökologie“

BRAUCKMANN, H.-J.; G. BROLL	Bodenorganismen-Gemeinschaften auf Grünlandstandorten in Baden-Württemberg – Ein Beitrag zur Bewertung von Böden als Lebensraum	833-834
EGBERT, E.; H.-C. FRÜND; G. DUMBECK HAAG, R.; S. FIEDLER; B. MARSCHNER; K. STAHR	Räumliche Verteilung von Regenwürmern auf Rekultivierungsböden des rheinischen Braunkohlenreviers Untersuchung der mikrobiellen Biomasse in anthropogen veränderten Böden im südbrasilianischen Araukarienwald	835-836 837-838
JOHANN, A.-C.; D. SOLOMON; F. FRITZSCHE; G. GUGGENBERGER; W. ZECH KOCH, O.; D. TSCHERKO; E. KANDELER STEINER, A.; F. HORNSCHUCH	Catena-Studie zum Umsatz von organischem C, N und S in stabilisotopen-markierter Streu an Waldstandorten im athiopischen Hochland Einfluss der Temperatur auf die Kohlenstoff- und Stickstoffumsetzung alpiner Böden Waldumbau im Nordostdeutschen Tiefland - Auswirkung auf chemischen Zustand, biologische Aktivität und <i>Lumbriciden</i> -Zönose des Bodens	839-840 841-842 843-844

## Inhalt nach Autoren

ABELMANN, K.; H. KNICKER; I. KÖGEL-KNABNER	157-158
AHL, C.; B. MEYER	333-334
ALBRECHT, C.; B. HUWE; R. JAHN	417-418
ALBRECHT, C.; P. KÜHN	419-420
ALTERMANN, M.; M. STEININGER; O. ROSCHE	421-422
ALTFELDER, S.; C. BEYER; W.H.M. DUIJNISVELD; T. STRECK	609-610
AMELUNG, W.	31-38
AMMER, S.; J. PRIETZEL	257-258
ANLAUF, R.; R. ESCH; J. ANDRESEN	611-612
ASCHE, N.	613-614
AUßENDORF, M.; D. FELDHAUS; V. HENNINGS; U. MÜLLER; H.-P. SCHREY; B. SIEMER; T. VORDERBRÜGGE; A. WOURTSAKIS	753-754
AUST, M.-O.; S. THIELE-BRUHN	159-160
BACH, M.; L. BREUER; H.-G. FREDE	615-616
BARTELS, C.; H.-G. SCHÖN; D. TRAUTZ	423-424
BAUER, B.; H. TAUBNER; R. TIPPKÖTTER	39-40
BAUM, C.; K. HRYNKIEWICZ	259-260
BAUMANN, K.; B.U. SCHNEIDER; E. HANGEN; H.H. GERKE; R.F. HÜTTL	41-42
BAYER, A.; H.J. VOGEL; K. ROTH	43-44
BECHER, H.H.;	45-46
BECK, J.; K.-U. TOTSCHKE; I. KÖGEL-KNABNER; B. SCHIFFER; H.H.D. MEYER	161-162
X BECKER, K.-W.	617-618
BECKERS, N.; T. RAAB; J. VÖLKE	47-48
BECKMANN, S.; T. RAAB; J. VÖLKE	425-426
BEHRENS, T.; A. V. ESCHWEGE; O. SCHNEIDER; P. FELIX-HENNINGSSEN; T. SCHOLTEN	427-428
BENNE, I.; J. BOESS; A. CAPELLE; E. GEHRT; S. LANGNER; H. SPONAGEL	429-430
BENS, O.; O. STOCK; R.F. HÜTTL	49-50
BERGER, K.	619-620
BERGER, W.; J. ECKARDT; U. KALBE; G. CHRISTOPH	51-52
BERGHOFF, A.; H. HÖPER; G. BROLL	261-262
BERNSDORF, F.; N. BOHLMANN; R. MEISSNER; H. BORG; U. WEGENER; F. BÖHME; R. RUSSOW	621-622
BIERKE, A.; S. TISCHER; R. JAHN	263-264
BILLEN, N.; K. STAHR; D. LEHMANN; R. LENZ	431-432
BISCHOFF, W.A.; S. KÖHLER; M. KAUPENJOHANN	623-624
BLUME, H.-P.	13-14
BLUME, H.-P.	817-818

BOCK, M.; R. KÖTHE; J. BÖHNER; E. GEHRT	433-434
BOESS, J.; G. LÖSEL; V. HENNINGS	435-436
BÖHME, C.; D. LANDGRAF; F. MAKESCHIN	265-266
BÖHME, F.; I. MERBACH; A. WEIGEL; R. RUSSOW	355-336
BÖTTCHER, J.	267
BOY, J.; W. WILCKE; R. GOLLER; K. FLEISCHBEIN; C. VALAREZO; W. ZECH	337-338
BRANDT, M.; M. HAMMER-WEISS	339-340
BRAUCKMANN, H.-J.; G. BROLL	833-834
BREUER, J.; A.G. HARDIE; M.V. FEY; L. HERMANN; Y. KUZYAKOV	163-164
BREUER, L.; J.A. HUISMAN; H.-G. FREDE	625-626
BRODOWSKI, S.; W. AMELUNG; L. HAUMAIER; W. ZECH	165-166
BRONGER, A.	437-438
BÜCHERL, B.; J. INGWERSEN; T. STRECK	167-168
BUCZKO, U.; H.H. GERKE; R.F. HÜTTL	53-54
BUTZ-BRAUN, R.; G. SCHÜLER	719-720
CAPELLE, A.; I. BENNE; J. BOESS; E. GEHRT; S. LANGNER; H. SPONAGEL	439-440
CASPARI, T.; R. BÄUMLER; TSHERING DORJI	441-442
CHMIELESKI, J.; J. ZEITZ	443-444
CIGLASCH, H.; W. AMELUNG; S. TOOTRAKOOL; M. KAUPENJOHANN	55-56
CRAM, S.; L. OLVERA-VARGAS; J.M. RAMIREZ-CRUZ; A. HERRE; Y. RAMOS; C. SIEBE	627-628
DEUMLICH, D.; J. THIÈRE; L. VÖLKER; J. KIESEL	755-756
DEURER, M.; J. BÖTTCHER	57-58
DILLING, J.; M. JONECK	629-630
DITTRICH, K.; W.H.M. DUIJNISVELD; G. KLUMP; H.-E. GÄBLER; J. UTERMANN	757-758
DOBER, S.; B. MEYER	631-632
DOHLEN, M.; S. WESSEL-BOTHE	169-170
DOHRMANN, R.; R. JAHN; S. KAUFHOLD; M. KLEBER	721-722
DÖRING, J.; T. CHUDY; W. KAINZ	445-446
DUNTZE, O.; F. WATERMANN; L. GIANI	447-448
DÜRING, R.; A. HORN; S. KOCTÜRK; W. REIHER; S. GÄTH	633-634
DURNER, W.; K. FOIT; C. BEYER; S. IDEN	59-60
DÜWEL, O.; I. NAGEL; J. UTERMANN	449-450
DYCKMANS, J.; H. FLESSA; T. VOR; F. BEESE	269-270
ECKELMANN, W.; R. HARTWICH; F. KRONE; D. KRUG; C.S. SIEBNER; U. STEGGER; W. STOLZ	451-452
ECKMEIER, E.; R. GERLACH; M.W.I. SCHMIDT; H. BAUMEWERD-SCHMIDT	453-454
EGBERT, E.; H.-C. FRÜND; G. DUMBECK	835-836
EHRMANN, O.	271-272

EICKHORST, T.; R. TIPPKÖTTER	273-274
EINECKE, M.; H.H. GERKE; R.F. HÜTTL	61-62
EISENMANN, V.; J. RINKLEBE; M. ALTERMANN	455-456
ELLERBROCK, R. H.; H.H. GERKE	63-64
EMMERLING, C.; H. GÖHLER; J. ALTMEIER	275-276
ENGELHARDT, S.; B. HUWE	65-66
ERBER, C.; G. BROLL	457-458
ERTL, H.; W. BURGHARDT	459-460
ESCHWEGE, A. VON; T. BEHRENS; F. HEBELER; O. SCHNEIDER; T. SCHOLTEN; P. FELIX-HENNINGSSEN	461-462
EULENSTEIN, F.; J. OLEJNIK; A. KEDZIORA; L. MÜLLER; U. SCHINDLER; M. WILLMS; A. WERNER	635-636
EUSTERHUES, K.; C. RUMPEL; I. KÖGEL-KNABNER	723-724
FELIX-HENNINGSSEN, P.; B. RUMMEL	277-278
FENG, Z.; N. LAMERSDORF; R. BRUMME; M. CORRE	41-342
FETZER, K.D.; K. DRESCHER-LARRES; J. WEYRICH	463-464
FIEDLER, S.; B.S. HÖLL; H.P.F. JUNGKUNST	465-466
FRANKE, C.; J. RINKLEBE	467-468
FRANKO, U.; M. PUHLMANN	759-760
FREYER, N.; J. BÖTTCHER; G. KUHN; J. UTERMANN	637-638
FRIEDEL, J.K.; R. FARTHOFFER; G. PIETSCH; B. FREYER	279-280
FRIEDRICH, K.; B. KEIL	469-470
FRIELINGHAUS, M.; K. SEIDEL; H. PETELKAU	761-762
FRITZSCH, D.; T. KLEIN; J. MAYER; B. NEUGIRG; T. VORDERBRÜGGE	819-820
FRÖHLICH, H.; C. OPP; T. SCHOLTEN;	763-764
FUNK, R.; D. DEUMLICH; J. STEIDL; L. VÖLKER	765-766
GAISER, T.; K. STAHR	767-768
GALLMEISTER, K.; R. AZZAM	67-68
GARBE, M.; R. GIERSE; P. REINIRKENS	471-472
GÄTH, S.; D. LAVES	639-640
GEBERT, J.; A. GRÖNGRÖFT; S. EIL	281-282
GEBHARDT, C.; L. GIANI	473-474
GEHRT, E.; I. BENNE; J. BOESS; A. CAPELLE; S. LANGNER; H. SPONAGEL	475-476
GENSOR, A.; K.-H. MELLERT; C. KÖLLING	769-770
GERBER, R.; T. SCHOLTEN; D. SAUER; P. FELIX-HENNINGSSEN	641-642
GERKE, H.H.	69-70
GERNANDT, P.; B. MEYER	71-72
GERZABEK, M.H.; G. HABERHAUER; M. STEMMER; S. KLEPSCH; E. HAUNOLD	343-344
GEYER, K.; H.J. BRAUCKMANN; G. BROLL; M. FLATH	821-822

GIANI, L.; S. BUHMANN	477-478
GIESEMANN, A.; C. STICHT; S. SCHRADER; O. LARINK; H.-J. WEIGEL	345-346
GLATZEL, S.; G. BARETH	643-644
GÖBEL, M.-O.; J. BACHMANN; S.K. WOCHER; W.R. FISCHER	73-74
GODLINSKI, F.; B. LENNARTZ; R. MEISSNER; E.W. REICHE	75-76
GRABE, M.; M. KLEBER; K.-J. HARTMANN; R. JAHN	479-480
GRAEF, F.; G. SCHMIDT; W. SCHRÖDER; U. STACHOW	481-482
GRAEFE, U.	283-284
GRAF, H.; H.J. VOGEL; K. ROTH	77-78
GREGOR, H.-D.; H.-D. NAGEL; G. SCHÜTZE	3-4
GREIFFENHAGEN, A.; G. WESSOLEK; M. RENGER;	79-80
GRÖNGRÖFT, A.; R. SCHWARTZ; A. NEBELSIEK; G. MIEHLICH	15-16
GRÖNGRÖFT, A.; K. TRESSELT; K. BERGER; G. MIEHLICH	645-646
GRÜNEWALD, G.; M. STOLLE; R. JAHN	483-484
GRUNEWALD, K.; A.K. BÖHM; J. SCHEITHAUER	647-648
GUGGENBERGER, G.; K. KAISER; A. RODIONOV; E.-D. SCHULZE	171
GUNREBEN, M.; J. BOESS; I. DAHLMANN; U. MÜLLER	485-486
HAAG, R.; S. FIEDLER; B. MARSCHNER; K. STAHR	837-838
HAGEDORN, F.; S. HÄTTENSCHWILER; R. SIEGWOLF	173-174
HAMER, M.; G.W. BRÜMMER	725-726
HAMER, U.; B. MARSCHNER; S. BRODOWSKI; W. AMELUNG	175-176
HANGEN, E.; H.H. GERKE; W. SCHAAF; R.F. HÜTTL	81-82
HANNEMANN, J.; D. KÜHN	487-488
HARTMANN, K.-J.	489-490
HAUBOLD-ROSAR, M.; M. GAST; J. KATZUR	177-178
HAUFFE, H.K.; H. REINFELDER; J. SCHNEIDER	823-824
HEIDKAMP, A.; J. UTERMANN; J. BÖTTCHER	649-650
HEIM, A.; B. FREY	285-286
HELMERT, M.; H. HEUWINKEL; G. POMMER; R. GUTSER; U. SCHMIDHALTER	347-348
HERRE, A.; F. LANG; M. KAUPENJOHANN; C. SIEBE	727
HERRMANN, L.	825-826
HEUMANN, S.; G. BAUMGÄRTEL; J. BÖTTCHER; W.H.M. DUIJNISVELD; W. SCHÄFER	651
HOCHFELD, B.; A. GRÖNGRÖFT; G. MIEHLICH	491-492
HOEPFNER, U.; K. WEIß; H. ZEPP	83-84
HOFFMANN, A.; J. VÖLKEL	493-494
HOFMANN, B.; S. ULRICH; O. CHRISTEN	85-86
HÖHN, A.	729-730
HÖKE, S.	495-496

HÖLL, B.S.; S. FIEDLER; F. HERMANN; H.F. JUNGKUNST; K. STAHR	497-498
HÖPER, H.	287-288
HOPP, L.; S. PFEIFFER; W. DURNER	179-180
HORN, A.; R.-A. DÜRING; S. GÄTH	181-182
HORNBURG, V.	731-732
HUISMAN, J.A.; L. BREUER; H.-G. FREDE	653-654
HÜRKAMP, K.; T. RAAB; J. VÖLKE	183-184
HURRASS, J.; G.E. SCHAUMANN	185-186
HUWE, B.; M. SCHLATHER; M. MERTENS	87-88
IDEN, S.; N. GRONWALD; A. PETERS; U. BUCZKO; W. DURNER	89-90
IKELS, L.; K. SCHWÄRZEL; M. FACKLAM; G. WESSOLEK	655-656
ILG, K.; J. SIEMENS; M. KAUPENJOHANN	349
INGWERSEN, J.; G. MATSCHONAT; T. STRECK	733-734
ISERMANN, K.	23
ISERMANN, K.; R. ISERMANN	771-772
JAESCHE, P.; K.-U. TOTSCHKE; I. KÖGEL-KNABNER	187-188
JÄGER, F.; A. SCHEINOST; D. VANTELON; I. XIFRA; R. KRETZSCHMAR	189-190
JAHN, R.; H. JOISTEN; C. KABALA	499-500
JANN, S.; K.-U. TOTSCHKE; I. KÖGEL-KNABNER	191-192
JANSEN, M.; T. KOHORST; K.J. MEIWES; J. SABOROWSKI; F. BEESE	657-658
JESSEN-HESSE, V.; K. TERYTZE; J. RÖMBKE; S. JÄNSCH; A. EISENTRÄGER; P. FILZEK; E. GRABERT; S. HÜTTNER; K. HUND-RINKE; J.P. JANDER; H. NEUMANN-HENSEL;	773-774
Ji, R.; R. VINKEN; A. SCHÄFFER	193-194
JOERGENSEN, R.G.; F. WICHERN; C. RICHTER	289-290
JOHANN, A.-C.; D. SOLOMON; F. FRITZSCHE; G. GUGGENBERGER; W. ZECH	839-840
JOHN, B.; T. YAMASHITA; H. FLESSA; B. LUDWIG	351-352
JOISTEN, H.; R. JAHN; R. SINAPIUS; C. KABALA; M. TOMASEK; A. KOWALKOWSKI	501-502
JOSCHKO, M.; P. LENTZSCH; W. HIEROLD; S. KRÜCK; D. BARKUSKY	291-292
JUNGE, B.; A. SKOWRONEK	775-776
JÜSCHKE, E.	293-294
KAHLE, M.; M. KLEBER; M.S. TORN; R. JAHN	735-736
KAHLE, P.	503-504
KAINZ, W.	505-506
KÄISER, K.; G. GUGGENBERGER	195-196
KÄISER, M.; R.H. ELLERBROCK; A. HÖHN; L. BEYER	197-198
KALBE, U.; J. ECKARDT; W. BERGER; G. CHRISTOPH; M. KOLEPKI	91-92
KARRASCH, M.; C. WACHENDORF; F. TAUBE	295-296
KASTLER, M.; S. ZIKELI; B. HUWE; R. JAHN	93-94

KEHL, M.; A. SKOWRONEK	507-508
KEIL, B.	509-510
KIENZLER, K.; R. FUNK	777-778
KIM, R.-Y.; G. WELP; G.W. BRÜMMER	199-200
KLAMMER, O.; B. STEINWEG; H. MEUSER	659-660
KLEBER, M.; R. MIKUTTA; M.S. TORNA. SIREGAR; R. JAHN	737-738
KLEIN, C.; S. PATZOLD; G.W. BRÜMMER	201-202
KNAPPE, S.; H. RUPP; R. WENNRICH; J. MATTUSCH; R. MEIBNER	95-96
KOCH, I.; K. STAHR	661-662
KOCH, O.; D. TSCHERKO; E. KANDELER	841-842
KOHLER, M.; E.E. HILDEBRAND	739-740
KÖHLER, S.; A. HÄBERLE; Y. KUZYAKOV; K. STAHR	353-354
KOPP, D.; G. BÖTTCHER	779-780
KOSZINSKI, S.; O. WENDROTH	97-98
KRAHE, S.; R.-A. DÜRING; S. GÄTH	663-664
KRETSCHMAR, E.; N. LAMERSDORF	99-100
KRÜCK, S.; M. JOSCHKO; G. EISENBEIS	297-298
KRUG, D.; W. STOLZ	511-512
KRUSE, K.; H. LAMBRECHT; A. ROHR	513-514
KÜHN, D.; A. BAURIEGEL	515-516
KÜHN, J.; R. RIPPEL; U. SCHMIDHALTER	355-356
KUHN, K.; D. VETTERLEIN; R. JAHN	357-358
KÜHN, P.	517-518
KUZYAKOV, Y.	359-360
KUZYAKOVA, I.F.; K. STAHR; F.R. TURYABAIKA	665-666
LAMBRECHT, H.; H.-J. VOGEL; K. ROTH	101-102
LAMERS, M.; J. INGVERSEN; T. STRECK	103-104
LAMPARTER, A.; M. DEURER; W.H.M. DUIJNISVELD; J. BACHMANN	105-106
LANDGRAF, D.; M. GAST; M. HAUBOLD-ROSAR	107-108
LANFER, N.	361-362
LANG, F.; M. KAUPENJOHANN	203-204
LANGE, F.M.; T. GAISER; K. STAHR	363
LANGER, U.; J. RINKLEBE	299-300
LANGNER, S.; I. BENNE; J. BOESS; A. CAPELLE; E. GEHRT; H. SPONAGEL	519-520
LANTZSCH, P.; J. ZEITZ	521-522
LAVES, D.; S. GÄTH	667-668
LEHMANN, A.	523-524
LEIFELD, J.; S. BASSIN; J. FUHRER	365-366

LEMKE, S.; S. GLATZEL; G. GEROLD	205-206
LENHART, T.; T. POHLERT; L. BREUER; H.-G. FREDE	669-670
LEOPOLD, A.; H. HOFFMANN; H.J. VOGEL; K. ROTH	109-110
LIEDTKE, M.; W.R. FISCHER	207-208
LINDENMAIR, J.; E. MATZNER;	367-368
LOBE, I.; C.C. DU PREEZ; W. AMELUNG	209-210
LORENZ, M.; K. SCHWÄRZEL; G. WESSOLEK	671-672
LÖSEL, G.; V. HENNINGS	525-526
LUDWIG, B.; B. JOHN; R. ELLERBROCK; M. KAISER; H. FLESSA	369
MACK, U.; K.H. FEGER; K. STAHR	371-372
MAGIERA, T.; Z. STRZYSZCZ	781-782
MAI, M.; B.-M. WILKE; A. GATTINGER; P. GONG	301
MAKOWSKY, L. VON; P. KÄSTNER; H. MEUSER; J. HEMMER	673- 674
MARKUSSEN, M.; G. GEROLD	527-528
MARSCHNER, A.	303-304
MARSCHNER, B.; A. QUECKE	211-212
MASHALI, S.A.; A. BALBA; E. ALWAKIEL; A. ABOU EL-KHIR; S. NAEEM	373-374
MATSCHONAT, G.; J. INGWERSEN; T. STRECK	213-214
MAURER, T.; L. HERRMANN; T. GAISER; M. MOUNKAILA; K. STAHR	783-784
MAYER, J.; F. BUEGGER; E.S. JENSEN; M. SCHLOTTER; J. HEß	375-376
MEHRANFAR, O.; R. WELL	305-306
MENGEDE, R.; W. BURGHARDT	529-530
MERTENS, M.; C. HARTMANN; B. HUWE	785-786
X MEYER, B.; K.-W. BECKER	675-676
MICHEL, K.; B. LUDWIG; A. KÖLBL	215-216
MICHEL, R.; D. KOPP; M. ALTERMANN; W. SCHWANECKE	531-532
MICHELS, A.; S. GÄTH	307-308
MIEHLICH, G.; A. GRÖNGRÖFT; A. KEINE	27-28
MIKUTTA, C.; F. LANG; M. KAUPENJOHANN	217
MIKUTTA, R.; M. KLEBER; A. SIREGAR; R. JAHN	741-742
MILBERT, G.; C. ERBER	533-534
MODELL, A.; U. BECKMANN; R. RUSSOW; H. KOLBE	309-310
MOSIMANN, T.; U. MEER	535-536
MOUNKAILA, M.; L. HERMANN; T. MAURER; T. GAISER; K. STAHR	743-744
MÜLLER, J.	677-678
MÜLLER, L.; U. SCHINDLER; T. KAISER; A. BEHRENDT; M. FRIELINGHAUS	787-788
MÜLLER, T.; P. FRAGSTEIN VON; P. NIEMSDORFF	311-312



NARIMANIDZE, E.; D. STEFFENS; S. SCHUBERT; L. WICHMANN; P. FELIX-HENNINGSEN	219-220
NEHLS, T.; H. STOFFREGEN; G. WESSOLEK	111-112
NENDEL, C.; K.-C. KERSEBAUM; S. REUTER; R. KUBIAK; R. NIEDER	377-378
NESTROY, O.	679-680
NEUFELDT, H.; M. SCHÄFER; E. ANGENENDT	537-538
NEUMANN, T.; B.U. SCHNEIDER; R.F. HÜTTL	113-114
NIEDER, R.; S. BRINKMANN	379-380
NIEDERNOSTHEIDE, N.	827-828
OELMANN, Y.; W. WILCKE	381-382
OLEJNIK, J.; F. EULENSTEIN; A. KEDZIORA; L. RYSZKOWSKI; M. WILLMS; A. WERNER	681-682
OVERESCH, M.; J. RINKLEBE; G. BROLL	221-222
PACHOLSKI, A.; G.X. CAI; M. ROELCKE; R. NIEDER	383-384
PAGEL-WIEDER, S.; F. GESSLER; J. NIEMEYER; D. SCHRÖDER	223-224
PÄTZOLD, S.	539-540
PETER, A.; N. GRONWALD; S. IDEN; U. BUCZKO; W. DURNER	115-116
PETERSEN, A.	313-314
PFEIFFER, B.; S. GÄTH	683-684
POETSCH, T.; G. WERNER; S. SEDOV; E. SOLLEIRO	541-542
POLL, C.; M. STEMMER; J. INGWERSEN; E. KANDELER	315-316
POTTHOF, M.; K. STEENWERTH; L. JACKSON	317-318
PRASUHN, V.	789-790
PRIETZEL, J.; J. THIEME; U. NEUHÄUSLER; J. SUSINI; I. KÖGEL-KNABNER	225-226
PUHLMANN, M.; U. FRANKO; E. SCHULZ	385-386
RAAB, T.; S. BECKMANN; K. HÜRKAMP; N. RICHARD; J. VÖLKEL	543-544
RABER, B.; O. DÜWEL; J. UTERMANN	685-686
RACH, J.; S. ZEISS	319-320
RADTKE, U.; H. THIEMEYER; J. LACH; E. STRICKRODT	227-228
RAHTKENS, K.	21-22
RAUBUCH, M.; C. PYTTLIK	387-388
REEMTSMA, T.; R. BECKER	229-230
REIHER, W.; Y. KUZYAKOV	389-390
REINIRKENS, P.; O. PERONNE; B. HÜTTER	545-546
RICHTER, A.; G.H. ADLER; W. ECKELMANN	547-548
RIEK, W.; N. WELLBROCK; B. STROHBACH	549-550
RIESBECK, F.; CHUNG MYUNG-HEE	687-688
RINGE, H.; B. AHRENDTS; G. GROB; J. BÖTTCHER	689-690
RINKLEBE, J.	551-552
RINKLEBE, J.; C. FRANKE	17-18

RINKLEBE, J.; H.-U. NEUE	19-20
ROELCKE, M.; Y. HAN; K.-H. SCHLEEF; J.G. ZHU; G. LIU; Z.C. CAI	391-392
ROGASIK, H.; I. ONASCH; H.H. GERKE	117-118
RÖMKENS, P.; S. MOOLENAAR; DE VRIES, W.; D. BRUS	5-6
RÜHLMANN, J.; E. BAURIEGEL	119
RUPP, H.; D. BETHGE-STEFFENS; R. MEISNER	121-122
SABEL, K.-J.; K. FRIEDRICH	553-554
SAPRONOV, D.; Y. KUZYAKOV	393-394
SAUER, D.	555-556
SAUER, S.; R. MILLER; M. PETER; V. VORDERBRÜGGE	557-558
SAUERBREY, R.; H. LEHRKAMP; F. GÖBEL	559-560
SCHAD, P.	395-396
SCHÄFER, W.; A. THIERMANN; K. SEVERIN; T. MOSIMANN; S. SANDERS; J. BRUNOTTE	791-792
SCHAUMANN, G.E.; E.J. LEBOEUF	231-232
SCHAWE, M.; S. GLATZEL; G. GEROLD	561-562
SHELLER, E.; C. CUENDET; J. MÜLLER; D. WERREN	123-124
SCHENK ZU SCHWEINSBERG-MICKAN, M.; T. MÜLLER	321-322
SCHNEUR, E.T.; U. BÜTTNER; F. MAKESCHIN; P.C. CARTER; E.D. WELLS	691-692
SCHILLI, C.; M. HÜTTER; P. REINIRKENS	793-794
SCHINDLER, U.; J. STEIDL; J. THIÈRE; L. MÜLLER	563-564
SCHLATHER, M.; B. HUWE	125-126
SCHLEUß, U.; L. REXILILUS	795-796
SCHMIDT, O.; J. DYCKMANS; K. BLACK	397-398
SCHNECKENBERGER, K.; S. FIEDLER; K. STAHR; M. GRAW	565-566
SCHNEIDER, J.; I. DAHLMANN; T. HERNANDEZ; U. KALLERT	567-568
SCHNEIDER, R.; G. SCHÜLER; M. REICHARDT; D. SCHRÖDER	127-128
SCHOLTEN, T.; T. BEHRENS; K.-J. HARTMANN; M. GOLDSCHMITT; D. SPIES	569-570
SCHÖN, H.-G.	129-130
SCHÖNBUCHNER, H.; M. LEITERER; B. MACHELETT; H. BERGMANN	233-234
SCHÖNING, A.; G.W. BRÜMMER	323-324
SCHÖNING, I.; K.-U. TOTSCHKE; I. KÖGEL-KNABNER	571-572
SCHRADER, S.; M. BÖNING	325-326
SCHRADER, S.; R. ANLAUF; H.-C. FRÜND	131-132
SCHRÖDER, D.; R. SCHNEIDER	133-134
SCHRUMPF, M.; H. LYARUU; J. AXMACHER; W. ZECH	399-400
SCHULZ, K.; A. JARVIS; V. STAUCH; W. DURNER	135-136
SCHÜTZE, G.	7-8

SCHWANK, S.; A. GRÖNGRÖFT	573-574
SCHWARTZ, R.; A. GRÖNGRÖFT; G. MIEHLICH	575-576
SCHWARTZ, R.; F. KRÜGER; H.P. KOZERSKI; A. GRÖNGRÖFT; G. MIEHLICH	25-26
SCHWARZ, A.; M. KAUPENJOHANN	693-694
SCHWARZ, J.; H. KNICKER; S. THIELE-BRUN	235-236
SCHWÄRZEL, K.; L. IKELS; H. STOFFREGEN, G. WESSOLEK	137-138
SCHWEIGERT, P.	695-696
SCHWEIKLE, V.; M. KÜSTLER	577-578
SCHWEITZER, K.; A. BAURIEGEL	697-698
SCHWEMMER, S.; M.W.I. SCHMIDT; G.L.B. WIESENBERG; L. SCHWARK	237-238
SCHWIEDE, M.; J. BÖTTCHER; W.H.M. DUIJNISVELD	699
SEDOV, S.; E. SOLLEIRO-REBOLLEDO; J. GAMA-CASTRO; P. MORALES-PUENTE; G. WERNER; T. POETSCH	579-580
SELLE, B.; B. HUWE; H. LANGE	581-582
SIEBE, C.; A. HERRE; N. FERNÁNDEZ-BUCES	701-702
SIEBNER, C.S.; O. DÜWEL; J. UTERMANN	583-584
SIEMENS, J.; K. ILG; M. KAUPENJOHANN	401-402
SIEWERT, C.; J. ZEITZ	797-798
SIREGAR, A.; M. KLEBER; R. MIKUTTA; R. JAHN	745-746
SKOWRONEK, A.; A. KLEWINGHAUS; F. TURKELBOOM	799-800
SPIELVOGEL, S.; J. PRIETZEL; I. KÖGEL-KNABNER	239-240
SPOHRER, K.; L. HERRMANN; T. KLODPENG; K. STAHR	139-140
SPONAGEL, H.; I. BENNE; J. BOESS; A. CAPELLE; E. GEHRT; S. LANGNER	585-586
STAHR, K.; I. ANDRUSCHKEWITSCH; M. SOMMER; M. ZAREI	747-748
STALLFORTH, R.; I. LOBE; C. DU PREEZ; W. AMELUNG	403-404
STANGE, F.	405-406
STASCH, D.; O. BECK; K. STAHR	587-588
STEINER, A.; F. HORNSCHUCH	843-844
STROHBACH, B.; W. RIEK	589-590
STRZYSZCZ, Z.; T. MAGIERA	591-592
SWATON, T.; J. RINKLEBE; H. TANNEBERG; R. JAHN	593-594
TANNEBERG, H.; R. JAHN; K.-J. HARTMANN; A. KRAUS	801-802
TAUBNER, H.; R. TIPPKÖTTER	703-704
TAUCHNITZ, S.; S. BERNSDORF; H. BORG; R. MEISSNER	705-706
TÄUMER, K.; H. STOFFREGEN; G. WESSOLEK	141-142
THIEL, E.; W. SCHMIDT; O. NITZSCHE; H. NEUMEISTER	803-804
THIELE-BRUHN, S.; D. PETERS; B. HALLING-SØRENSEN; P. LEINWEBER	241-242
THIERE, J.; J. KIESEL; L. LAACKE; J. LENTZ-WOROBJEW; L. VÖLKER	595-596

TILLMANN, J.E.;D. FREUDENBERGER	597-598
TISCHER, S.; H. TANNEBERG	327-328
TOLKSDORF-LIENEMANN, E.	599-600
TOLKSDORF-LIENEMANN;C. DOELL; C. SELL	829
TURYBAHIKA, F.;K. CHEVTSOVA; Y. KUZYAKOV; N. WERMBTER	243-244
ULONSKA, H.J.	601-602
UNTERSEHER, E.	707-708
USMANN, A.R.A.; S. FIEDLER;Y. KUZYAKOV; K. STAHR	749-750
UTERMANN, J.; B. RABER;O. MELZER; H.E. GÄBLER;R. HINDEL	805-806
VELTY, S.; A. BEHRENDT;J. ZEITZ	407-408
VETTERLEIN, D.; R. JAHN	409-410
VOEGELIN, A.; R. KRETZSCHMAR	245-246
VOGEL, H.-J.; A. LEOPOLD;K. ROTH	143-144
VOGLER, E.; M. ALTERMANN;F. VOGLER	603-604
VORDERBRÜGGE, T.	807-808
WAGNER, S.; B. JUNGE;A. SKOWRONEK	809-810
WECKER, B.; W. SCHAAF;H.H. GERKE; R.F. HÜTTL	145-146
WEHRER, M.; K.-U. TOTSCHKE; F. STORCK; B. HUWE	247-248
WEIGEL, H.-J.; A. PACHOLSKI;R. MANDERSCHIED;K. WALOSZCZYK	147-148
WEIGEL, H.-J.; G. SCHÜTZE;R. BECKER; U. DÄMMGEN;H.-D. NAGEL; A. SCHLUTOW	9-10
WEIHERMÜLLER, L.; R. KASTEEL; H. VEREECKEN	149-150
WEINZIERL, W.; S. FIEDLER;F. WALDMANN; M. GRAW	605-606
WELL, R.	249-250
WELP, G.; A. BOLHÖFER;J. MEINE; K. DOMEYER; H.W. SCHERER	251-252
WERNER, G.; J. GALLARDO	811-812
WERTH, M.; H.-J. BRAUCKMANN; G. BROLL	411-412
WESSOLEK, G.; W.H.M. DUIJNISVELD;	709-710
WEYER, T.; B. WEYERS;B. CRAMER	151-152
WIEDERHOLD, J.G.; N. TEUTSCH; R.KRETZSCHMAR;S.M. KRÄMER; A.N. HALLIDAY	413-414
WIESENBERG, G.L.; M.W. SCHMIDT; J. SCHWARZBAUER; L. SCHWARK	415-416
WILCKE, W.	253-254
WILDHAGEN, H.	711-712
WILKE, B.-M.; R. SKORUPSKI	329
WILLMS, M.; F. EULENSTEIN;J. OLEJNIK; A. WERNER	713-714
WINNIGE, B.; M. FRIELINGHAUS	813-814
WÖLLECKE, B.; S. WOCHKE;J. BACHMANN; R.F. HÜTTL	153-154
ZAREI, M.; J. SCHNEIDER;L. HERMANN; K. STAHR	751-752
ZEILINGER, J.; B. HUWE	155-156

ZEITZ, J.; J. CHMIELESKI	831-832
ZEPP, H.; K. WEIß	715-716
ZIKELI, S.; M. KASTLER; R. JAHN	607-608
ZIMMERLING, B.; F. ZIMMERMANN; W. SCHMIDT; H. NEUMEISTER	815-816
ZIRLEWAGEN, D.	717-718
ZUBER, T.; W. BORKEN; E.A. DAVIDSON	255-256



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

**NACHTRAG**

**zum Workshop Kommission VII zusammen mit  
der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz**

**01. und 02. April 2003 in Zürich**

Band 102

Heft 1

2003





## Critical Loads als Kriterien des vorsorgenden Bodenschutzes

Heinz-Detlef Gregor<sup>1</sup>, Hans-Dieter Nagel<sup>2</sup>, Gudrun Schütze<sup>2</sup>

Bei der Formulierung von Umweltqualitätszielen erhalten Wirkungsschwellen zunehmende Bedeutung. Sie gehören zu den überzeugendsten Kriterien, mit Hilfe derer Grenzwerte oder Minderungsmaßnahmen gezielt abgeleitet werden können. Als ein solches wirkungsbezogenes Modell wurde das Critical Loads-Konzept bereits in den 70er Jahren in die skandinavisch-europäische Umweltdiskussion eingeführt. Die Hauptzielrichtung lag damals in der Verminderung des atmosphärischen Eintrags säurebildender Luftschadstoffe (Schwefel- und Stickstoffverbindungen). Aus der Erkenntnis, dass diese Schadstoffe teilweise sehr weit und grenzüberschreitend in der Atmosphäre transportiert werden und deshalb die schädlichen Wirkungen auf terrestrische und aquatische Ökosysteme noch weit entfernt vom Ort der Emission auftreten können, ergab sich die Notwendigkeit, diese Probleme durch internationale Vereinbarungen zu lösen. Mitte der 80er Jahre gelang die Einbindung des Critical Loads-Konzeptes in die Luftreinhaltepolitik der UN-Wirtschaftskommission für Europa (ECE). Inzwischen hat sich dieser wirkungsbasierte Ansatz als wissenschaftliche Grundlage für internationale Vereinbarungen zur Luftreinhaltung weitgehend durchgesetzt (Zweites Schwefelprotokoll, Oslo 1994, und Multikomponentenprotokoll, Göteborg, 1999, der UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution - CLRTAP, EU-Richtlinie über nationale Emissionsminderungsziele). Neben der Versauerung werden mit Hilfe des Critical Loads-Konzeptes auch die eutrophierende Wirkung des Stickstoffs sowie Wirkungen von Schwermetalleinträgen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt angesprochen und, soweit möglich, bei wirkungsbasierten Überarbeitungen der internationalen Luftreinhaltevereinbarungen zu Grunde gelegt.

Per Definition sind Critical Loads die quantitative Abschätzung der Deposition eines oder mehrerer Schadstoffe, unterhalb der nach bisherigem Wissen keine schädlichen Wirkungen an spezifizierten sensitiven Elementen der Umwelt (Rezeptoren) nachweisbar sind. Rezeptoren sind dabei Ökosysteme, Nutzpflanzen, Materialien und, z. B. bei Schwermetallen, die Gesundheit von Menschen und Tieren. Es ist wissenschaftlich nicht möglich, einen einheitlichen oder übergreifenden Wert zu definieren, der allen Rezeptoren und Umweltbedingungen gleichermaßen gerecht wird. Vielmehr müssen kritische Eintragsraten (Critical Loads) in Abhängigkeit von Medium, Nutzung, Region, und Belastungspfad bestimmt werden. Die Kartierung von Critical Loads, wie sie im Rahmen des International Cooperative Programme on Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends (ICP Modelling and Mapping) für 24 europäische Staaten durchgeführt wird, veranschaulicht unterschiedliche Empfindlichkeiten der Ökosysteme gegenüber Schadstoffeinträgen. Die Darstellung eines Risikos für die Ökosysteme wird erst ermöglicht, indem durch Überlagerung der räumlichen Verteilungen der Critical Loads (Belastbarkeit) mit den tatsächlichen Schadstoffeinträgen die Überschreitungen berechnet werden.

In Deutschland werden in Bezug auf versauernde und eutrophierende Wirkungen Waldökosysteme sowie naturnahe, waldfreie Ökosysteme betrachtet, andere europäische Länder haben aquatische Ökosysteme als besonders empfindliche und deshalb relevante Rezeptoren ausgewählt. Bei der Kartierung werden sowohl die räumliche Verteilung der Rezeptoren als auch der jeweiligen abiotischen und biotischen Umweltbedingungen erfasst. Das Verschneiden der raumbezogenen Daten (z. B. Boden, Ausgangsgestein, Klima, Landnutzung, atmosphärische Deposition verschiedener Stoffe) wird mit Hilfe Geographischer Informationssysteme (GIS) vollzogen.

Critical Loads können mit unterschiedlichen Methoden abgeleitet werden. Empirische Critical Loads legen auf der Grundlage von Erfahrungswerten Schwellenwerte für atmosphärische Einträge fest, bei deren Überschreitung schädliche Wirkungen auftreten können. Im Massenbilanzkonzept, das bezüglich der versauernden Wirkung von Schwefel und Stickstoff sowie der eutrophierenden Wirkung von Stickstoff angewendet wird, und auch als eine wissenschaftliche Grundlage in das Multikomponentenprotokoll der Luftreinhaltekonvention einging, werden die Quellen und Senken der Schadstoffe gegeneinander aufgewogen. So dürfen z. B. Säureinträge nicht die Säureneutralisationskapazität des betrachteten Ökosystems überschreiten. Den anthropogenen Stickstoffdepositionen werden die stickstoffspeichernden bzw. verbrauchenden Prozesse (Nettofestlegung von Stickstoff in der Holzbiomasse, Nettoimmobilisierung in der Humusschicht, Denitrifikation und ein zu tolerierender, unvermeidlicher Nitrataustrag) im Ökosystem gegenüber gestellt. In jüngster Zeit wird das Massenbilanzkonzept auch für die Berechnung von Critical Loads für Schwermetalle eingesetzt. In jedem Falle werden dabei Stoffflüsse pro Fläche und Zeiteinheit betrachtet.

Um schädliche Wirkungen der Schadstoffe auf den Boden und angrenzende Medien auszuschließen, werden Konzentrationen in diesen bzw. in den jeweiligen Stoffflüssen (Boden - Grundwasser, Boden - Pflanze) mit Hilfe von Critical Limits begrenzt. Der Boden wird als zentrales Glied in den Wirkungsketten betrachtet. Deshalb beziehen sich Critical Limits meist auf chemische Parameter des Bodens. Angesprochen werden dabei seine ökologischen Funktionen als Lebensraum für Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen, als Bestandteil des Naturhaushaltes mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen sowie seine Puffer- und Speicherfunktion, insbesondere auch zum Schutz des Grundwassers, sowie seine Produktionsfunktion. Critical Limits schützen aber auch die Struktur des Bodens selbst, z. B. durch Begrenzung der Auswaschung von Aluminiumphasen und -komplexen als wichtige Elemente der Bodenstabilität und Voraussetzung für die umfassende Funktionalität. Die Grundidee des Critical Loads Konzeptes besteht darin, dass bei einem Gleichgewichtszustand (Stoffeinträge = unschädliche Austräge + unschädliche Speicherung) auf dem Niveau der Critical Limits eine langfristig stabile Entwicklung der Ökosysteme einschließlich angrenzender Medien garantiert ist. Als wertfrei, allein wissenschaftlich abgeleitete Nachhaltigkeitsindikatoren sind Critical Loads in besonderem Maße als Kriterien des vorsorgenden Bodenschutzes geeignet.

Da eine versauernde Wirkung auf Böden und Gewässer sowohl durch atmosphärische Einträge von Schwefel- als auch von Stickstoffverbindungen hervorgerufen wird, können Überschreitungen der Critical Loads für Säure nur

<sup>1</sup> Umweltbundesamt II 1.2, PF 330022, 14191 Berlin

<sup>2</sup> ÖKO-DATA, Hegermühlenstr. 58, 15344 Strausberg

dann als ein Wert für einen Stoff ausgedrückt werden, wenn man die Säurewirkung beider Komponenten auf jeweils einen der beiden Stoffe bezieht. Das ist rechnerisch möglich [Abb. 1,  $CL_{max}(S)$  bzw.  $CL_{max}(N)$ ]. Zusätzlich kann die eutrophierende Wirkung berücksichtigt werden, indem man die Funktion auf der Stickstoff-Achse auf die Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff [ $CL_{max}(N)$ ] begrenzt. Für die Ableitung umweltpolitischer Zielsetzungen ist es vorteilhaft, unterschiedliche Optionen der Emissionsminderung für beide Schadstoffe zu betrachten, wie es die Critical Loads-Funktion (Abb. 1) ermöglicht.

Je nachdem, in welchem Sektor (0 – 4) sich der Punkt der derzeitigen Deposition ( $S_{dep}$ ;  $N_{dep}$ ) befindet, sind entweder keine Maßnahmen (0), die Reduktion eines der beiden (1, 2, 3) oder beider Schadstoffeinträge (4) erforderlich. Im Sektor 1 besteht eine Wahlmöglichkeit für die verstärkte Minderung eines Schadstoffes. Hier können z. B. Kostenfaktoren für die Reduzierung mit berücksichtigt werden. Aufgrund der erfolgreichen Minderung der Schwefelemissionen in den vergangenen Jahren hat sich der Anteil der Rezeptorflächen in Deutschland, für den zur Einhaltung der Critical Loads-Funktion allein die Reduktion von Stickstoffeinträgen erforderlich und sinnvoll ist (Sektor 3) von 1,4 % (1987) auf 19,4 % (1995) erhöht (Nagel et al. 2000). Diese Tendenz hält weiter an und ist auch europaweit zu beobachten. Den Möglichkeiten zur Minderung von Stickstoff muss in der unmittelbaren Zukunft eine außerordentlich hohe Beachtung geschenkt werden.

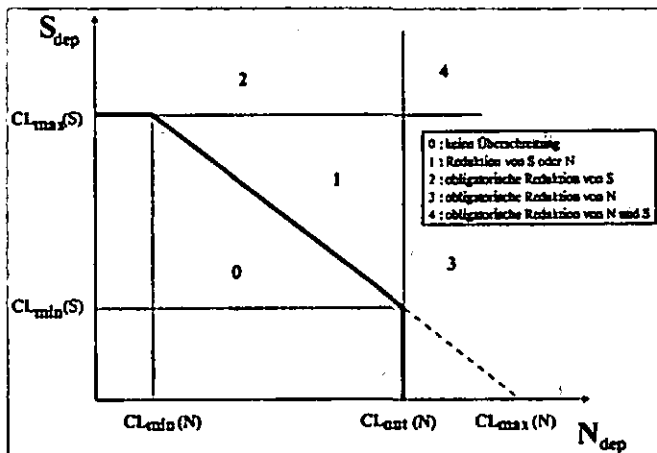


Abb. 1: Prinzip der Critical Loads-Funktion und Ableitung umweltpolitischer Zielsetzungen

Das Critical Loads-Konzept wird derzeit auf europäischer Ebene (UNECE Region), auf nationaler Ebene und innerhalb Deutschlands auch auf Länderebene angewandt. Neben flächenbezogenen Berechnungen werden standortbezogene Betrachtungen durchgeführt, z. B. für Standorte des forstlichen Monitoring. Bei ausreichender Datenlage können komplexere Modelle, die die standorttypischen Gegebenheiten genauer abbilden (z. B. PROFILE zur Berechnung von Verwitterungsraten basischer Kationen) mit der Critical Loads Massenbilanz verknüpft werden.

Das breite Spektrum der Daten, die an den Standorten des intensiven forstlichen Monitoring erfasst werden, eröffnet auch die Möglichkeit, Modelle anzuwenden, die, abweichend von der Annahme eines stabilen Gleichgewichtes der Ein- und Austräge, die zeitlichen Veränderungen in Konzentrationen und Speichervorräten berücksichtigen können, sogenannte dynamische Modelle. Die prognostischen Aussagen, die solche Modelle hervorbringen,

werden zunehmend von Vertretern der Umweltpolitik, aber auch der Forstwirtschaft, nachgefragt. Ausgangspunkt für ihre Entwicklung waren Beobachtungen, dass in manchen Gebieten mit hohen Überschreitungen der Critical Loads die damit verbundenen potentiellen Schädigungen nicht, oder erst nach Jahren eingetreten waren. Ursache dafür sind ökosysteminterne Puffersysteme (Abb. 2).

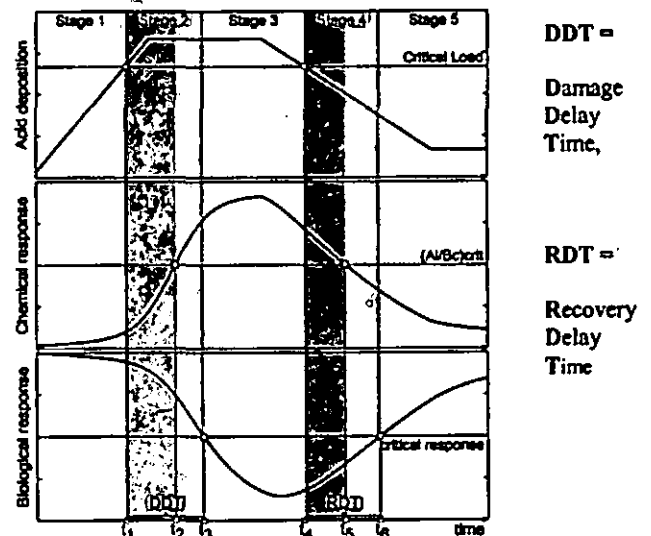


Abb. 2: Von den Critical Loads zur dynamischen Modellierung: Typische zeitliche Entwicklung von Wirkungen versauernder Depositionen am Beispiel des Verhältnisses Aluminium zu basischen Kationen (Al/Bc) in der Bodenlösung, aus Posch et al. (2003)

Wenn eine anthropogene Belastung (über Critical Load), z. B. durch Säure, über eine längere Zeit auf ein Ökosystem einwirkt, ist das System eine Zeit lang in der Lage, die Einträge abzapuffern. Erst mit einer bestimmten Verzögerung (Abb. 2, dunkelgrau schattiert) reagieren chemische Bodenparameter (z. B. das Verhältnis Aluminium zu basischen Kationen in der Bodenlösung) und überschreiten die Critical Limits [(Al/Bc)<sub>crit</sub>]. Das biologische System kann wiederum diese negative Veränderung für eine bestimmte Zeit und in bestimmtem Umfang ausgleichen (hellgrau schattiert), bevor es mit sichtbaren Schäden reagiert. Ebenso wie die Schädigung des Ökosystems nach Überlastung, tritt auch ein Erholungseffekt nach deutlicher Minderung der Schadstoffeinträge mit einer Zeitverzögerung in der Reihenfolge Belastung – chemische Reaktion – biologische Reaktion ein. Dynamische Modelle sind in der Lage, die Zeiten für die verzögerte Schadreaktion ("damage delay time") sowie eine verzögerte Erholung ("recovery delay time") abzubilden. Ihrer Anwendung und Weiterentwicklung wird derzeit in der Arbeit der UNECE Working Group on Effects (WGE) größte Aufmerksamkeit gewidmet. Weiterführende Informationen, sowohl über Critical Loads als auch zu dynamischen Modellen sind auch im Internet zu finden unter [www.unece.org/env/wge](http://www.unece.org/env/wge) bzw. [www.icpmapping.org](http://www.icpmapping.org).

Literatur :

CCE Status Report, 2001: Modelling and Mapping of Critical Thresholds in Europe, RIVM Report No. 259101010/2001  
 Nagel HD et al., 2000 : Kartierung von Critical Loads für den Eintrag von Säure und eutrophierenden Stickstoff in Waldökosysteme und naturnahe waldfreie Ökosysteme zur Unterstützung von UNECE-Protokollen, Abschlussbericht zum F/E-Vorhaben 297 73 011 des Umweltbundesamtes  
 Nagel HD, Gregor HD, 1999: Ökologische Belastungsgrenzen: ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik = Critical Loads & Levels, Springer, Berlin, Heidelberg, New York  
 Posch M et al., 2003: Manual for Dynamic Modelling of Soil Response to Atmospheric Deposition, RIVM Report No.259101012/2003

## Heavy metal balances in the Netherlands: from concept to practical use

Paul Römkens<sup>1</sup>, Simon Moolenaar<sup>2</sup>, Wim de Vries<sup>1</sup> and Dick Brus<sup>1</sup>.

### Introduction

Balances of both nutrients and heavy metals for specific forms of agriculture (dairy farms, arable cropping farms etc.) are useful to gain insight in the long-term development of soil quality and thus sustainability of agriculture. In the Netherlands a balance concept for nutrients (N & P) has already gained a legal status: farmers are obliged to calculate in- and outputs using a MINerals Accounting System (MINAS). Integration of nutrient and financial accounting systems with accounts of heavy metals and organic pollutants would support an environmental management system (EMS) at the farm level (Moolenaar, 1999).

The awareness of adverse effects (metal uptake by crops, leaching, ecotoxicity) resulting from metal accumulation in arable soils has increased. However, appropriate tools are needed that enable users to calculate both accumulation rates and effects related to these accumulation rates in order to design and evaluate appropriate measures. Here we present an example of such a tool which was constructed (and is still being improved) to calculate long-term effects (related to heavy metals) of current forms of agriculture in the Netherlands. The aim was to construct a dynamic heavy metal balance on the field scale that includes all relevant in- and outputs of heavy metals and is capable of predicting changes in the soil heavy metal content as well as the soil solution concentrations.

### Approach

Data from 120 sites in the Netherlands representing various forms of agriculture - intensive animal husbandry (both dairy cattle and pig breeding), and arable land were used to construct current heavy metal balances for the current situation. Based on the type of land use, the intensity (intensive versus integrated farming) of the farming system, scenario calculations were performed to calculate the development of soil-, crop- and groundwater quality in time.

Currently, crop uptake and leaching are calculated using rather straightforward model concepts. The concentration in the soil solution is calculated using an extended Freundlich equation, whereas the crop heavy metal content for Zn, Cd, and Cu is calculated

using a soil-specific soil to plant transfer function. In figure 1 the overall outline of the approach is shown.

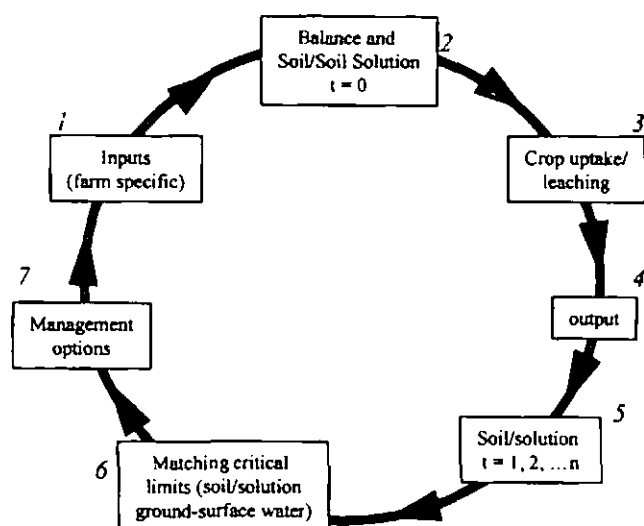


Figure 1. Schematic representation of the calculation of metal balances.

The essential point that we want to stress is the fact that in this approach heavy metal balances are linked to so-called *critical limits*. In many cases heavy metal balances have been constructed which do give an overview of all in- and outputs but which do not link the final balances (usually expressed in  $\text{g ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ ) to one or more environmental risks. For example, Zn heavy metal balances in dairy farms usually show a net surplus in the order of 100 to more than 1000  $\text{gram ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ . This number in itself, however, does not indicate which compartment of the environment (soil, water, animal, and crops) will be at risk in case of a continuous accumulation at this rate. Using dynamic balance approaches allows for deriving such indicators for sustainable land use and heavy metal management (Moolenaar et al., 1997).

In short the calculation can be divided into a number of steps (indicated with numbers in figure 1):

1. Identification of relevant inputs
2. Calculation of levels in the soil
3. Calculation of crop uptake and amount of leaching to ground- and surface waters
4. Calculation total output
5. Derivation of new metal content in soil and water phase at timesteps 1 through n
6. Matching of soil metal content, soil solution /groundwater concentration and crop content with relevant (legal) criteria: food quality standards, soil quality standards and ecotoxicity standards for soil solution.
7. Design of appropriate measures to reduce input resulting in changes in input.

<sup>1</sup> ALTERRA - Wageningen University and Research Center. PO Box 47, 6700 AA Wageningen, the Netherlands.

Corr. Author e-mail: [paul.romkens@wur.nl](mailto:paul.romkens@wur.nl)

<sup>2</sup> NMI, Nutrient Management Institute.

PO Box 250, 6700 AG Wageningen, the Netherlands

In this approach the aim is, therefore, not to just construct heavy metal balances at a given time step but to link the outcome of the balance to environmentally relevant risk levels.

**Relevant Critical Limits**

Currently 4 critical limits are included:

1. Food quality criteria. Current legal standards are included.
2. Groundwater quality standards.
3. Soil quality standards solid phase. As of now most soil quality standards are based on the total soil metal content.
4. Critical limits soil solution related to ecotoxicity. EC5 levels based on NOEC data are used as an appropriate level for protection of soil ecosystems

As with all standards, no consensus has been reached on all of these. This results in a wide range of standards for groundwater, soil and ecosystem. However, the system is designed in such a way that standards can easily be replaced by others.

**Modes of operation and results**

Apart from the current metal fluxes, various modes of operation are available. For each of these acceptable loads are calculated at which the pre-specified criteria are met:

1. Stand still principle (no increase in the amount of metals in soils allowed). This operational mode calculates the maximum acceptable net load at which the system remains the way it is at present (in terms of the metal content of the soil)
2. Time to equilibrium. This operational mode basically calculates the final steady state at a given input/output scenario. In this case a comparison of the final level of equilibrium and the criteria indicates whether or not a scenario is sustainable, i.e. not leading to excess metal levels in soils.

In tables 1 and 2 results from the application of both approaches are shown (for Cd and Pb) based on the data of the Dutch monitoring sites.

*Table 1. Average levels and ranges in critical metal loads related to the stand still principle, targets values for soil used in Dutch pollution policy and critical limits for soil solution related to adverse effects on plants (de Vries et al., 2002).*

Effect	Critical metal loads (g.ha <sup>-1</sup> .yr <sup>-1</sup> )			
	Cd		Pb	
Stand still	2.6	(0.77-5.8)	52	(23-111)
Soil target values	5.7	(1.7-11)	121	(38-188)
Plants	6.1	(5.1-7.8)	45	(38-53)
Minimum	2.4	(0.77-5.1)	39	(23-49)

*Table 2. The percentage of plots exceeding soil target values and critical limits in the soil solution related to effects on plants (de Vries et al., 2002)*

Effect	Situation	Exceedance (%)	
		Cd	Pb
Accumulation	Present	74	73
Exceedance Soil target value	Present	3.0	5.7
	Steady-state	25	27
Exceedance Critical limit soil solution	Present	5.1	45
	Steady-state	17	85

In addition to the calculation of balances and risk of exceedance for specific sites or types of farms also application on a national scale are possible. A combination of the approach outlined previously and an existing nation-wide database containing data on organic matter, clay, pH and the Cd content of the soil was used to produce national 'risk maps' showing the chance that crops do not meet food quality standards (Brus et al., 2002).

The approach summarised here allows for the identification of the most critical 'critical limit' likely to be exceeded. Scenario studies incorporating available or new management options (additional liming, reduction of feed additives, export of manure etc.) can then be used to see whether sustainable agriculture is feasible.

The concept is designed in such a way that new model concepts can replace the existing ones (for example to calculate crop uptake or leaching losses). Instead of models also default values can be used in case of high uncertainty about model input data, model constants and/or temporal or spatial variability not considered by the model.

**References**

Brus, D.J., J.J. de Gruijter, D.J.J. Walvoort, F. de Vries, J.J.B. Bronswijk, P.F.A.M. Römkens, and W. de Vries. 2002. *Mapping the probability of exceeding critical thresholds for Cadmium concentrations in soils in the Netherlands*. J. Environ. Qual., 31:1875-1884.

Moolenaar, S.W., S.E.A.T.M. van der Zee & Th.M. Lexmond. 1997. *Indicators of the sustainability of heavy metal management in agro-ecosystems*. Sci. Tot. Env., 201: 155-169.

Moolenaar, S.W. 1999. *Heavy-Metal Balances, Part II. Management of Cadmium, Copper, Lead, and Zinc in European agro-ecosystems*. J. of Ind. Ecol. 3(1):41-53.

Vries, de, W., P.F.A.M. Römkens, T. van Leeuwen, and J.J.B. Bronswijk. 2002. *Heavy metals*. In: P.M. Haygarth and S.C. Jarvis (eds.), *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. CABI Publ. Oxon, UK, p. 107 - 132.

## Berechnung von Critical Loads für Schwermetalle in terrestrischen Ökosystemen

Gudrun Schütze

### Hintergrund

Basierend auf der Besorgnis über langfristig schädliche Wirkungen von Schwermetallen, die sich aufgrund anthropogener Emissionen in der Umwelt anreichern und der Tatsache, dass diese Schadstoffe auch dem Ferntransport in der Atmosphäre unterliegen, hat das UNECE Übereinkommen über weiträumige, grenzüberschreitende Luftverunreinigung 1988 ein Protokoll zur Minderung der Emissionen der Metalle Blei (Pb), Cadmium (Cd) und Quecksilber (Hg) verabschiedet. Die Minderungsmaßnahmen dieses Protokolls richten sich nach dem Stand der Technik. Die Unterzeichnerländer werden aber aufgefordert, die Entwicklung eines wirkungsbezogenen Ansatzes zu unterstützen.

Bereits seit Anfang der 90er Jahre des vorigen Jahrhunderts gibt es Bemühungen, das bei der Minderung von Säure- und Stickstoffeinträgen in die Umwelt bewährte Critical Load-Konzept für persistente Schadstoffe, darunter Schwermetalle, anzuwenden und entsprechend anzupassen. Die Methodenentwicklung ist inzwischen soweit fortgeschritten, dass im Jahr 2002 eine erste Kartierung von Critical Loads für Pb und Cd (Methodentest) erfolgen konnte, an der sich 11 europäische Länder beteiligten (Hettelingh et al. 2002). Weitere Länder haben für die Zukunft entsprechende Datenlieferungen zugesichert. Die Ergebnisse haben vorläufigen Charakter, da die Methodik noch weiterentwickelt wird. In diesem Beitrag werden Grundzüge der Berechnungsmethodik und erste Ergebnisse zu Critical Loads Pb und Cd für Deutschland vorgestellt, die im Auftrag des Umweltbundesamtes erarbeitet wurden.

### Methodik

Critical Loads sind ökologische Belastungsgrenzwerte für Schadstoffeinträge in Ökosysteme. Bei ihrer Einhaltung oder Unterschreitung sind schädliche Wirkungen auch langfristig nicht zu befürchten. Critical Loads für Schwermetalle werden mit Hilfe einer einfachen Massenbilanz bestimmt. Es wird unter Annahme eines stabilen Gleichgewichtes davon ausgegangen, dass die Gesamteinträge des betrachteten Metalls in den Boden als zentrales Glied des Systems nicht höher sein sollen, als die Summe der Austräge bei einem Konzentrationsniveau, bei dem gerade noch keine schädlichen Wirkungen auftreten können. Dieses Konzentrationsniveau wird durch Critical Limits charakterisiert.

Alternativ zum Critical Load-Konzept können mit Massenbilanzen auch Einträge berechnet werden, bei denen keine Anreicherungen von Schwermetallen in der betrachteten Bodenschicht erfolgen (sog. Stand Still-Loads). Dabei wird nicht von kritischen Gehalten, sondern von heutigen Konzentrationen in den metallaustragenden Stoffströmen ausgegangen. Auf dieses nicht wirkungsbezogene Konzept soll hier nicht näher eingegangen werden.

In die Berechnung der Critical Loads für Schwermetalle werden als Austragspfade die Biomasseernte (bzw., bei Wäldern, die Nettoaufnahme in das Holz) sowie die Auswaschung aus der betrachteten Bodenschicht (Wald 10 cm, Acker 30 cm, Grünland 20 cm) einbezogen. Die natürliche Nachlieferung von Metallen in den potentiell verfügbaren Vorrat des Oberbodens wird wie ein Eintrag berücksichtigt und von der Summe der Austräge subtrahiert (Gl. 1).

$$CL(M) = M_u - M_w + M_{le(crit)} \quad (1)$$

mit:

- CL(M) = kritischer Gesamteintrag eines Schwermetalls in den Boden (M = Pb oder Cd) [g ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>]  
 M<sub>u</sub> = Nettoaufnahme des Schwermetalls bzw. Entzug durch Biomasseernte aus dem Oberboden [g ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>]  
 M<sub>w</sub> = Freisetzung von Schwermetallen im mineralischen Oberboden durch Verwitterungsprozesse [g ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>]  
 M<sub>le(crit)</sub> = tolerierbare Auswaschung von Schwermetallen aus dem Oberboden mit dem Wasserabfluss [g ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>]

Diese Berechnungsweise vernachlässigt „innere“ Metallkreisläufe, die z. B. in Wäldern auftreten (Streufall und Wiederaufnahme des Metalls aus der Humusschicht), für die nur wenige Daten vorliegen.

Der Netto-Metallentzug aus dem System mit der Biomasse kann nicht mit der Wurzelaufnahme gleichgesetzt werden, da z. T. die direkte Aufnahme/Anlagerung aus der Atmosphäre eine große Rolle spielt, z. B. bei Pb, Hg. Ein geeigneter Weg besteht darin, den jährlichen Trockenmasseertrag mit mittleren, in nicht spezifisch belasteten Gebieten gemessenen, Gehalten in der Trockenmasse (Mediane) zu multiplizieren (Gl. 2). In diesen Gebieten werden weder für das Pflanzenwachstum kritische Schwermetallgehalte noch Grenz- und Richtwerte für Futter- bzw. Lebensmittel von den Medianwerten erreicht.

$$M_u = f_{ru} \cdot Y \cdot X_{hpp} \quad (2)$$

mit:

- f<sub>ru</sub> = Faktor zur Berücksichtigung der relevanten Bodenschicht  
 Y = mittlerer Biomassezuwachs/Ernteertrag in Trockenmasse [kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>]  
 X<sub>hpp</sub> = Metallgehalt (Cd oder Pb) in der geernteten Biomasse (hpp= harvested parts of the plant) [mg kg<sup>-1</sup>]

Die Verwitterungsrate von Schwermetallen wird, entsprechend Gl. (3), rechnerisch mit der Verwitterungsrate basischer Kationen (BC), wie sie bei der Bestimmung von Critical Loads für Säure erfolgt, verknüpft.

$$M_w = 5 \cdot 10^{-4} \cdot f_{wc} \cdot BC_w \cdot \frac{X_M}{X_{BC}} \quad (3)$$

mit:

- f<sub>wc</sub> = Faktor zur Berücksichtigung der relevanten Bodenschicht  
 BC<sub>w</sub> = Verwitterungsrate basischer Kationen, bezogen auf 1 m Bodentiefe [mol<sub>e</sub> ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> m<sup>-1</sup>]  
 X<sub>BC</sub> = Gesamtkonzentration basischer Kationen im Ausgangsgestein [mol kg<sup>-1</sup>]  
 X<sub>M</sub> = Gesamtkonzentration des Metalls im Ausgangsgestein [mg kg<sup>-1</sup>]

Die tolerierbare Auswaschung des Schwermetalls aus der betrachteten Bodenschicht wird durch den mittleren jährlichen Sickerwasserfluss  $Q_{le}$  und die kritische Konzentration (Critical Limit) bestimmt (Gl. 4). Die bei der Critical Loads-Berechnung für Metalle betrachtete Bodenschicht ist häufig geringer mächtig als die Durchwurzelungstiefe. In diesem Fall ist  $Q_{le}$  größer als die Sickerwasserrate, da ein Teil des Wassers in den unteren Bereichen der Wurzelzone noch aufgenommen und dem Transpirationsstrom zugeführt wird.

$$M_{le(crit)} = 10 \cdot Q_{le} \cdot [M]_{ss(crit)} \quad (4)$$

mit:

$Q_{le}$  = Sickerwasserstrom unterhalb der relevanten Bodenschicht [ $m \ a^{-1}$ ]

$[M]_{ss(crit)}$  = kritische Gesamtkonzentration des Metalls M im Bodenwasser

Die vorläufig verwendeten Critical Limits wurden als Ergebnis der Tätigkeit einer internationalen Expertengruppe im Rahmen des UNECE International Cooperative Programme on Modelling and Mapping of Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends (ICP Modelling and Mapping) festgelegt. Sie beruhen auf der Auswertung von Wirkungsdaten (No Observed Effect Concentrations – NOEC) mehrerer Länder und der EU mit statistischen Methoden nach Aldenberg und Slob (1991). Diese Wirkungsdaten stammen überwiegend aus Laborexperimenten mit relativ gut verfügbaren Metallgehalten [ $mg \ kg^{-1}$ ] in Böden. Deshalb wird unterstellt, dass sogenannte reaktive Gehalte, die mit 0,43 M  $HNO_3$  extrahiert werden können, eine gute Entsprechung für diese Daten sind. Weil in der Gleichung zur Berechnung der Schwermetallauswaschung aber eine gelöste Konzentration verlangt wird, sind weitere Umrechnungen mit Hilfe von Transferfunktionen notwendig. Diese sind aus Gründen der Vergleichbarkeit ebenfalls harmonisiert und berücksichtigen die Bodeneigenschaften pH-Wert, Ton- und Humusgehalt.

Für die Kartierung der Critical Loads wurden zwei Typen von Critical Limits verwendet. Bei den im Folgenden als Typ\_a bezeichneten Critical Loads, die Wirkungen auf Pflanzen und Mikroorganismen kennzeichnen sollen, wurden die Transferfunktionen auf die NOEC-Daten für diese Rezeptoren in Kombination mit den Bodeneigenschaften in den Wirkungsexperimenten angewendet und eine einheitliche (bodenunabhängige) kritische Konzentration,  $[M]_{ss(crit)_a}$  [ $\mu g \ l^{-1}$ ], abgeleitet. Typ\_b bezieht sich auf Wirkungen auf bodenfressende Invertebraten. Er beruht auf einem einheitlichen kritischen „reaktiven“ Gehalt, der in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften der Legendeneinheiten der Bodenübersichtskarte Deutschlands, BÜK 1000 (Hartwich et al. 1995), in Gesamtkonzentrationen der Bodenlösung,  $[M]_{ss(crit)_b}$ , umgerechnet wird. Eine Übersicht über die bei der Kartierungsstudie verwendeten Critical Limits gibt die folgende Tabelle:

Critical Limits (Cd, Pb) nach De Vries et al. (2001), einschließlich Spannen für Unsicherheitsanalysen

Metall	Kritische gelöste Konzentration $[M]_{ss(crit)_a}$ [ $\mu g \ l^{-1}$ ]	Kritischer „reaktiver“ Gehalt [ $mg \ kg^{-1}$ ]
Pb	8 (6 – 10)	30 (25 – 35)
Cd	0,8 (0,6 – 1)	0,9 (0,7 – 1,1)

### Ergebnisse

Das National Focal Centre Deutschlands hat in seinem vorläufigen Datensatz, jeweils für die Metalle Pb und Cd, mehr als 1,2 Mio Datensätze (500 m x 500 m-Grids) an das Datenzentrum (Coordination Centre for Effects – CCE) in Bilthoven (NL) gesendet. Es wurden Wälder, naturnahe waldfreie und landwirtschaftliche Ökosysteme in die Kartierung einbezogen.

Die mittleren Austräge mit Biomasse unterscheiden sich nur relativ gering zwischen den Ökosystemtypen. Sie betragen 0,1 bis 0,6  $g \ ha^{-1} \ a^{-1}$  für Cd und 2 – 8  $g \ ha^{-1} \ a^{-1}$  für Pb, wobei die landwirtschaftlichen Flächen jeweils die höchsten Werte aufwiesen. Verwitterungsraten sind mit Werten von 0,01 – 0,02  $g \ ha^{-1} \ a^{-1}$  für Cd vernachlässigbar gering, für Pb werden dagegen mit 0,5 – 5  $g \ ha^{-1} \ a^{-1}$  relevante Größenordnungen erreicht. Die  $[M]_{ss(crit)_b}$  liegen für beide Metalle in etwa 75 % der Grids und teilweise um Zehnerpotenzen höher als die  $[M]_{ss(crit)_a}$ . Das trifft vor allem auf bindungsschwache Böden zu, bei denen die Löslichkeit der Metalle offenbar durch die verwendeten Transferfunktionen stark überschätzt wird. Für solche Rezeptorflächen sind natürlich auch die Critical Loads entsprechend hoch.

Mit Methodik (Typ-a) wurden Critical Loads für Cd mit mehr als 90 % der Werte zwischen 1 und 10  $g \ ha^{-1} \ a^{-1}$  (deutlicher Schwerpunkt bei 3 – 6  $g \ ha^{-1} \ a^{-1}$ ) berechnet. Für Blei lagen diese Critical Loads zwischen 10 und 100  $g \ ha^{-1} \ a^{-1}$  (Schwerpunkt analog bei 30 – 60  $g \ ha^{-1} \ a^{-1}$ ). Dagegen lagen die Critical Loads (Typ\_b) für Cd auf ca. 40 % der Flächen oberhalb 22  $g \ ha^{-1} \ a^{-1}$  und nur ca. 10 % unterhalb 10  $g \ ha^{-1} \ a^{-1}$ . Bei Pb hatten 40 % der Flächen höhere Werte (Typ\_b) als 100  $g \ ha^{-1} \ a^{-1}$ . Darstellungen der räumlichen Verteilung der Critical Loads für Deutschland liegen im Umweltbundesamt vor.

Generell hat die Critical Loads-Methodik (Typ-b) den Nachteil, dass Böden mit geringer Bindungskraft aufgrund relativ höherer Auswaschungsraten tendenziell höhere Critical Loads aufweisen. Aus Wirkungssicht sind aber gerade diese Böden als die sensibelsten zu betrachten. Dies ist einer der Gründe, warum sich die Kartierung von Critical Loads für Cd und Pb künftig auf die Verwendung von Critical Limits für gelöste Konzentrationen konzentrieren wird. Derzeit werden Methoden entwickelt, Critical Limits bezogen auf freie Ionenaktivitäten der Metalle abzuleiten und somit den Einfluss des Chemismus der Bodenlösung auf die Bioverfügbarkeit und das Wirkungspotential der gelösten Metalle noch genauer abzubilden. Auch der wirkungsbezogene Ansatz für Hg ist ein Schwerpunkt der zukünftigen Arbeit in der internationalen Expertengruppe im Rahmen des ICP Modelling and Mapping.

### Literatur

- Aldenberg T, Slob W (1991) Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. Report 719102002, RIVM, Bilthoven, The Netherlands, 21 pp.)  
 DeVries, W., Schütze, G., Römkens, P. and Hettelingh, J.-P. (2001): Guidance for the calculation of Critical Loads for cadmium and lead in terrestrial and aquatic ecosystems, ICP Modelling and Mapping  
 Hartwich, R., Behrens, J., Eckelmann, W., Haase, G., Richter, A., Roeschmann, G. und Schmidt, R. (1995): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 1 000 000. Karte mit Erläuterungen, Textlegende und Leitprofilen. BGR, Hannover  
 Hettelingh, J. P.; Slootweg, J.; Posch, M.; Dutchak, S. and Ilyin, I. (2002): Preliminary Modelling and Mapping of Critical Loads of Cadmium and Lead in Europe. RIVM Report 259 101 011, CCE MSC-East Moscow and CCE Bilthoven, RIVM Bilthoven (The Netherlands)

## Risikoabschätzung der Cadmium-Belastung für Mensch und Umwelt infolge der Anwendung von cadmiumhaltigen Düngemitteln

H.-J. Weigel<sup>1\*</sup>, G. Schütze<sup>2</sup>, R. Becker<sup>2</sup>, U. Dämmgen<sup>1</sup>, H.-D. Nagel<sup>2</sup> & A. Schlutow<sup>2</sup>

Cadmium (Cd) ist ein nicht-essentielles Schwermetall, das für Menschen, Tiere, Pflanzen und Mikroorganismen oberhalb bestimmter Schwellenwerte toxisch ist. Belastungen durch Cd entstehen, wenn es durch anthropogene Aktivitäten zusätzlich zu den geogenen Grundgehalten in die Umwelt eingetragen wird. Gegenwärtig gelangt Cd insbesondere auch durch phosphathaltige Düngemittel in die Böden und damit in die Nahrungskette. Im Rahmen der europäischen Rechtsangleichung der Vorschriften für Dünger sollte für Deutschland überprüft werden, ob und in welchem Umfang von den Cd-Frachten und -gehalten dieser Dünger Risiken sowohl für die Umwelt (Ökotoxikologie) als auch für die menschliche Gesundheit (Humantoxikologie) ausgehen. Dazu wurde eine umfangreiche Studie erstellt (Schütze et al. 2003), in der eine entsprechende Risikobewertung für Deutschland vorgenommen wird. Das Prinzip der Risikoabschätzung lehnte sich soweit möglich an Vorgaben der europäischen Kommission an und basiert auf Vergleichen

vorhandener oder prognostizierter Belastungen mit Wirkungsschwellenwerten, unterhalb derer schädliche Wirkungen nach heutigem Stand des Wissens auszuschließen sind. Im Bereich der Ökotoxikologie erfolgte dies mit Hilfe eines Vergleiches von *Predicted Environmental Concentrations* (PEC), worunter sowohl aktuelle als auch zukünftige Cd-Gehalte im Boden sowie berechnete Werte für die Bodenlösung und für Pflanzen zu verstehen sind, mit *Predicted No Effect Concentrations* (PNEC). Ist dieser Quotient  $> 1$ , besteht für den betrachteten Rezeptor ein Risiko. In Bezug auf die Wirkungen auf den Menschen wurden zunächst Cd-Aufnahme- bzw. Cd-Resorptionsraten ermittelt und die so ermittelten berechneten aktuellen oder prognostizierten Dosen (loads) mit *No Observed Adverse Effect Loads* (NOAEL) verglichen. PNEC- und NOAEL-Werte wurden aus gesetzlichen Vorschriften entnommen oder sind Richtwerte aus der Literatur (z.B. kritische Cd-Gehalte in Böden nach Bundesbodenschutzverordnung, Bodenqualitätskriterien; tolerierbare tägliche Cd-Aufnahmemengen für den Menschen nach WHO). Es wurden Szenarien mit durchschnittlichen und maximalen („worst case“) Belastungen und Empfindlichkeiten simuliert. Die für die ökotoxikologische Bewertung notwendige Bilanzierung der Cd-Ein- und -Austräge in bzw. aus Böden aus allen Quellen (Mineral- und Wirtschaftsdüngung, Deposition) die flächendifferenziert durchgeführt wurde, ergab z.B. auf der Basis pflanzenbedarfsgerechter Düngung und im Sinne einer vorsorgenden Betrachtung im Durchschnittsfall einen Cd-Bilanzüberschuss für Acker- und Grünlandflächen von ca.  $7 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  Cd. Bei Betrachtung der gegenwärtig tatsächlich ausgebrachten Mengen an phosphathaltigen Düngern ergab sich ein Saldo von ca.  $3 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  Cd. In fast allen Eintragsszenarien lag der Anteil des Cd aus der mineralischen Düngerfraktion am Gesamt-Cd-Eintrag bei mindestens 40%. Prozentual gleichgroße Cd-Einträge resultieren aus

---

<sup>1</sup> Institut für Agrarökologie, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig, hans.weigel@fal.de

\* Autor für Korrespondenz

<sup>2</sup> ÖKO-DATA, Hegermühlenstr.58, D-15344 Strausberg

der atmosphärischen Cd-Deposition. Die berechneten gegenwärtigen bzw. zukünftigen Cd-Bodengehalte ergaben im Vergleich mit den verfügbaren PNEC-Werten für durchschnittliche Cd-Expositionsszenarien keine unmittelbaren Hinweise auf Risiken für die betrachteten Bodenfunktionen. Im Hinblick auf den Cd-Belastungspfad Boden → Pflanze → pflanzliche/tierische Nahrungsmittel → Mensch wurde über die Verzehrsmengen pflanzlicher und tierischer Lebensmittel und deren Cd-Gehalte die Cd-Exposition des Menschen abgeschätzt. Im Durchschnittsfall (durchschnittliche Ernährungsgewohnheiten und Cd-Gehalte der Lebensmittel, Nichtraucher) ergab der Vergleich mit derzeit gültigen NOAEL-Werten z.B., dass diese tolerierbaren Wirkungsschwellen bereits zu ca. 40% ausgeschöpft sind. Sowohl bei der ökotoxikologischen als auch bei der humantoxikologischen Bewertung zeigten sich beträchtliche Spannbreiten der Risiken einer Cd-Belastung durch phosphathaltige Düngemittel, wenn unterschiedliche Expositions- und Empfindlichkeitsszenarien betrachtet wurden.

#### **Literatur:**

- G. Schütze, R. Becker, U. Dämmgen, H.-D. Nagel, A. Schlutow und H.-J. Weigel (2003): Risikoabschätzung der Cadmium-Belastung für Mensch und Umwelt infolge der Anwendung von cadmiumhaltigen Düngemitteln. *Landbauforschung Völkenrode* 53 (Nr. 2/3), 63 -170.



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

REFERATE

**Workshop Kommission VIII „Eigenschaften, Systematik und Problematik  
subhydrischer und semi-subhydrischer Böden“  
21. und 22. Juli 2003 in Hamburg**

Band 102

Heft 1

2003



## Eigenschaften und Systematik semisubhydrischer und subhydrischer Böden

Hans-Peter Blume, Kiel

### Einführung

Böden der Binnengewässer und der Meere gehören für Bodenkundler zum Grenzbereich der Pedosphäre. In Internationalen Bodenklassifikationen wie der WRB werden sie daher nicht berücksichtigt (ISSS/ISRIC/FAO 1998): Lediglich ein Teil der Watten lassen sich als *Salic*, *Thionic* oder *Arenic Fluvisols* klassifizieren.

Die Deutsche Bodensystematik (AK Bodensystematik 2001) stellt Mineralböden, die ständig von Wasser der Binnengewässer bedeckt sind, als Unterwasserböden zur Klasse der *Subhydrischen Böden*. Böden im Gezeiteneinfluss der Meere und Flussunterläufe zwischen mittlerem Niedrigwasser (MNW) und mittlerem Hochwasser (MHW) gehören als *Watten* zur Klasse der *Semisubhydrischen Böden*. Gemeinsam bilden sie die *Abteilung der Semisubhydrischen & Subhydrischen Böden*.

Die unterhalb MNW gelegenen, mithin (fast) ständig mit Meerwasser bedeckten Böden werden bodenkundlich nicht klassifiziert. Auch die Mehrzahl binneländischer Bodenarten weist keine *Unterwasserböden* aus, während sie auf anderen Bodenarten bis zu einer Wassertiefe von 2 Metern als *Subhydrische Böden* dargestellt werden (s. z.B. GRENZIUS & BLUME 1985).

Ständig mit Wasser bedeckte Torfe der Binnengewässer werden klassifikatorisch zur Abteilung der *Moore* gestellt (sofern sie eine Torfmächtigkeit > 3 dm aufweisen). Periodisch bis episodisch überflutete (bzw. von Qualmwasser überstaute) Böden der Flussauen (ohne Gezeiteneinfluss) werden als *Auenböden* (ohne terrestrische Unterbodenhorizonte und in den oberen 4 dm ohne redoximorphe Merkmale), als *Auengleye* (redoximorphe Merkmale auch oberhalb 4 dm) oder als *Auen-Untereinheiten terrestrischer Böden* (mit oberhalb 4 dm beginnenden B-, P- oder S- Horizonten) klassifiziert.

Böden im Gezeiteneinfluss der Meere und Flussunterläufe oberhalb MHW werden zur Klasse der *Marschen* oder (neuerdings) zur Klasse der *Strandböden* (Bodenart Ss zumindest der oberen 8 dm) gestellt.

Im folgenden sollen die verschiedenen Formen der *Semisubhydrischen* und *Subhydrischen Böden* kurz vorgestellt werden. Dabei ist zu betonen, dass viele Formen bisher nur wenig seitens der Bodenkunde untersucht wurden.

### Böden unter Gezeiteneinfluss (Tabelle 1)

Flächenmäßig dominieren die praktisch vegetationsfreien *Norm-* bzw. *Salzwatten* in der Nordseebucht, die wiederum zu 65 % aus *Sandwatt*, zu 30 % aus *Mischwatt* und zu 5 % aus *Schlickwatt* bestehen. Das

feinsandreiche *Sandwatt* enthält wenig organische Substanz und Kalk; es wird ständig umgelagert und weist einen nur geringen Besatz an Makrofauna auf. Bei Ebbe werden die oberen dm entwässert und damit belüftet, was sich in relativ hohen rH- Werten spiegelt.

Das tonreiche *Schlickwatt* ist durch ein sehr hohes Porenvolumen (>80%) und einen hohen Gehalt an leicht zersetzbarem Humus (10-15%) gekennzeichnet. Da Makroporen fehlen, wird es bei Ebbe nicht entwässert. Ein hoher Besatz an Mikroorganismen baut die eiweißreiche org. S. ab, wobei Sulfat des Meerwassers neben Eisenoxiden der Sedimente als Sauerstoffquellen dienen. Dabei entsteht schwarzes FeS oder dunkel graues FeS<sub>2</sub>, während es an der Oberfläche zur Fällung von Schwefel kommen kann. Es herrscht O<sub>2</sub>- Freiheit. Lediglich ein wenige mm dünner Kieselalgenrasen ist am Tage O<sub>2</sub>- übersättigt und in Tiergänge dringt 3-4 cm tief O<sub>2</sub>- haltiges Wasser.

Das schluffreiche *Mischwatt* ist humusärmer, aber carbonatreicher und wird bei Ebbe einige cm entwässert. Viele Tiergänge sorgen bis 3 dm für Belüftung und sind durch gefällte Fe-Oxide stabilisiert (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 2002).

Große Sandbänke überragen das MHW- Niveau. Diese seltener überfluteten (aber dann umgelagert werdenden) *Strandböden* sind praktisch Vegetations-, Ton-, Schluff- und Humus- frei, gut belüftet, aber trocken. Übersandete, tote Großalgen oder siltreichere, humose Zwischenschichten können lokal reduzierte Verhältnisse und damit *Marschstrände* (Tab. 1) als Böden bedingen. Küstennah dem *Mischwatt* oberhalb MHW vorgelagert sind hingegen die Schluff-, Ton-, Kalk- und Humusreicheren *Salz- Rohmarschen*. Sie sind nährstoffreich, im Unterboden reduziert, im Oberboden aber zeitweilig luftreich, und mit einer geschlossenen Salzwiese bedeckt.

Den Vorgenannten vergleichbare Böden treten im Tide-beeinflussten Unterlauf der Eider, Elbe, Weser und Ems auf: Deren Salzgehalte (und damit auch d<sub>r</sub>- Werte) nehmen indes stromaufwärts ab, sodass *Brack-Watten* und *-Rohmarschen*, und schließlich *Fluss-Watten* und *-Rohmarschen* auftreten. Vor allem die *Schlickwatten* und *Rohmarschen* stellen Senken für Nähr- und Schadstoffe dar, während in *Sandwatten* und *Strandböden* wenig akkumuliert und rasch wieder mobilisiert wird.

### Böden der Binnengewässer und Auen (Tab.2)

Am Gewässergrund werden eingetragene klastische Sedimente, totes Plankton und Fällungen gelöst transportierter Stoffe akkumuliert, die seitens der

Geologie als Mudden und Schlämme bezeichnet werden. Da sie jedoch nach der Ablagerung stark durch Zersetzung und Humifizierung, Verwitterung und Mineralbildung sowie biogene Gefügebildung verändert wurden, sind sie zugleich als Böden anzusehen.

Am Grunde rasch fließender Bäche und Flüsse wechseln Sedimentation und Erosion rasch, sodass als humusarmer, sauerstoffreicher Rohboden ein *Protopedon* entsteht. Die Seen waren vor der menschlichen Einflussnahme durch sauerstoffarme (rH- Werte 15-25), humusreiche, lockere *Gyttjen* charakterisiert, in Mergellandschaften durch hellgraue, calcitrophe *Kalkgyttjen* (geol. Kalkmudden), ansonsten durch oliv bis braun gefärbte *Norm-Gyttjen* mit elastischer, leberartiger Konsistenz (Lebermudden).

Hohe anthropogene Nährstoffeinträge förderten in jüngster Zeit die Planktonbildung, mithin am Gewässergrund intensive mikrobielle, O<sub>2</sub> verbrauchende Umsetzungen, sodass die *Gyttjen* 1-> 3 dm von stark reduzierten (rH < 13), humus- und sulfidreichen *Sapropelen* (Faulschlämmen) überlagert wurden. Im flachen Uferbereich sind unter Röhricht oft Niedermoore entstanden. In dystrophen Waldseen von Sander-, Sandstein- und Granitlandschaften entstand ein humusreiches, saures (pH<6), O<sub>2</sub>-armes bis freies *Dy* (Braunschlamm bzw. Limmohmit).

In den Flussauen dominieren bei hoher Fließgeschwindigkeit sandige bis kiesigsteinige, humusarme *Ramblen*, ansonsten vor allem flussnah gröberkörnige, mit Humus angereicherte, luftreiche *Paternen* (in Schwarzerde-Landschaften auch *Tschernitzen*), flussfern hingegen feinerkörnige, O<sub>2</sub>-arme *Gleye* und *Niedermoore* (Näheres s. GRÖNGRÖFT et al und RINKLEBE in diesem Band).

**Literatur**

AG BODEN (2003): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Aufl. Schweizerbart, Stuttgart (im Druck)  
 AK BODENSYSTEMATIK (2001): Systematik der Böden Deutschlands; Kap. 3.2.2 in BLUME et al.: Handbuch der Bodenkunde (1996ff): ecomed, Landsberg  
 GRENZIUS, R., BLUME, H.-P.(1985): Karte der Bodengesellschaften (1:50000); Umweltatlas Berlin, Karte 01.01. Kulturbuchv. Berlin  
 GRÖNGRÖFT et al. (2003): Eigenschaften und Systematik von Flussuferböden der Mittelelbe. DBG-Mitt. 102  
 ISSS/ISRIC/FAO (1998): World Reference Base for Soil Resources (WRB). FAO, Rom  
 RINKLEBE, J.: Ableitbarkeit von Nähr- und Schadstoffkonzentrationen aus Auenbodenformen. DBG-Mitt. 102  
 SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Aufl.; Spektrum, Heidelberg

**Tab. 1: Böden im Gezeiteneinfluss der Meere und Flussunterläufe (fett: diagnostisch)**

Klasse	Semisubhydrische Böden					Marschen			Strandböden Ü		
	Watt IV					Rohmarsch MR			Strandbod.	Marschstrand	
Subtyp	Norm (Salz) Watt IWo			Brackwall	Flusswall	Norm-	Brack-	Fluss-	wie Marsch	Norm-	Roh-
Varit.	Sand-	Misch-	Schlick-	wie IWn	wie IWn						
Horz.	zFo/Fr	zFo/Fr	zFo/Fr	bFo/bFr	pFo/pFr	zAoh/G	dito	dito	Ai/C/G]8 <sup>3</sup>	/G]4-8	/G]2-4
Körn.	>95% S	50-95 S	<50% S	wie Norm	wie Norm				>8dm Ss	>3 dm	>3 dm
dS/m <sup>1)</sup>	> 15	> 15	> 15	0,75-15	< 0,75	> 15	,75-15	< 0,75	>15 -< 0,75	> 15	> 15
rH <sup>2)</sup>	>19	>19	>19	wie Normwall	wie Normwall	>20 - 13	dito ?	dito?	> 19	>19	>19
o <sup>3)</sup>	>13	<19	<13	?	?	< 13	dito ?	dito ?	> 19	13-19	< 19
u <sup>4)</sup>	<13	<13	<13						< 0,6 ?	< 1 ?	> 1 ?
% org. S.	< 1	< 2	> 2	?	?						

<sup>1)</sup>elektr. Leitfähigkeit der Bodenlösung <sup>2)</sup>rH = (Eh (mV)/29) + 2pH <sup>3)</sup>G allenfalls tiefer 8 dm  
<sup>4)</sup>oberster mm <sup>5)</sup>Oberboden <sup>6)</sup>Unterboden

**Tab. 2: Böden der Binnengewässer und Flussauen (ohne Gezeiteneinfluss; fett: diagnostisch)**

Klasse	Subhydrische Böden				Auenböden					Gleye	nat. Moore	Br.erde <sup>1)</sup>
	Proto-pedon	Gyttja	Sapropel	Dy	Rambla	Paternia	Kalk-pat.	Tschernitza	Vega	Gley G	Niedermoor HN	Br.erde BB.
Subt/Var.										Auen G	Auco- HN <sup>2)</sup>	Auen BB
Horz.	Fi	Fo	Fr	Fh	Ai/C	Ah/C		Axb/C	Ah/M			
rH <sup>3)</sup>	>19	>13	<13	<19 ?	>19	>19	>19	>19	>19	13 ->19	> 12	> 19
o <sup>4)</sup>	>13	>13	<13	<13 ?	>19	>19	>19	>19	>19	< 19	< 13 ?	> 19
u <sup>5)</sup>	>13	>13	<13	<13 ?	>19	>19	>19	>19	>19	< 19	< 13 ?	> 19
%org. S <sup>6)</sup>	< 1	> 1 ?	> 2 ?	> 30 ?	< 0,6 <sup>6)</sup>	> 0,6 <sup>6)</sup>	> 0,6 <sup>6)</sup>	> 0,6 <sup>6)</sup>	> 0,6	> 0,6 <sup>6)</sup>	> 30	> 0,6 <sup>6)</sup>
pH <sub>CaCl2</sub>			> 7 ?	< 6 ?			> 7		< 7 ?			< 7
% Kalk							> 2					

<sup>1)</sup>Beispiel <sup>2)</sup>bisher nicht vorgesehen <sup>3)</sup>rH = (Eh (mV)/29) + 2pH <sup>4)</sup>Oberboden <sup>5)</sup>Unterboden <sup>6)</sup> bei S, 0,9 bei L, 1,2 bei T

## Eigenschaften und systematische Stellung von Flussuferböden an der Mittelelbe

Alexander Gröngröft<sup>1</sup>, René Schwartz<sup>2</sup>, Anja Nebelsiek<sup>3</sup> & Günter Miehl<sup>1</sup>

### Einleitung

Entlang der größeren Flüsse gibt es an ihren Rändern Säume, die während der Vegetationszeit mehrere Monate nicht oder selten überschwemmt werden und auf denen sich während dieser Zeit eine charakteristische Annuellenflur entwickelt. Analog zu den Watten können die an diesen Stellen vorherrschenden Böden als semisubhydrische Böden bezeichnet werden, mit dem Unterschied, dass die Überschwemmung nicht tideabhängig ist, sondern vom Überflutungsgeschehen des Flusses im Jahresverlauf bestimmt wird. An der Mittelelbe sollten durch Kartierung und Laboranalyse dieser Böden in Verbindung mit Vegetationsuntersuchungen die Bodeneigenschaften und ihre systematische Stellung erfaßt werden.

### Untersuchungsgebiet und methodische Vorgehensweise

Die Untersuchungen fanden vom Juni - Oktober 1999 am rechtsseitigen Ufer der unteren Mittelelbe (Strom-km 482 - 484, Land Brandenburg, bei Lenzen) statt. Die naturräumliche Einordnung kann SCHWARTZ (2001) entnommen werden. In dem Elbabschnitt wurden 5 Bühnenfelder anhand der Substratverteilung ausgewählt, die Geländeoberflächen nivelliert (Schlauchwaage) und die Höhe relativ zum langjährigen Mittelwasserstand (m MW) berechnet. In den Bühnenfeldern wurden 193 Vegetationsaufnahmen durchgeführt, von 21 Standorten 33 Bodenproben entnommen und dieses mit Standardverfahren analysiert (Details siehe NEBELSIEK 2000).

### Bodeneigenschaften

Die Höhenlage der analysierten Profile schwankte zwischen 0.0 bis -0.95 m MW. Bei den erfassten Substraten handelt es sich um aktuelle fluviale Mittelsande und feinkörnige Schlämme und deren Wechsellagerungen. Tab. 1 gibt die Analyseergebnisse der jeweils obersten Sedimentlage (Entnahmetiefe standortabhängig 5 bis 30 cm) wieder.

Die Bodeneigenschaften werden durch das junge Alter der Sedimente und dem von der Strömungsgeschwindigkeit abhängigen Substrataufbau bestimmt. Während die reinen Sandstandorte aufgrund des sauerstoffhaltigen Flusswassers auch während der subaquatischen Phase oxidiert sind, bilden sich in dieser Phase in den Schlammablagerungen steile Redoxgradienten aus. Nach dem Trockenfallen finden jedoch auch an diesen Stellen rasche und tief reichende Oxidationsprozesse statt, die durch die Primärschrumpfung unter Bildung von Schrumpfrissen verstärkt wird. Die während der Probenahme in 15 cm Tiefe gemessenen Redoxspannungen liegen > 440 mV.

Die Vorräte an pflanzenverfügbaren Nährstoffen (N, P, K) sind hoch, für die Sandstandorte ist die niedrige nFK als limitierender Faktor anzusehen.

Eine in-situ-Anreicherung von Humus ist nicht erkennbar. Der Anteil fein verteilter organischer Substanz korreliert eng negativ mit dem Sandanteil, örtlich tritt in Sanden aber auch organischer Grobdetritus auf. Die Bindung der Spurenmetalle erfolgt an die Feinkornfraktion und korreliert wiederum eng mit dem TOC.

### Vorschläge zur systematischen Stellung der Böden

Es wird vorgeschlagen, die Böden in die Klasse *Semisubhydrische Böden* zu stellen, da ihre Entstehung und ihre Standorteigenschaften dieses nahe legen:

- Die Höhenlage beginnt an der Mittelelbe -0.4 m unterhalb des langjährigen MW und reicht in Abhängigkeit von den Flusswasserständen in den Spätsommermonaten bis -2 m MW. Die Flächen (Bühnenfelder) sind damit im langjährigen Mittel im Juni noch wasserbedeckt, fallen i.d.R. in den oberen Bereichen von Juli bis Oktober und in den tiefsten Bereichen nur einen Monat (Spätsommer) trocken. Es kommen aber auch Monate in allen übrigen Jahreszeiten vor, in denen zumindest die höher gelegenen Bereiche trocken fallen (siehe Daten in GRÖNGRÖFT 1999).
- Durch die Lage im direkten Einflussbereich des stark strömenden Flusswassers werden a) die Sedimente häufig umgelagert und b) geringe Neigungen der Flächen eingestellt. Die Böden sind damit sehr jung, bestehen aus geschichteten Sedimenten, wobei die sandigen Fazies gegenüber den schlammigen überwiegen.
- Die regelmäßige Sedimentumlagerung führt zur Ansiedlung einer kennzeichnenden Annuellen-Flur. Nebelsiek (2000) hat an der Mittelelbe zwei Pflanzen-Assoziationen unterschieden (Schlammiling-Gesellschaft [*Cypero fusci - Limoselletum aquaticae*], Spitzklettenflur [*Xanthio albini - Chenopodietum rubri*]), die noch weiter untergliedert werden können.
- Oberhalb schließt sich an den Uferstandorten eine mehrjährige Vegetation aus hohen Gräsern (*Scirpo-Phragmitetum*, *Phalaridetum arundinaceae*) an, soweit ein Anteil von >10 % Feinkorn im Sediment vorhanden ist. Rein sandige Ufer, die an der Mittelelbe verbreitet sind, sind z.T. unbewachsen oder werden durch ein Fingerkraut-Quecken-Flutrasen (*Lolipotentillion*) bedeckt. Auf die Uferflächen unterhalb des Höhenniveaus von -0.4 m MW kann stellenweise ebenfalls Schilf oder Rohrglanzgras vordringen, soweit es sich um Positionen ohne regelmäßige Sedimentumlagerung, d.h. i.d.R. um Flächen mit Sedimentation nährstoffreicher Schlämme handelt. Diese Vegetation ist auch dominant an solchen Stellen, die uferfern in gleichem Höhenniveau wie die Flussuferböden liegen und damit ebenfalls sehr lange im Jahr überflutet werden.

<sup>1</sup> Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg, Allende-Platz 2, 20146 Hamburg

<sup>2</sup> Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin

<sup>3</sup> Behörde für Umwelt und Gesundheit, Billstraße 84, 20539 Hamburg

Die Horizontierung muss daher mit F erfolgen, wobei durch oF, iF, eF oder cF das Substrat gekennzeichnet und ggf. erkennbare Hydromorphie mit Fo oder Fr erfolgen kann. Aufgrund des sehr geringen Alters sind jedoch nicht in allen Lagen hydromorphe Merkmale (Rostfleckung,

**Tabelle 1: Eigenschaften von Oberbodenproben von Flussuferböden der Mittelelbe**

Parameter	Einheit	n	Min.	Med.	Max.
pH (in H <sub>2</sub> O)	pH	21	7	7,45	7,8
pH (in CaCl <sub>2</sub> )	pH	21	6	7,05	7,4
Leitfähigkeit	µS/cm	21	26	400	1490
Wassergehalt	Vol. %	21	2,3	10,5	42,7
Redoxspannung	mV	21	104	490	572
Ton	%	8	0,9	11,0	23,1
Schluff	%	8	2,2	26,1	76,9
Feinsand	%	8	1,5	4,2	15,1
Mittelsand	%	8	1,0	13,5	90,5
Grobsand	%	8	0,2	3,4	22,3
Sand	%	21	1,2	76,7	99,0
Glühverlust (550°C)	%	21	0,21	4,2	31,1
TC	%	16	0,2	2,5	8,0
TN	%	16	0,02	0,19	0,72
KAKc	mmol <sub>eq</sub> /kg	8	21,2	151,1	285,2
Kalium DL	mg/kg	16	34	104	315
Phosphor DL	mg/kg	16	65	211	392
Phosphor Gesamt	g/kg	16	0,3	0,9	3,2
Schwefel Gesamt	g/kg	10	0,3	1,3	3
Kalium Gesamt	g/kg	16	7,6	11,1	18,1
Zink Gesamt	mg/kg	16	60	326	1260
Zink in	mg/kg	10	770	1860	3260

Reduktionsfarben) zu erkennen. Diese Horizonte können als Fi oder Fw gekennzeichnet werden. Beide Horizonte sind bereits in der aktuellen Systematik (AK BODENSYSTEMATIK 1998, SYST98) vorgesehen, die Definitionen müssten jedoch an die Verwendung im limnischen Bereich angepasst werden. (Fw = F-Horizont ohne erkennbare hydromorphe Überprägung). Auch die Definition des F-Horizonts muss erweitert werden auf solche Gewässergründe, die zeitweilig trocken fallen. Durch die Anwendung des F-Horizonts auf Sande oder gar Kiese entsteht allerdings ein Widerspruch zu der konzeptionellen Idee des Horizonts als *mit i.d.R. > 1 Masse % organischer Substanz*.

Die Definition der Klasse Semisubhydrische Böden wäre demnach zu ergänzen um :

*"... oder Böden im Uferbereich der größeren Flüsse, die unterhalb des langjährigen Mittelwasserstands liegen, durch regelmäßige Sedimentumlagerungen gekennzeichnet sind und von einer Anuellen-Vegetation bedeckt werden."*

Innerhalb dieser Klasse wird vorgeschlagen, die hier präsentierten Böden mit dem Bodentyp **Flussuferboden** zu benennen. Bei dieser Namenswahl wird berücksichtigt, dass die Einflüsse des Flusses zu starken und standortprägenden Sedimentumlagerungen führen, was bei Uferböden von Stillgewässern nicht der Fall ist. Außerdem wird eine Verwendung des Begriffs 'Strand' vermieden, da die typischen Strände im Küstenbereich deutlich höher liegen und mithin ein abweichendes hydrologisches Regime aufweisen.

Die Ergänzung der SYST98 könnte demnach lauten:

**IF** *Typ: Flussuferboden*  
*Boden mit Fi, Fw, Fo/ Fr - Profil*  
*aus frischen fluviatilen Sedimenten mit*  
*kennzeichnender Vegetation aus*  
*Anuellen.*

*Subtyp*

**IFn** *(Norm-) Flussuferboden*  
*Fi, Fw, Fo/ Fr - Profil*  
*(Sand-, Misch- und Schlamm-*  
*flussuferboden) im*  
*fluviatilen Sedimentationsbereich*

Aufgrund der geringen Flächenanteile (aber der besonderen Bedeutung für die Vegetation) der Flussuferböden sollte eine weitere Differenzierung vermieden werden.

Der Übergang zu den semiterrestrischen Böden ergibt sich aus zwei Szenarien:

- Gley-Rambla (aAi/aC/aGo) und Rambla. Diese Böden sind vorwiegend in sandigen Substraten entwickelt. Wenn die Humusakkumulation bereits stärker ausgebildet ist, ist auch eine Gley-Paternia bzw. Paternia möglich.

- Auennassgley (aGo-Ah/aGr), Auenanmoorgley (aGo-Aa/aGr) oder Auengley (aAh/aGo/aGr). Diese Böden sind auf den schlammigen Standorten mit mehrjähriger Vegetation ausgebildet, auf denen bereits eine Humusakkumulation und eine deutlichere Ausbildung von G-Horizonten erfolgt ist.

Es ist zur Zeit unklar, ob die Kriterien für die Gleye und Auenböden ohne Lücke an die der Flussuferböden passen. Generell ist anzumerken, dass infolge des geringen Alters der Böden auch Gleye mit initialer Humusakkumulation vorkommen, was bisher in der Klassifikation nicht vorgesehen ist.

### Literatur

- AK BODENSYSTEMATIK [1998]:** *Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands*. Mitt. DBG 86, 1-180.
- GRÖNGRÖFT A. [1999]:** *Die Überflutungswahrscheinlichkeit der Auen im Bereich der unteren Mittelelbe*. *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten*, 44, 171-180.
- NEBELSIEK A. [2000]:** *Die Vegetation der Buhnenfelder an der unteren Mittelelbe in Abhängigkeit von den Böden*. Unveröffentl. Diplomarbeit am Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg, 101 S.
- SCHWARTZ, R. [2001]:** *Die Böden der Elbaue bei Lenzen und ihre möglichen Veränderungen nach Rückdeichung*. *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten*, 48, 1 - 391.

# Kleinräumige Heterogenität der organischen Substanz und der Bodenreaktion in Auenböden

Jörg Rinklebe<sup>1</sup> und Christa Franke<sup>2</sup>

## 1 Einleitung und Problem

In Auenböden ist der Einfluß periodischer Überschwemmungen für die Stoffakkumulation und -dynamik und damit für den Stoffhaushalt bestimmend. Die variierenden Wasserstände führen zu wechselnden anaeroben/ aeroben Bedingungen und zu einer Veränderung von physikalisch-chemischen Steuergrößen wie dem pH-Wert und der organischen Bodensubstanz (OBS). Die Folge können erhebliche Veränderungen der Bindungsformen, der Festlegung und Mobilisierung von Nähr- und Schadstoffen sein. Die Höhe des pH-Wertes und die Gehalte der OBS sowie deren kleinräumige Verteilung ist daher von grundlegendem ökologischem Interesse.

Heterogenität ist ein Merkmal von Böden auf allen Maßstabsebenen und bedarf der Quantifizierung (PARKIN, 1993; KRAVCHENKO ET AL., 1999). KRAVCHENKO ET AL. (2000) nutzten zur Determinierung und Quantifizierung und anschließend zur Erklärung der Variabilität von Boden- und Ertragseigenschaften im Feldmaßstab topographische Informationen.

Die bodeneigene Heterogenität der mikrobiellen Eigenschaften von Auenböden ist signifikant höher als die von chemischen Kennwerten (RINKLEBE ET AL., 2001A).

Auenböden können sehr hohe Humusgehalte aufweisen, deren chemische Zusammensetzung weitestgehend ungeklärt ist, da die OBS sich vielfältig entsprechend ihrer Herkunft aus dem gesamten Einzugsgebiet und ihrer zahlreichen Bindungs- und Lösungsmechanismen zusammensetzt. Während des fluvialen Transportes wurden Braun- und Holzkohlereste aus dem mitteleuropäischen und sächsischen Raum mit organischen Substanzen und schluffig/ lehmigen Substraten vermengt und im pedogenetischen Verlauf aneinander locker oder fest gebunden. Hinzu kommt eine in situ Humusbildung durch abgestorbene Pflanzenreste. (RINKLEBE et al., 2001B).

An 3 Untersuchungsgebieten von Auenökosystemen der Mittleren Elbe, Steckby, Wörlitz und Sandau wurden auf den 60 Probenflächen die pH-Werte des Oberbodens im Labor in KCl-CaCl<sub>2</sub>- und wässriger Suspension mit WTW-Geräten sowie der Gehalt an OBS bestimmt (FRANKE ET NEUMEISTER, 1999). Auf einigen Flutrinnenstandorten zeigte sich eine erhebliche kleinräumige Heterogenität der Bodenazidität (FRANKE ET RINKLEBE, 2001) und der organischen Bodensubstanz.

## 2 Ziel

Das Ziel war deshalb, die kleinräumigen Unterschiede der organischen Bodensubstanz und der Bodenreaktion in Auenoberböden exemplarisch von Flutrinnen, Hängen und Auenhochflächen zu determinieren, flächenhaft zu quantifizieren, darzustellen und zu bewerten.

## 3 Standorte und Methoden

Die „Schöneberger Wiesen“ bei Steckby befinden sich im Biosphärenreservat „Mittlere Elbe“ zwischen den Elbstromkilometern 283 und 285,5. Die Erkundung der Bodenverbreitung erfolgte flächendeckend. Detaillierte Standortbeschreibungen finden sich in RINKLEBE ET AL., (2000A,B).

Höhergelegene Flußterrassen werden von einer nahezu flächenhaften Auenlehmdecke überzogen. Daher sind Vegen aus Auenlehmen die dominierende Bodenform in Flußauen. Diese Böden sind im Frühjahr, bei Schneeschmelze im Gebirge, i.d.R. für ca. 1-2 Monate im Jahr überstaut. Gleye aus Auentonschluffen finden sich in den Flutrinnen und können bis zu 8 Monaten im Jahr überstaut sein. (RINKLEBE ET AL. 2000A,B).

An einer Catena von Gley über Vega-Gley zu Gley-Vega aus Auenschluffton (Flutrinne, Hang und Hochfläche) wurden Probenflächen mit rechteckiger Grundfläche (5 x 15 m) im quadratischem Raster mit 75 Bohrpunkten (Plots) angelegt und detailliert vermessen, beprobt und analysiert (Abb. 1). Die Messung des pH-Wertes erfolgte in situ in ca. 8 cm Bodentiefe in jeweils 5 Replikationen mittels des Gerätes „AGRAR2000“ der Fa. Stelzner. Im Zentrum jedes plots erfolgte eine bodenkundliche Ansprache und horizontweise Beprobung.

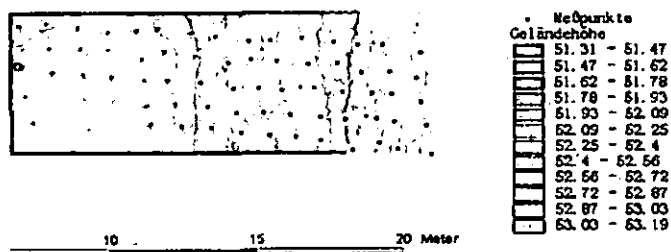


Abb. 1 Lage der Meß- und Probenahmepunkte im Relief, unterlagert von Isolinien der Geländehöhe

Anschließend wurden die Bodenproben getrocknet, auf 2 mm gesiebt und die Gesamtgehalte an Kohlenstoff und Stickstoff mittels des C/N/S-Analysers Vario EL Heraeus der Fa. Jena Analytik laboranalytisch bestimmt. Die untersuchten Auenböden wiesen keinen anorganischen Kohlenstoff auf, so dass für diese Böden gilt: Gesamtkohlenstoffgehalt (Ct) = organischer Kohlenstoffgehalt (Corg).

## 4 Ergebnisse und Diskussion

Die detaillierte flächenhafte Vermessung von 75 Plots einer Catena von Gley-Vega über Vega-Gley zu Gley aus Auenschluffton zeigte eine sehr differenzierte kleinflächige Verteilung der Bodenreaktion und des organischen Kohlenstoffgehaltes (Abb. 4 u. 5). Es wurden pH-Wert-Differenzen von bis zu 4 pH-Stufen und Unterschiede im Corg-Gehalt bis zu 27% diagnostiziert (Tab.1), wobei innerhalb der Zeilen teilweise beträchtliche Meßwertunterschiede auftraten. Die Variationskoeffizienten innerhalb der Zeilen sind jedoch erwartungsgemäß geringer als innerhalb der Reihen.

Im Unterschied zu Agrarökosystemen, wo eine Ct-Akkumulation vor allem in Übergangspalten zwischen konvexen und konkaven Reliefen mittlerer Intensität lokalisiert sind (KUZYAKOVA ET AL., 1997), akkumulierten sich in der Flutrinnensohle die höchsten Corg-Gehalte von 30,8%. Mit der Geländehöhe, als Zeiger für die Überflutungsdauer, lassen sich 57,2% der Variabilität des organischen Kohlenstoffgehaltes erklären (Abb. 2). Es besteht eine hohe Korrelation zwischen Geländehöhe und pH-Wert mit R<sup>2</sup>= 0,53 (FRANKE ET RINKLEBE, 2001). Zwischen pH-Wert und OBS besteht eine signifikante Korrelation mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,404 (Abb. 3).

Die höchsten pH-Werte wurden im Bereich der oberen Hangkanten (Zeilen 4-6) gemessen (Abb. 4). In der Rinnensohle (Zeilen 9-15) dominieren pH-Werte zwischen 2,9 und 4,0, obwohl eine pH-Heterogenität innerhalb der Sohle mit pH-Anstiegen bis auf pH 5 zu erkennen ist. Die niedrigen pH-Werte in der Rinnensohle können Stoffmobilisierungsvorgänge in Auenböden auslösen, sie sind deshalb von besonderem ökologischem Interesse.

UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig - Halle GmbH, Sektion Bodenforschung<sup>1</sup>, Theodor-Lieser-Str. 4, 06120 Halle/Saale; e-mail: jrinkleb@bdf.ufz.de  
Philipp-Rosenthal-Str. 48, 04103 Leipzig<sup>2</sup>; e-mail: cfranke111@web.de

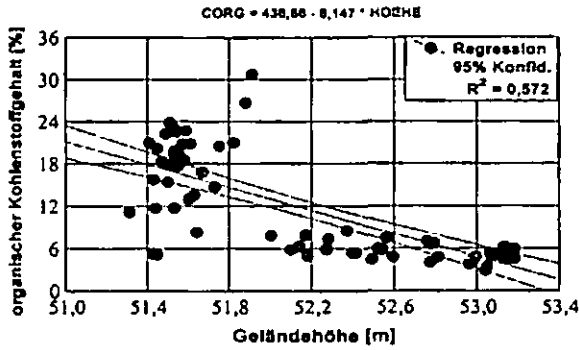


Abb.2 Korrelation zwischen organischer Bodensubstanz und Geländehöhe; n = 75; (Pearson)

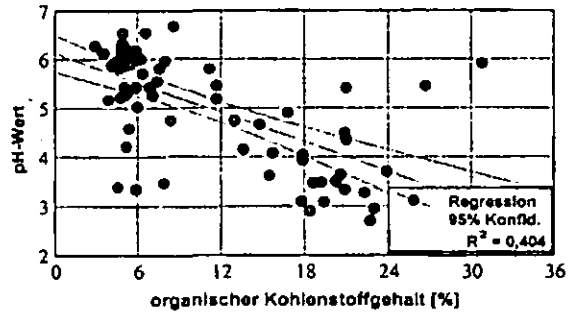


Abb.3 Korrelation zwischen Bodenreaktion und organischer Bodensubstanz; n = 75; (Pearson)

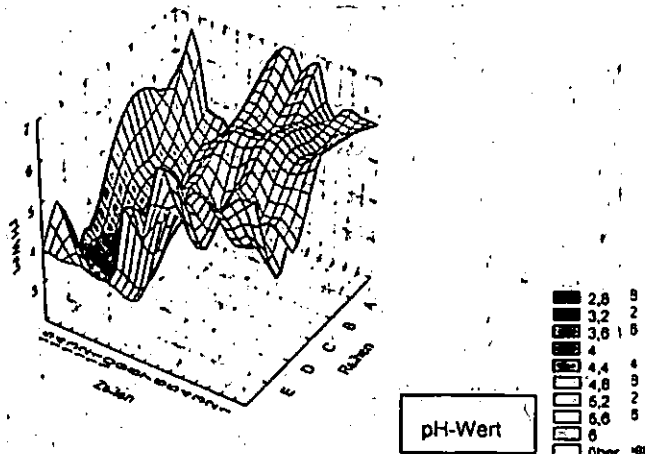


Abb.4 Flächenhafte kleinräumige Heterogenität der Bodenreaktion von Auenoberböden

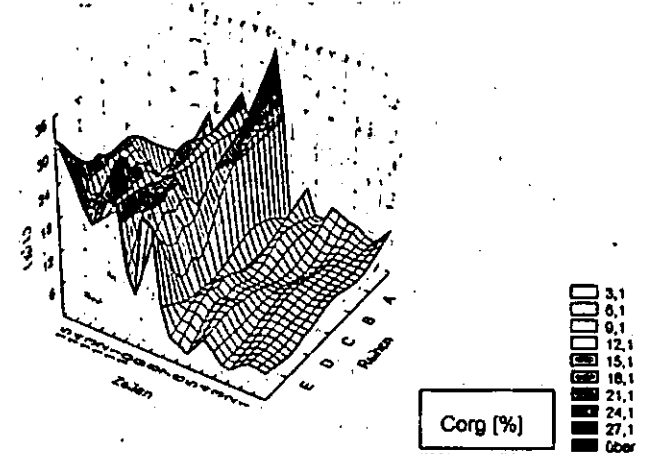


Abb.5 Flächenhafte kleinräumige Heterogenität der organischen Bodensubstanz von Auenoberböden

Tab. I Statistische Maßzahlen (Deskriptive Statistik) der Bodenreaktion und der organischen Bodensubstanz, n = 75

	MIN	MAX	Unteres Quartil	Oberes Quartil	+Konfidenzintervall [95%]	-Konfidenzintervall [95%]	Standardabw.	Variationskoeffizient [%]
pH	2,7	6,69	4,08	6	5,35	4,83	1,13	22,0
Corg [%]	2,93	30,8	5,2	18,6	13,15	9,73	7,4	64,9

Die hohe Bodenazidität in den Flutrinnensohlen im Vergleich zu Hängen und Auenhochflächen treten bei Gleyen aus Auen-schluffton auf, welche durch einen hohen Ton- (35%) und Schluffanteil (56%) (Schluffton) gekennzeichnet sind (RINKLEBE ET AL., 2000). Bei Wassersättigung kommt es zur Quellung des Bodenmaterials und folglich zur hydrologischen Abdichtung durch die Stauschicht (Staunässe). Es treten Interferenzen von Grund-, Stau- und Oberflächenwasser auf.

Die lange Überflutungsdauer hemmt den Abbau der organischen Substanz. Außerdem fällt in der Rinnensohle mehr Phytomasse als an den Hängen an. So weist die organische Auflage, makroskopisch als Feuchtmoder angesprochen, einen sehr hohen Kohlenstoffanteil (Corg bis 30,8%) auf (Tab.1). Folglich ist der Huminsäureanteil hoch und damit der Anteil an sauren funktionellen Gruppen am Huminstoffgerüst, insbesondere Carboxyl- und Al, Fe-OH-Gruppen. Diese ermöglichen die Freisetzung an dissoziationsfähigen Wasserstoffionen, die niedrige pH-Werte verursachen. Im sauren Milieu gewinnt die Humifizierung an Bedeutung. Wurzeln können zusätzlich als Säurequelle durch Freisetzung von H<sub>3</sub>O<sup>+</sup> Ionen wirken.

**Literatur**

Franke, C.; Neumeister, H. (1999) Räumliche Datendichte zur Abbildung der räumlichen Variabilität des pH-Wertes. Leipz. Geowiss. Bd. 11., 105-112.  
 Franke, C., Rinklebe, J. (2001) Kleinräumige Heterogenität der Bodenazidität in Auenböden. UFZ-Bericht. Nr. 8/ 2001. 152-153.  
 Kravchenko, A.N.; Boast, C.W.; Bullock, D.G. (1999) Multifractal Analysis of Soil Spatial Variability. Agron. J. 91. 1033-1041.

Kravchenko, A.N.; Bullock, D.G. (2000) Correlation of Corn and Soybean Grain Yield with Topography and Soil properties. Agron. J. 92. 75-83.  
 Kuzyakova, I.F.; Kuzyakov, Y.V.; Thomas, E. (1997) Wirkung des Mikroreliefs auf die räumliche Variabilität des Kohlenstoffgehaltes eines Podzoluvisols in einem Dauerdüngungsversuch. Z. Pfl.ernähr. Bk., 160. 555-561.  
 Parkin, T. B. (1993) Spatial Variability of Microbial Processes in Soil - A Review. J. Environ. Qual. 22. 409-417.  
 Rinklebe, J., Eißner, C., Klimanek, E.-M., Heinrich, K., Neue, H.-U. (2001a) Die Heterogenität bodenmikrobieller und -chemischer Kennwerte in Bodenprofilen von Auenböden. Mittlg. d. DBG., 95. 88-91.  
 Rinklebe, J.; Heinrich, K.; Neue, H.-U. (2000a) Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe - ihre Klassifikation und Eigenschaften. In: Friese et al. (Hrsg.) Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag. 37-46.  
 Rinklebe, J., Heinrich, K., Neue, H.-U. (2001b) Der umsetzbare Kohlenstoff als Indikator für die potentielle bodenmikrobielle Aktivität in Auenböden. UFZ-Bericht. Nr. 8/ 2001. 74 - 83.  
 Rinklebe, J., Helbach, C., Franke, F., Neue, H.-U. (2000b) Großmaßstäbige Bodenformenkarte der Schöneberger Wiesen bei Steckby im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. In: Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hrsg.) Renaturierung von Bächen, Flüssen und Strömen. Angewandte Landschaftsökologie. 37. Bonn-Bad Godesberg. 325-328.

**Dankagung**

Diese Forschungen fanden im Rahmen eines Studienprojektes des Geographischen Institutes der Universität Leipzig unter der Leitung von Frau Dr. Christa Franke statt. Herzlichen Dank möchten wir den Damen Dr. Birgit Schneider und Christel Eißner für die Mitbetreuung des Studienprojektes, für alle Hilfen und Beratungen sagen. Den StudentInnen Barbara und Jana Michel, Christian Schmidt, Clemens Rebbelmann, Enrico Zimmer und Oliver Prudlik sei unser Dank für die Hilfen bei den sehr aufwendigen Geländearbeiten und für einige C/N-Messungen ausgesprochen. Allen herzlichen Dank für die angenehme Zusammenarbeit!



## Ableitbarkeit von Nähr- und Schadstoffkonzentrationen aus Auenbodenformen

Jörg Rinklebe und Heinz-Ulrich Neue

### Einleitung und Ziel

Die Auenböden der Elbe sind gegenwärtig aufgrund der aktuellen extremen Hochwasserereignisse, ihres stofflichen Belastungszustandes sowie durch geplante Retentionsflächenerweiterungen (Deichrückverlegungen) und die damit im Zusammenhang stehenden ökologischen Fragestellungen in den Blickpunkt des Interesses gerückt.

Auenböden der Elbe weisen teilweise stark erhöhte Arsen- und Schwermetallkonzentrationen auf. Aufgrund ihrer hohen Heterogenität finden sich gleichermaßen Schwermetall- und Arsenkonzentrationen unterhalb der Vorsorge- und oberhalb der Maßnahmenwerte nach BBodSchG (1998) bzw. seiner Verordnung (BBodSchV, 1999)(Anacker et al., 2003; Rinklebe et al., 1999, 2000a; Rinklebe et Neue, 2003). Es besteht ein hinreichender Verdacht auf schädliche Bodenveränderungen nach § 9 Abs. 2 BBodSchG. Detailuntersuchungen sind nötig (§ 2 Abs. 4 BBodSchG). Die Arsen- und Schwermetallverteilung in Auenböden ist flächendeckend und großmaßstäbig nicht bekannt, jedoch Voraussetzung für eine justiziable Gefahrenabschätzung nach BBodSchV (1999).

Das Ziel ist es, Nähr- und Schadstoffkonzentrationen aus Auenbodenformen abzuleiten.

### Standorte und Methoden

Die „Schöneberger Wiesen“ bei Steckby befinden sich zwischen den Elbstromkilometern 283 und 285,5, die „Schleusenheger Wiesen“ bei Wörlitz zwischen den Stromkilometern 241,7 und 243,6 (beide Biosphärenreservat „Mittlere Elbe“) und „Dornwerder“ bei Sandau zwischen den Stromkilometern 417 und 418. Drei räumlich voneinander entfernte Gebiete der Mittleren Elbe und die in ihnen vertretenen Bodenformen repräsentieren verbreitete Böden von Auenökosystemen und ermöglichen generell eine Übertragbarkeit der Indikation (Rinklebe et al., 2001c).

Die Ansprache der Bodenprofile erfolgte nach der Arbeitsgruppe Boden (1994) und nach dem Arbeitskreis für Bodensystematik der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (1998). Die Erkundung der Bodenverbreitung erfolgte flächendeckend (Rinklebe et al. 2000b,c). Alle drei Gebiete befinden sich im rezenten Überschwemmungsgebiet der Elbe und stehen unter Grünlandnutzung.

Der Grundwasserstand an den Standorten wurde mittels Lichtlot an HDPE - Beobachtungsrohren gemessen. Alle Bodenproben wurden horizontweise entnommen, luftgetrocknet und auf 2 mm gesiebt. In die statistischen Analysen sind die Stoffkonzentrationen der vier oberen Bodenhorizonte integriert.

Der pflanzenverfügbare Phosphor wurde nach Egner et al. (1960) (Egner-Riehm) ermittelt. Cd und As wurden mittels ICP-MS nach Königswasseraufschluß und Hg mittels der Kaltdampftechnik an den Gleyen aus Auento-

nen und den Tschernitzen aus Auenschluffen bestimmt. Die Elementgesamtgehalte an Cd, Hg und As sind zusätzlich mittels Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) an einem wellenlängendispersiven Spektrometer (Siemens SRS 3000) bestimmt worden (dargestellt).

Die Ergebnisse aus dem Königswasseraufschluß und die mit RFA ermittelten sind kompatibel. Zugrundegelegt wurde der Maßnahmenwert n. BBodSchV von 0 bis 10 cm Tiefe, für größere Bodentiefen betragen diese Werte das 1,5 fache. Die statistischen Analysen erfolgten mittels des Programmpaketes SPSS 10,0 für Windows (2000). Weiterführende Standort- und Methodenbeschreibungen finden sich in Rinklebe et al. (1999, 2000b,c) und Rinklebe et Neue (2003).

### Ergebnisse und Diskussion

Höhergelegene Elbtterrassen werden von einer nahezu flächenhaften Auenlehmedecke überzogen. Hier dominieren Vegen aus Auenlehmen (Rinklebe et al. 2000b,c). Diese Böden sind bei Schneeschmelze im Frühjahr, i.d.R. für ca. 1 Monat im Jahr (im Median < 50 Tage in 2 Jahren) überstaut (Abb. 1). An der Mittleren Elbe weisen Vegen aus Auenlehmen im Vergleich zu anderen Bodenformen tendenziell geringere Arsen- und Schwermetallkonzentrationen auf (Abb. 2).

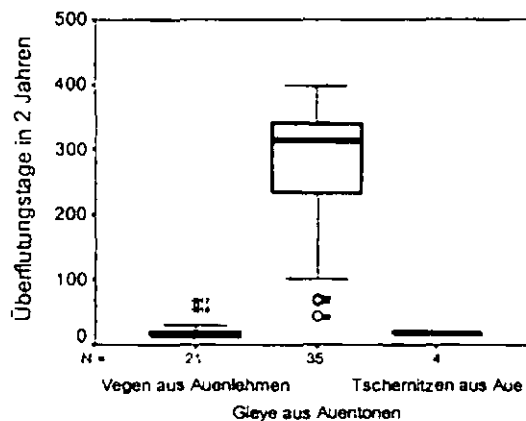


Abb. 1: Überflutungstage von Auenbodenformen aus drei Gebieten (Wörlitz, Steckby, Sandau) während 2 Jahren sowie deren Variabilität (Extrema, Minima, Maxima, Quantile, Mediane)

Gleye aus Auenschluffen und -tonen sind charakteristische Böden der tiefliegenden Hohlformen (Flutrinnen, Senken und wannenartige Vertiefungen). Sie sind im Median über 300 Tage in 2 Jahren überstaut (Abb. 1). Sie zeigen häufig höhere Arsen- und Schwermetallkonzentrationen als die Vegen aus Auenschluffen und -lehmen (vgl. Miehlich, 1994), aber geringere als die Tschernitzen aus Auenschluffen (Abb.2).

Tschernitzen aus Auenlehmen und -schluffen (schwarzerdeähnliche Auenböden) sind auf unteren, flussnahen Niederterrassen weit verbreitet und werden meist kurzzeitig aber regelmäßig im Frühjahr - mit Wasserschwanungen bis zu 7 m - überflutet (Abb. 1). Im Median zeigen die Tschernitzen aus Auenschluffen die höchsten Hg-, Cd- und  $P_{DL}$ -Konzentrationen (Abb. 2).(Rinklebe et al., 1999, 2000a,c).

Die Bodenformen lassen sich statistisch anhand der Stoffkonzentrationen nicht diskriminieren, da jene innerhalb von Bodenformen eine hohe Variabilität aufweisen können. Weiterhin vermindern Übergänge zwischen Bodenformen eine Trennbarkeit. An der unteren Mittel-Elbe (Sandau) sind die Schwermetallkonzentrationen tendenziell höher als an der oberen Mittel-Elbe bei Wörlitz und Steckby (Franke et al. 1999).

Dennoch lassen sich die untersuchten Auenböden hinsichtlich ihrer Nähr- und Schadstoffkonzentrationen wie folgt reihen:

Vegen aus Auenlehmen ≤ Gleye aus Auentonen ≤ Tschernitzen aus Auenschluffen

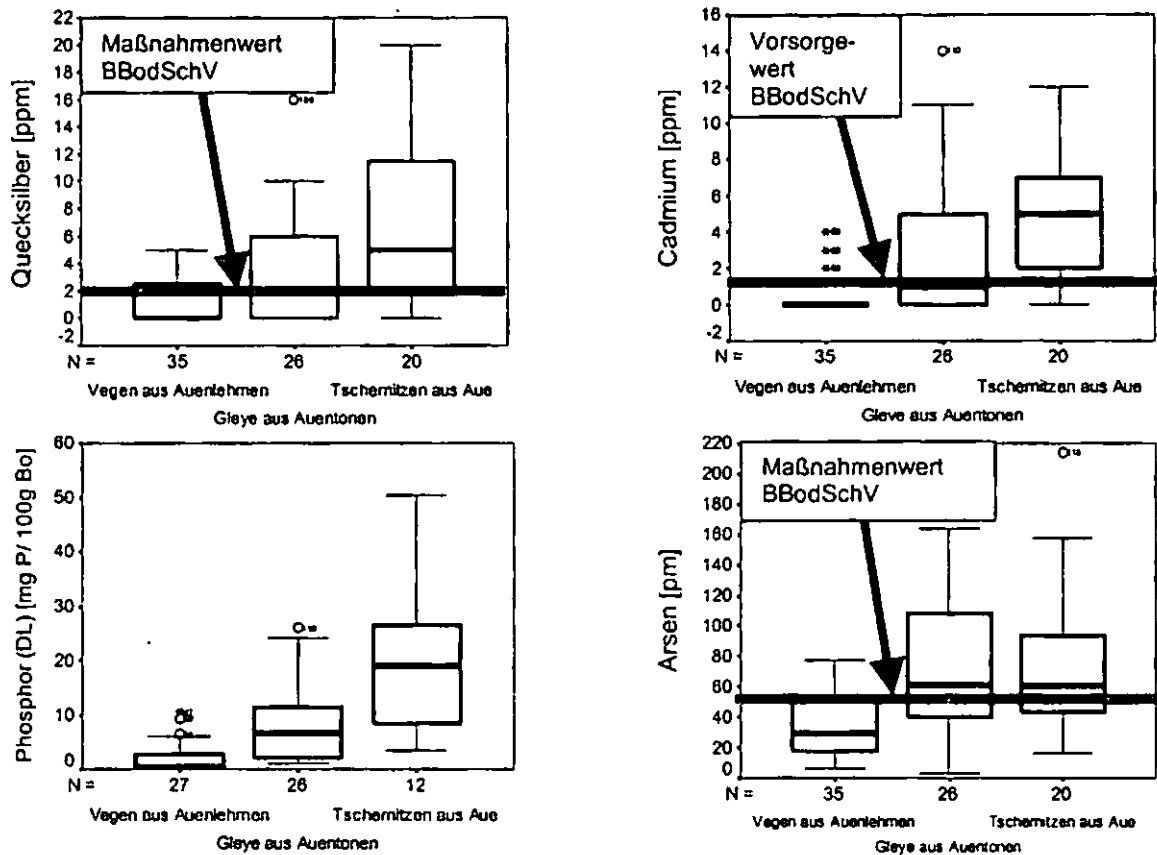


Abb. 2: Quecksilber-, Cadmium-, pflanzenverfügbare Phosphor- und Arsenkonzentrationen sowie deren Variabilität (Minima, Maxima, Extrema, Quantile, Mediane) differenziert nach Auenbodenformen aus drei Gebieten (Wörlitz, Steckby, Sandau)

**Zusammenfassung und Schlussfolgerungen**

Auenböden mit erhöhten Arsen- und Schwermetallgehalten sind räumlich determinier- und abgrenzbar. Die Böden der Niederterrassen (Tschernitzen aus Auenschluffen) sowie die Böden tiefliegender Hohlformen (Gleye aus Auenschlufftonen) weisen die höchsten Schwermetallkonzentrationen auf (Abb. 2).

Schadstoffkonzentrationen können folglich bei Kenntnis der Verbreitung von Auenbodenformen prognostiziert werden. Jedoch liegen großmaßstäbige Bodenformenkarten nicht flächendeckend vor. Deshalb wird mittel- bis langfristig eine flächendeckende und großmaßstäbige bodenkundliche Erkundung der Auenökosysteme in der Bundesrepublik Deutschland und darüber hinaus für notwendig erachtet.

**Literatur**

Anacker, U.; Gutteck, U.; Welker, M. (2003): Schadstoffbelastung in Hochwassersedimenten von Elbe und Mulde. In: Bodenschutz. Organ des BVB. 3'03. Erich Schmidt Vlg. 85-89.

Arbeitsgruppe Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. verb. u. erw. Aufl. Hrsg. BA für Geowiss. u. Rohst. u. GLÄ d. BRD. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Hann..

Arbeitskreis für Bodensystematik der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. (1998): Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands. Mitteilungen der DBG. Bd. 86. 1-180.

BBodSchG - Bundes-Bodenschutzgesetz mit Erläuterungen (1998): In: Holzwarth, F.; Radtke, H.; Hilger, B.; Bachmann, G. (2000) Bundes-Bodenschutzgesetz/ B.-Bodenschutz- u. Altlastenverordnung. Handkommentar. 2. Aufl., Bd. 5. E. Schmidt Vlg. 47-273.

BBodSchV - Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung mit Erläuterungen (1999): In: Holzwarth, F.; Radtke, H.; Hilger, B.; Bachmann, G. (2000) Bundes-Bodenschutzgesetz/ Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. Handkommentar. 2. Aufl., Bd. 5. E. Schmidt Vlg. 275-448.

Egner, H.; Riehm, H.; Domingo, W.R. (1960): Kungl. Lantbrukshögsk. Ann. 26. 199.

Franke, C.; Rinklebe, J.; Heinrich, K.; Neumeister, H.; Neue, H.-U.; Geyer, S. (1999): Räumliche Verteilung ausgewählter Bodenkennwerte im Bio-

sphärenreservat „Mittlere Elbe“ und Landschaftsschutzgebiet „Untere Havel“. Leipziger Geowissenschaften. 11. 167-174.

Miehlich, G. (1994): Elbauen: ihre ökologischen Aspekte. Auen und Marschen als Senken für belastete Sedimente der Elbe. In: Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie. Int. Fachtagg. Cuxhaven. 6. MGS. Hrsg. Guhr et al. (1994) B.G. Teubn. Vlgesell. Stuttgart - Leipzig. 307-312.

Rinklebe, J., Franke, C.; Heinrich, K.; Neumeister, H.; Neue, H.-U. (1999): Die Verteilung von Schwermetallen in Bodenprofilen von Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. Leipziger Geowissenschaft. 11. 129-138.

Rinklebe, J.; Heinrich, K.; Morgenstern, P.; Franke, C.; Neue, H.-U. (2000a): Heavy metal concentrations, distributions and mobilities in wetland soils. In: Mitteilung Nr. 6 der Bundesanstalt für Gewässerkunde/ Projektgruppe Elbe Ökologie, Koblenz - Berlin. 227-228.

Rinklebe, J., Franke, C., Heinrich, K., Helbach, C., Neue, H.-U. (2001c): Übertragbarkeit von stabilen und dynamischen Eigenschaften von Auenböden mit Hilfe von Kenntnissen über deren Verbreitung. UFZ-Bericht. Nr. 8/ 2001. 61-68.

Rinklebe, J., Helbach, C., Franke, F., Neue, H.-U. (2000b): Großmaßstäbige Bodenformenkarte der Schöneberger Wiesen bei Steckby im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. In: Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hrsg.) Renaturierung von Bächen, Flüssen und Strömen. Angewandte Landschaftsökologie. 37. Bonn - Bad Godesberg. 325-328.

Rinklebe, J., Marahrens, S., Böhnke, R., Amarell, U., Neue, H.-U. (2000c): Großmaßstäbige bodenkundliche Kartierung im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. In: Friese et al. (Hrsg.) Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag. 27-35.

Rinklebe, J.; Neue, H.U. (2003): Zweiter Zwischenbericht. Des vom Ministerium für Landwirtschaft u. Umwelt des Bundeslandes Sachsen - Anhalt geförderten und vom Landesamt für Umweltschutz verwalteten Forschungsprojektes „Gefahrenabschätzung für Grundwasser und Nutzpflanzen bei erhöhten Gehalten von Cadmium, Zink, Kupfer, Chrom, Nickel, Blei, Quecksilber und Arsen in Auenböden der Elbe“ (FKZ 76213/08/01) 100 S.

**Dankagung**

Dankenswerterweise wird dieses Forschungsprojekt vom Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Bundeslandes Sachsen - Anhalt finanziell gefördert und vom Landesamt für Umweltschutz (LAU) verwaltet. (FKZ: 76213/ 08/ 01).

- Inseln im Fluss -

**Über die Rolle von Totholz und Schwemmgut bei ihrer Entstehung und die Auswirkungen auf die Genese von subhydrischen Böden**  
Kay Rahtkens\*

**Vorbemerkung**

Im Rahmen der Mitarbeit zur Erarbeitung einer Gewässerentwicklungskonzeption für Baden-Württemberg hat der Autor Beobachtungen gemacht zur bodenkundlichen Beschaffenheit und Verbreitung von Gewässersohlen (RAHTKENS 2000). Grundlage für die Beurteilung der Böden waren bis dahin die Arbeiten von BRAUCKMANN und BRIEM (LFU 1999) und der LAWA (2000). Beide beschreiben den Zustand von charakterisierenden Kenngrößen, gehen aber nicht auf die Entstehung und systematische Verteilung der Unterwasserböden ein.

Dieser Artikel beschreibt deshalb eine Hypothese, wie subhydrische Böden (Unterwasserböden) entstehen und diese Böden regelhaft im Raum verteilt sind. Er ist als Diskussionsbeitrag für den neu gegründeten Arbeitskreis „(Semi-)Subhydrische Böden und deren Schutz“ gedacht.

Inseln sind gute Indikatoren für bestimmte bodenbildende Prozesse in Flüssen. Insbesondere diejenigen Inseln, die waldbewachsen sind (Abb.1), bieten die Gewähr, dass der Prozess der Bodenbildung unter Wasser im Umfeld dieser Inseln über einen mehrjährigen Zeitraum gegeben ist.



Abb.1: Biogene Flussinsel im unteren Allier (Photo: Rahtkens)

**Wie entstehen waldbewachsene Inseln in Flüssen?**

Bedingung für die Entstehung von Inseln in Flüssen sind 3 Prozesse:

1. Die Flusssohle muss über die Wasserspiegelhöhe eines mittleren Wasserabflusses angehoben werden
2. Es muss zumindest temporär eine Kraft (Fließkraft des Wassers) geben, die das zukünftige Bodenmaterial der Insel dorthin bringt
3. Es muss eine Gegenkraft (Widerstandskraft) geben, die das Bodenmaterial zur Ablagerung bringt

\*Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Referat Ökologische Umweltbeobachtung, Griesbachstr. 1-3, 76185 Karlsruhe, E-Mail: kay.rahtkens@lfuka.lfu.bwl.de

Alle drei Bedingungen sind Teil der Bodengenese in Auen. Für waldbewachsene und damit dauerhafte Inseln kommt noch eine vierte, wenn auch nicht obligatorische Bedingung hinzu:

4. Bald nachdem die Gewässersohle über den Wasserspiegel eines mittleren Wasserabflusses herausragt, muss sie durch Pflanzenwurzeln festgelegt werden, andernfalls könnte sie beim nächsten Hochwasser wieder umgelagert werden und die Insel sogar wieder verschwinden.

Werden an einem Prallhang in einer Steilwand wachsende Bäume bestimmter Baumarten (z.B. Pappeln, Weiden) bei Hochwasser unterspült (Abb.2), fallen sie in die Hochwasserfluten und werden vom Fluss mitgenommen.



Abb. 2: Bei Hochwasser wird am Prallhang der Boden unterhalb der Wurzelschicht von Bäumen erodiert, bei weiterer Erosion fällt der Baum in den Fluss, andernfalls stirbt er am Ufer ab (Photo: Rahtkens, Loire 1995)

Irgendwo flussab können Bäume mit der Flusssohle in Kontakt geraten, werden gebremst und bleiben liegen. Sie werden grundsätzlich mit dem Wurzelteller gegen den Strom und mit ihrer Baumspitze in Fließrichtung abgelegt (Abb.3). Das hinter den Wurzelteller strömende Wasser lässt die Äste und Zweige vibrieren, so dass dabei kleine Strudel und Kehrwasser entstehen. Dadurch werden Fließgeschwindigkeit und Fließkraft herabgesetzt. Dies führt zu Bedingungen, die das bis dahin in der Schwebe gehaltene ehemalige Boden- und Gesteinsmaterial zur Ablagerung kommen lässt und damit zum (Wieder-)Beginn einer Bodenbildung.

Manche Baumarten der Weichholzaue haben die Fähigkeit, aus der Rinde von Zweigen und sogar Ästen und Stamm neue Wurzeln zu bilden – vorausgesetzt diese Wurzeln treffen auf Bodensubstrat. Aus den nach oben gerichteten Bereichen von Ästen und Stämmen sprießt eine Vielzahl von jungen Trieben, von denen einige, neue große Stämme bilden werden (Abb.1).



Abb.3: Silberweide nach Ablauf eines Hochwassers  
(Photo: Rahtkens, Allier 1995)

**Welche Auswirkung hat die biogene Inselgenese auf die Verteilung der episodischen, periodischen und permanenten subhydrischen Böden in ihrem Umfeld?**

Innerhalb einer Vegetationsperiode entsteht ein gut durchwurzeltes und stabiles Inselgefüge, das von nachfolgenden Hochwässern weniger leicht zerstört oder umgelagert werden kann. Rund um die Insel entstehen subhydrische und episodisch subhydrische Böden aus sehr verschiedenartigem Substrat und mit unterschiedlichem Profilaufbau. Flussaufwärts lagern sich gröbere Substrate ab mit flachem, fast ebenem Relief, flussab dagegen feinere Substrate mit kleinräumig stark unterschiedlicher Mächtigkeit und welligem Relief mit Mulden und Uferabbrüchen.

Im Wurzelteller, später auch an den Baumstämmen an der Inselspitze werden bei den nächsten Hochwässern totes Holz und Schwemmgut abgelagert – ein zusätzlicher Schutz vor einer Zerstörung der Insel bei weiteren Hochwässern und gleichzeitig vielfältiger Lebensraum für auenangepasste Tiere und Pflanzen.

Die schon bei der Inselgenese entstandene Verteilung von unterschiedlichen Substraten setzt sich im Laufe nachfolgender Hochwasser fort. Die aus grobkörnigen, meist kiesigen oder sandigen Sedimenten aufgebaute Inselspitze teilt den Abfluss. Dadurch wird die Fließkraft in diesem Bereich herabgesetzt, was wiederum zur Ablage weiterer grobkörniger Gerölle vor der Inselspitze und zum langsamen Wachsen der Insel flussaufwärts führt. Beidseits der Insel wirkt die Verengung des Abflusses an der Inselspitze dagegen beschleunigend auf die Abflussgeschwindigkeit, so dass hier – vorausgesetzt, das auch bei Mittelwasser beide Flussarme Wasser führend sind – es zu rinnenhafter Erosion und Eintiefung in die alte, ehemalige Flusssohle kommen kann. Hier sind ebenfalls grobkörnige Substrate dominant. Die Fließgeschwindigkeit und die Strömungsverhältnisse über die Flussbreite zum Ufer hin entscheiden über die Sedimentationsbedingungen und damit den Substrataufbau der permanenten bis episodischen, subhydrischen Uferböden. Auch am Inselende sind

die Strömungsverhältnisse während des Hochwassers und in besonderem Maße bei ablaufendem Hochwasser entscheidend für die Sedimentationsbedingungen und somit für die Bodenbildung. Beim Zusammenströmen der beiden durch die Insel geteilten Flussarme entstehen Kehrwasser und rinnenartige Durchbrüche an der Sohle. Dies führt zu einem sehr heterogenen Mosaik von tonigen bis kiesigen Substraten und kleinräumig unterschiedlichen Reliefs (LfU 2002).

Die Beschaffenheit der Unterwasserböden hat in ihrer Substratzusammensetzung, dem Infiltrationsverhalten und der Lagerungsdichte großen bis entscheidenden Einfluss auf die Habitatqualität für Kieslaicher (LfU 2002) und Kiesbrüter. Ökologisch wichtig ist es, ob die Deckschicht die Infiltration von Flusswasser ermöglicht oder eine Kolmation der Flusssohle die Lebensbedingungen und den Lebensraum einschränkt.

#### **Zusammenfassung und Schlussfolgerungen**

Bäume können unter bestimmten Umständen die Bildung einer dauerhaften Insel im Fluss bewirken. Durch episodische Überdeckung alter Flusssohlen und teilweise rinnenartiger Einschnidung in alte Flusssohlen kommt es in der morphodynamisch aktiven Flussaue zu einem systematischen Mosaik von Deckschichten in der Fläche und im darunter liegenden Profilaufbau.

Die Wirkung von biogenen Inseln reicht weit über ihre eigentliche Ausbreitung in alle Richtungen hinaus und bestimmt das ökologisch wirksame Verteilungsmuster der episodischen, periodischen und permanenten subhydrischen Böden. Für eine Klassifikation der Klasse der Unterwasserböden sollte das Substrat wegen seiner außerordentlichen ökologischen Bedeutung Berücksichtigung finden.

#### **Literatur:**

- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland, Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer; Empfehlungen. Kulturbuch-Verlag GmbH, Berlin
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ (LfU) (1999): Die Gewässerlandschaften Baden-Württembergs, Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 53; Karlsruhe
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ (LfU)(2002): Bodenkundlich-bodenbiologische Aspekte für die Entwicklung der Böden am RestRhein. Unveröffentlichte Stellungnahme, Karlsruhe
- RAHTKENS (2000): Bodenschutz bei Gewässerrenaturierungen in: Bundesanstalt für Naturschutz (Hrsg.): Renaturierung von Bächen, Flüssen und Strömen. Angewandte Landschaftsökologie, 37, 317-320

## Nährstoff-Problematik subhydrischer und semisubhydrischer Böden

K. Isermann<sup>\*</sup>

### 1. EINLEITUNG

Auf die anthropogen bewirkte Nährstoff-Problematik (semi-)subhydrischer Böden sowie deren erforderlichen Schutz wurde von den Autoren Isermann und Isermann (1991) bereits ausführlich hingewiesen bzw. diese begründet. Mit entsprechenden Ankündigungen [Nachrichten der DBG 20/2 (2001) S. 14, 22/1 (2003) S. 16; DGM-Mitteilungen 3 (2001) S. 22/23, 4 (2002) S. 2; J. Plant Nutr. Soil Sci 166 (2003) S. 135-136] wurde diese Tagung der DBG / Kommission VIII Bodenschutz „Eigenschaften, Systematik und Problematik (semi-)subhydrischer Böden“ in Hamburg am 21./22. Juli 2003 demzufolge vom Autor beantragt mit der Zielsetzung der Gründung eines Arbeitskreises „(semi-)subhydrischer Böden und deren Schutz“.

Nachfolgend aus der Nährstoffsicht nun hierzu kurz (ausführlicher in Isermann und Isermann 2001) die wichtigsten

### 2. AUSFÜHRUNGEN

2.1 Die Anteile der (semi-)subhydrischer Böden an der Erdoberfläche betragen weltweit ca. 80% (71% Ozeane) und z.B. in Deutschland ca. 10% (ohne Schelfzone)

2.2 Insbesondere die Nähr- und Schad-Stoffhaushalte der entsprechend belasteten terrestrischen Böden sowie entsprechende Qualitätsziele und Lösungsansätze zu ihrer hinreichenden und ursachenorientierten Sanierung sind im wesentlichen bekannt, nicht hingegen jene der (semi-)subhydrischen Böden.

2.3 Die Geringschätzung dieser (semi-) subhydrischen Böden findet auch darin ihren Ausdruck, daß diese einerseits von der Bodenkunde und ihren Gesellschaften nur unzureichend Gegenstand der Forschung sind und andererseits die ihnen zugeordneten Wissenschaftsgebiete Limnologie und Ozeanographie diese Böden nur als „Sedimente“ und „Ökosysteme Oberflächengewässer“ oder im Zuge von Sanierungsmaßnahmen als „Schlamm“ oder „Baggergut“ bezeichnen. Hinreichend wird eigentlich nur ihre Hydrosphäre als „Oberflächengewässer“ beschrieben und erforscht, z.B. durch Ausweisung von Stoffkonzentrationen,- Frachten und-Flüssen.

2.4 Entsprechend gibt es zwar (inter-)nationale Abkommen zum Schutz der Oberflächengewässer, aber kaum bzw. keine Gesetze zum Schutz der semi-subhydrischen bzw. subhydrischen Böden.

2.5 Es fehlt auch völlig an der integrierten Betrachtung und dem integrierten Schutz zugleich der terrestrischen und (semi-)subhydrischen Böden sowohl hinsichtlich ihrer Quellen als auch ihrer Senkenwirkung: So sind z.B. indirekt durch C-, N-, P- und S-Austräge (Emissionen) bzw. Einträge (Immissionen) aus diesen anthropogen hypertrophierten terrestrische Böden einerseits sowie andererseits durch zusätzliche entsprechende direkte Nährstoff-Einträge vornehmlich aus den Verursacherbereichen Ernährung mit Landwirtschaft, Humanernährung sowie Abwasser- und Abfallwirtschaft, Energie-

wirtschaft (einschl. Verkehr) sowie Industrie und Gewerbe die (semi-)subhydrischen Böden (und ihre Hydrosphäre) vornehmlich der Binnen- und Küstengewässer (Schelfbereiche der Meere) (s. Abb.) auch angesichts vernachlässigbarer Nährstoff-Entzüge ihrer Biosphäre in noch viel srem Maße hypertrophiert als die terrestrischen Böden (s. Tab.). Es bedarf also auch des Schutzes der (semi-)subhydrischen Böden vor den mit C-, N-, P- und S hypertrophierten terrestrischen Böden und vice versa.

2.6 Demzufolge werden auch in Deutschland gegenwärtig keines der Prinzipien einer nachhaltigen Wasserwirtschaft (Kahlenborn und Kraemer 2000) oder gar einer nachhaltigen Bewirtschaftung der (semi-) subhydrischen Böden eingehalten.

So erschöpfen sich z.B. Sanierungsmaßnahmen der Gewässerbewirtschaftung bei o.e. Hypertrophierungsproblematik vornehmlich in nur folgeorientierten Maßnahmen („end of the pipe“), einhergehend mit Verschwendung und Plünderung der Ver- und Entsorgungsressourcen wie z.B. durch:

- Vorsätzliche Ausnutzung der (scheinbaren) „Retention“ → besser Retardation von C, N, P und S, z.B. durch Sequestrierung, Nitratammifikation, Sorption, Elimination (Denitrifikation) und Verdünnung und somit ihres in 3facher Hinsicht nicht definierten „Selbst-Reinigungs-Vermögens (Natural Attenuation)“ weit über das natürliche Ausmaß hinaus (Hamm 1998, Behrendt et al. 1999, Brettar 1999)
- Sediment-Abdeckung / Versiegelung (Quandt 2001)
- Sediment-Entnahme und -Deponie (Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern 2000, China: Shunca and Chen 2000)
- Wiedervernässung von Niedermooren mit somit erhöhten Emissionen an P und DOC (Rupp et al. 2003)

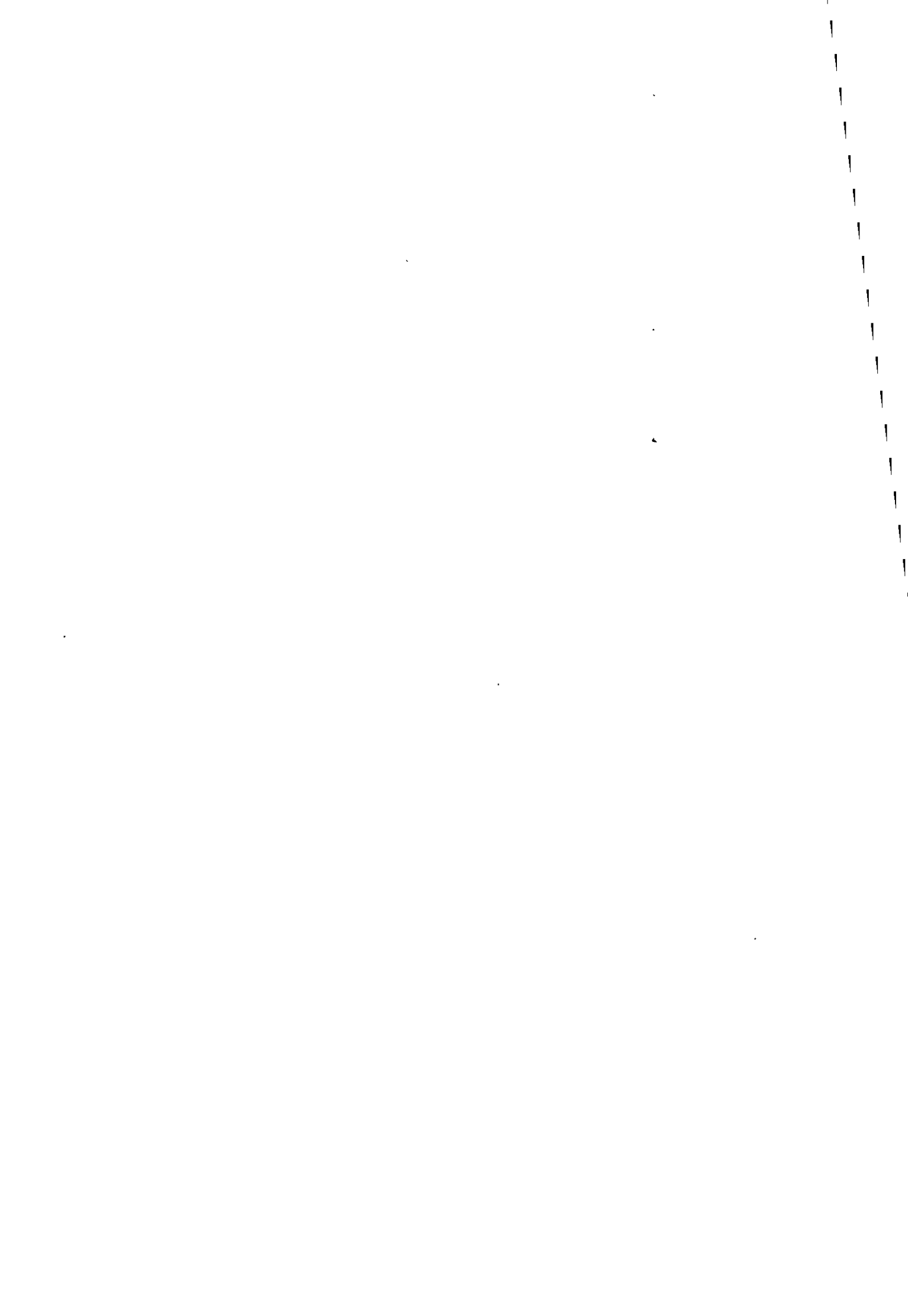
2.7 Entsprechend haben bisher die zugeordneten Wissenschaftsgebiete wie die terrestrische Pedologie einerseits und Hydrographie sowie Ozeanographie andererseits nahezu keine Berührungspunkte.

### 3. ZIELSETZUNGEN

(Ausgangs-)Situationen von (semi-) subhydrischen Böden mit den angrenzenden und interagierenden Umweltbereichen Litho-, Hydro-, Atmo- und Biosphäre sind aus chemischer, physikalischer und biologischer Sicht ebenso zu beschreiben wie jene der terrestrischen Böden, entsprechende nachhaltige Qualitätsziele auszuweisen, um an diesen ausgerichtet den vor- und nachsorgenden sowie nachhaltigen Bodenschutz zu betreiben.

So bedürfen z.B. Bodenfunktionen wie Pufferungsvermögen, Filtervermögen, Selbstreinigung- Abbau- bzw. Umbau (Transformations-)Vermögen, Retention, Retardation, Elimination dringend zugleich einer sozialen, ökologischen und ökonomischen Bewertung. Anzustreben sind nachhaltige, d.h. aus sozialer, ökonomischer und ökologischer Sicht hinreichende Sanierungskonzepte ursachenorientiert ansetzend und somit z.B. bei der Minderung der C-, N-, P- und S-Emissionen an der Quelle zum Schutz der Umwelt und damit auch der terrestrischen und(semi-)subhydrischen Böden.

<sup>\*</sup>Büro für Nachhaltige Land(wirt)schaft und Agrikultur (BNLA)  
Heinrich-von-Kleist-Strasse 4, D 67374 Hanhofen  
Tel./Fax: 06344-29 83 / 93 72 64;  
e-mail: [isermann.bnla@t-online.d](mailto:isermann.bnla@t-online.d)



## Schwebstoffrückhalt der unteren Mittelelbe in Fluss und Aue

Schwartz, R.<sup>1</sup>, Krüger, F.<sup>2</sup>, Kozerski, H.P.<sup>1</sup>, Gröngroft, A.<sup>3</sup> & Miehlich, G.<sup>3</sup>

### 1. Einleitung

Die mit dem Elbstrom transportierten Schwebstoffe stellen einen wesentlichen Güteparameter des Flusses dar. Ihre Zusammensetzung und Konzentration unterliegt innerhalb des Flusslaufes sowohl einer hohen räumlichen als auch zeitlichen Variabilität. In den Stillwasserbereichen des Flusses und zusätzlich bei Hochwasser auch in der rezenten Aue kommt es zum Aussinken eines Teils der Schwebstoffe. Ziel dieser Arbeit ist es, den jeweiligen Anteil der in den beiden Sedimentationsräumen abgelagerten Schwebstoffmengen ins Verhältnis zur Gesamtschwebstofffracht des Flusses zu setzen.

### 2. Methoden

Das Untersuchungsgebiet der unteren Mittelelbe erstreckt sich von Havelberg (Strom-km 423) bis Geesthacht (Strom-km 586). In den Jahren 1997 - 2002 wurden in ausgewählten Bereichen dieses Flussabschnittes die aktuellen Schwebstoffeinträge in die rezente Aue mittels Sedimentmatten [SCHWARTZ et al. 1997] sowie in die Stillwasserbereiche des Flusses mittels Tellerfallen [KOZERSKI & LEUSCHNER 1999] bestimmt. Zur Ermittlung des langfristigen Schwebstoffeintrages fanden umfangreiche Bodenkartierungen und Sedimentsondierungen statt. Als Fremddaten flossen die Schwebstoffdaten von Dauerbeobachtungsstellen der Wassergütestelle Elbe [ARGE ELBE 1996 - 2000] sowie der Bundesanstalt für Gewässerkunde [BFG 2002] in die Auswertung ein. Für die Extrapolation der Punktdaten in die Fläche wurde ein 68 km langer Teilbereich der unteren Mittelelbe zwischen Wittenberge (Strom-km 455) und Hitzacker (Strom-km 523) ausgewählt. Vorteil dieses Abschnittes ist, dass in ihm nur kleine Flüsse mit einer geringen Wasserführung bzw. Schwebstofffracht einmünden [BFG 2003], somit die Schwebstofffracht-Differenzen allein internen Prozessen zuzuordnen sind.

### 3. Ergebnisse

Die Nähr- und Schadstoff-Jahresfrachten der Elbe haben sich am Strom-km 474,5 seit 1985 wesentlich verringert. Beispielsweise ist die Gesamt-Stickstofffracht um 15 %, die von ortho-Phosphat um 72 %, von Blei um 34 %, Cadmium um 61 % und Quecksilber sogar um 94 % zurückgegangen. Gleichzeitig ist der Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen am Strom-km 470,0 in den Jahren 1996 bis 2000 kontinuierlich von maximal 30 mg/l auf maximal 75 mg/l gestiegen [SCHWARTZ & KOZERSKI 2003]. Hauptursache hierfür ist die verringerte Schadstoffkonzentration der Elbe bei einem weiterhin hohen Nährstoffangebot. Dies führt insbesondere in den Sommermonaten zu einem verstärkten Algenwachstum.

Der absolute Zuwachs an biogenen Bestandteilen am Schwebstoff bedingt einen relativen Rückgang an mineralischen Bestandteilen. Resultat dieser Entwicklung ist ein Anstieg sehr feiner Bestandteile (< 20 µm) im Vergleich zu den gröberen (> 63 µm).

### 3.1 Fluss

Die Bühnenfelder, d.h. die Bereiche zwischen zwei Bühnen machen den Großteil der Uferbereiche der unteren Mittelelbe aus. Sie stellen die wesentlichen Stillwasserbereiche des Flusses dar. Der aktuelle Schwebstoffeintrag in die strömungsberuhigten Arealen variiert in Abhängigkeit von der turbulenten kinetischen Energie, vereinfacht ausgedrückt, der Fließgeschwindigkeit [SCHWARTZ & KOZERSKI 2002b]. In den Bühnenfeldrandbereichen betrug die mittlere Fließgeschwindigkeit während des Untersuchungszeitraumes > 15 cm/s. Die durchschnittliche Sedimentationsrate lag hier bei < 20 g TM/m<sup>2</sup>/d. Die höchste Sedimentationsrate war im lediglich gering durchströmten Bühnenfeldzentrum (mittlere Fließgeschwindigkeit < 10 cm/s) mit 485 g TM/m<sup>2</sup>/d festzustellen. In den zwischen den Randbereichen und dem Zentrum gelegenen Arealen variierte die mittlere Fließgeschwindigkeit von 10 - 15 cm/s und die Sedimentationsrate von 40 - 120 g TM/m<sup>2</sup>/d. Unter Berücksichtigung der Ausdehnung der drei Teilbereiche innerhalb des Bühnenfeldes am Strom-km 420,9-L betrug der mittlere Sedimenteintrag 151 kg/d, bzw. 55 t/a. Hochgerechnet auf den Bereich zwischen den Strom-km 455 - 523 bedeutet dies unter der Annahme das sich alle ca. 1.360 Bühnenfelder wie das am Strom-km 420,9-L verhalten, einen mittleren Schwebstoffrückhalt von 75 kt/a.

Als das langfristige Ergebnis der aktuellen Sedimentation findet sich in dem untersuchten Bühnenfeld ein feinkorn- und organikreiches Muddedepot [SCHWARTZ & KOZERSKI 2002a]. Im November 2001 belief sich das Muddevolumen auf 303 m<sup>3</sup>. Ein ¼ Jahr später im Juli 2002 war das Muddevolumen um 34 m<sup>3</sup> auf 337 m<sup>3</sup> angewachsen. Der mittlere Sedimenteintrag betrug demnach in dem 223 Tage andauernden Beobachtungszeitraum 0,15 m<sup>3</sup>/d. Bei einer mittleren Schwebstoffdichte von 1,15 g/cm<sup>3</sup> bedeutet dies einen durchschnittlichen täglichen Schwebstoffeintrag von 173 kg. Hieraus ergibt sich für den 68 km Flussabschnitt ein mittlerer Schwebstoffrückhalt von 86 kt/a.

In den drei ausgewerteten hydrologischen Jahren von 1997 - 1999 betrug die Schwebstofffracht der Elbe am Strom-km 455 insgesamt 2.085 kt. Am Strom-km 523 wurden in dem selben Zeitraum 1.620 kt festgestellt [SCHWARTZ & KOZERSKI 2003]. Die Differenz zwischen den beiden Punkten beträgt 464 kt. Dies entspricht einer Reduktion von 22 %. Werden lediglich die beiden Jahre mit einer deutlich negativen Bilanz berücksichtigt, steigt die Reduktion auf 30 % an. Während des Beobachtungszeitraumes konnten sowohl jahreszeitlich bedingte als auch durchflussabhängige Unterschiede in den Schwebstofffracht-Differenzen beobachtet werden. Beispielsweise betrug die Summe der täglichen Schwebstofffracht-Differenzen in einer 106 Tage andauernden winterlichen Niedrigwasserphase 1996 / 97 insgesamt -17,7 kt. Während einer hinsichtlich der Wasserführung vergleichbaren gleichlangen sommerlichen Niedrigwasserphase belief sich die Schwebstofffracht-Differenz trotz der hohen Sedimentationsraten aufgrund des erhöhten

<sup>1</sup> Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin

<sup>2</sup> Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Dorfstr. 55, 39615 Falkenberg

<sup>3</sup> Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg, Allende Platz 2, 20146 Hamburg

Schwebstoffdargebots infolge der Schwebstoffproduktion entlang der Fließstrecke lediglich auf - 6,4 kt. Aus der Gesamtheit der Werte für winterliche Niedrigwasserphasen mit einer negativen Bilanz, d.h. einem Schwebstoffrückhalt entlang der 68 km Fließstrecke, ergibt sich ein mittlerer täglicher Schwebstoffeintrag von 162 kg je Bühnenfeld. Im Sommer kann dieser Wert jedoch bis auf 684 kg ansteigen.

### 3.2 Aue

Die Ausdehnung der rezenten Aue zwischen den Strom-km 455 - 523 beläuft sich auf 12.200 ha [IKSE 2001]. Die mittlere relative Höhe, d.h. die auf den jeweiligen Mittelwasserstand der Elbe bezogene absolute Höhe einzelner Punkte in der rezenten Aue zwischen den Strom-km 472 - 485 beträgt 1,18 m MW ( $n = 90$ ,  $SD = 0,76$ ), die der reliktschen Aue 0,43 m MW ( $n = 205$ ,  $SD = 0,55$ ). Seit der Deichschließung in der Mitte des 13. Jahrhunderts hat demnach ein durchschnittlicher Sedimentzuwachs von 1 mm/a stattgefunden. Bei einer mittleren Dichte von 1,5 g/cm<sup>3</sup> ergibt dies einen mittleren Sedimenteintrag von 1,5 kg/m<sup>2</sup>/a.

Ein weiteres Ergebnis des kontinuierlichen Sedimenteintrages in die rezente Aue neben dem Höhenzuwachs ist, dass sich das Verhältnis von Land zu Wasserfläche immer weiter in den terrestrischen Bereich verschiebt [SCHWARTZ & KOZERSKI 2002a]. Im Jahr 1889 war zwischen den Strom-km 518 und 521 in der rezenten Aue 47 % Wasserfläche und 53 % Landfläche festzustellen. Im Jahr 1999 hat sich das Verhältnis auf 37 % Wasserfläche und 63 % Landfläche verschoben.

Der aktuelle Schwebstoffeintrag in die rezente Aue ist neben den Bedingungen im Fluss (Abflussmenge, Schwebstoffkonzentration) abhängig von der Nähe eines Punktes zum Fluss, seiner relativen Höhe sowie der Lage, d.h. seiner Erreichbarkeit für das Überschwemmungswasser [RUPP et al. 2000]. Beispielsweise betragen während dreier untersuchter Hochwasserphasen in den Jahren 1997, 1998/99 und 2002 die Schwebstoffeinträge in einer 0,4 m MW hoch gelegenen Flutrinne zwischen 200 g/m<sup>2</sup>/HW und 400 g/m<sup>2</sup>/HW. In einer etwas höher gelegenen abflusslosen Senke (0,7 m MW) erreichten die Schwebstoffeinträge dagegen Werte von 300 - 500 g/m<sup>2</sup>/HW.

Das Resultat des langfristigen Schwebstoffeintrages in die rezente Aue kann, zumindest für die Zeit seit der verstärkten Industrialisierung vor ca. 100 Jahren, anhand der anthropogen bedingten Spurenmetallgehalte und der jeweiligen Horizontmächtigkeit in den Auenböden sowie der Entwicklung der Schwebstoffqualität der Elbe berechnet werden [SCHWARTZ 2001]. Demnach ergibt sich ein durchschnittlicher Sedimenteintrag in hoch gelegene Bereiche der Aue (> 2,0 m MW) von 0,2 - 0,5 kg/m<sup>2</sup>/a, in mittelhoch gelegene Bereiche (1,0 - 2,0 m MW) von 0,5 - 1,5 kg/m<sup>2</sup>/a und in tief gelegene Bereiche (< 1,0 m MW) von 2,0 - 4,0 kg/m<sup>2</sup>/a. Werden für eine Überschlagsrechnung die Werte für mittelhoch gelegene Bereiche herangezogen, ergibt sich ein durchschnittlicher Sedimenteintrag in die rezente Aue zwischen den Strom-km 455 und 523 von 61 - 183 kg/a.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass der Schwebstoffrückhalt in den Stillwasserbereichen des Flusses sowie in der rezenten Aue im wesentlichen von der

Häufigkeit, der Dauer und der Höhe von Hochwasserereignissen abhängig ist. Anhand der unterschiedlichen Auswertungsschritte kann für den Bereich der unteren Mittel Elbe verallgemeinernd gesagt werden, dass durchschnittlich 20 - 30 % der gesamten Schwebstofffracht in den Stillwasserbereichen des Flusses und der rezenten Aue zurückgehalten werden. Der Rückhalt verteilt sich zu 30 - 50 % auf die Stillwasserbereiche des Flusses und zu 50 - 70 % auf die rezente Aue. Dies zeigt, dass, obwohl die Aue in der Regel nur wenige Wochen im Jahr überflutet wird, sie den dominanten Sedimentationsraum darstellt. Dies gilt um so mehr, als dass die in den Stillwasserbereichen des Flusses abgelagerten Schwebstoffe bei extremen Hochwässern zum Teil wieder remobilisiert werden können.

### 4. Literatur

ARGE-ELBE [1996 - 2000]: *Wassergütedaten der Elbe von Schmilka bis zur See*. Zahlentafeln. Wassergütestelle Elbe, Hamburg. BFG [2002]: *Schwebstoffdaten der Elbe in den Jahren 1996 - 2000*. Unveröffentlichte Rohdaten, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. BFG [2003]: *Schwebstoffdaten der Elbe in den Jahren 1996 - 2000*. Unveröffentlichte Rohdaten. *Bedeutung der Nebenflüsse für den Feststoffhaushalt der Elbe*. Abschlussbericht BMBF-Forschungsvorhaben 0339600/1, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, 204 S. IKSE [2001]: *Bestandsaufnahme des vorhandenen Hochwasserschutz-niveaus im Einzugsgebiet der Elbe*. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, Magdeburg, 74 S. KOZERSKI, H.P. & LEUSCHNER, K. [1999]: *Plate Sediment Traps for slowly moving waters*. Water Research, Vol. 33, 13, pp. 2913-2922. RUPP, H., BÜTTNER, O., KRÜGER, F., KUNERT, M., MEISSNER, R., MUHS, K., WITTER, B. & FRIESE, K. [2000]: *Wirkung von Hochwasserereignissen auf die Schadstoffbelastung von Auen und kulturwirtschaftlich genutzte Böden im Überschwemmungsbereich von Oka und Elbe*. Unveröffentlichter Abschlußbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben (FKZ: 02WT9617/0), Falkenberg, 166 S. SCHWARTZ, R. [2001]: *Die Böden der Elbaue bei Lenzen und ihre möglichen Veränderungen nach Rückdeichung*. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, 48, 391 S. SCHWARTZ, R., DUWE, J. & GRÖNGRÖFT, A. [1997]: *Einsatz von Kunstrasenmatten als Sedimentfallen zur Bestimmung des partikulären Stoffeintrages in Auen und Marschen*. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 85-1, S. 353-357. SCHWARTZ R., GRÖNGRÖFT A. & MIEHLICH G. [2003]: *Auenregeneration durch Deichrückverlegung? - Bodenkundliche Aspekte, aufgezeigt am Beispiel der Mittel Elbe*. Wasser & Boden, 7/8, im Druck. SCHWARTZ R. & KOZERSKI H.P. [2002a]: *Die Bühnenfelder der unteren Mittel Elbe - Geschichte, Bedeutung, Zukunft*. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2001 (Kiel), Tutzing, S. 417-422. SCHWARTZ R. & KOZERSKI H.P. [2002b]: *Die Bühnenfelder der Elbe, Nähr- und Schadstoffsенke oder -quelle?* In: Geller et al. (Hrsg.): *Die Elbe - neue Horizonte des Flussgebietsmanagements*. 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar, Teubner, Stuttgart, S. 191-194. SCHWARTZ, R. & KOZERSKI, H.P. [2003]: *Die Bedeutung von Bühnenfeldern für die Retentionsleistung der Elbe*. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Werder, S. 460-465.



## Schadstoffe in subhydrischen, semisubhydrischen Böden und Marschen der Unterelbe

Günter Miehlisch, Alexander Gröngroft<sup>1</sup> & Andreas Kiene<sup>2</sup>

### Einleitung

Im Rahmen der Umweltverträglichkeitsuntersuchung "Anpassung der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt wurden zwischen 1994 und 1995 entlang der Unter- und Außenelbe (Strom-km 586 - 756) umfangreiche Untersuchungen zu Schadstoffgehalten der Flusssedimente, Watten und Vordeichsböden durchgeführt (MIEHLICH u.a. 1997 a, b). Die Daten eignen sich, die Schadstoffbelastung unter den speziellen Bedingungen eines Tideflusses darzustellen.

### Sedimentumlagerungen entlang der Unterelbe

Die Schadstoffe der Elbe sind fast ausschließlich partikelgebunden. Die Schadstoffverteilung ist daher nur zu verstehen, wenn die Grundzüge der Sedimentumlagerung bekannt sind. Hauptquellen für die Sedimente sind der Eintrag von Oberstrom, der das Wehr von Geesthacht passiert und ein beträchtlicher Eintrag von Meeressedimenten, der aufgrund der speziellen Tideverhältnisse der Unterelbe stromaufwärts bis in den Hafen von Hamburg wandert (ERNST 1996). Von lokaler Bedeutung ist der Eintrag über kommunale und industrielle Abwässer oder über die Nebenflüsse. Sedimentausträge sind durch den Abfluss in die Nordsee, die Ablagerung von Sedimenten auf den Flächen des Vordeichlandes und die Entnahme von Sedimenten im Hamburger Hafen bedingt.

### Sedimenteigenschaften der Unterelbe

Die Eigenschaften der Sedimente eines Fließgewässers werden von Sedimenteigenschaften der Einträge und der Fließgeschwindigkeit im Fluss bestimmt. Im Rahmen der Untersuchung wurden, überwiegend anhand von Kenngrößen der Körnung, 11 Sedimenttypen gebildet, die den Kategorien Schlicke, Sande, Schlick-Sand-Wechselagerungen und andere Sedimente (Geschiebemergel, Torf etc.) zugeordnet werden können. Im Bereich des Tiefenwassers und der Fahrrinne dominieren Sande, im Bereich des Flachwassers sind Wechsellagerungen Schlick/Sand häufig und im Watt kommen alle Sedimenttypen annähernd gleichverteilt vor. Entlang des Flusses variiert der mittlere Korndurchmesser zwischen 80 und ca. 300 µm. Der Gehalt an organischer Substanz nimmt von der Außenelbe (<1% TOC) bei großer Streubreite bis auf ca. 10 % TOC in den überwiegend feinkörnigen Sedimenten des Hamburger Hafens zu und oberhalb wieder stark ab. Die Salinität des Porenwassers nimmt von der Außenelbe bis zum Abschnitt Brunsbüttel annähernd linear von ca. 25 g/l auf ca. 0,5 g/l ab und verbleibt stromaufwärts auf diesem Niveau.

### Schadstoffgehalte in Sedimenten der Unterelbe

In Abb. 1 wird beispielhaft die Verteilung des Elements Cadmium entlang der Unterelbe dargestellt. Wesentlich ist, dass die Schadstoffkonzentration, wie für die Analyse von Gewässerproben üblich, an der Kornfraktion < 20µm untersucht wurde, hier also Unterschiede der spezifischen Belastung des Feinkornanteils wiedergegeben werden.

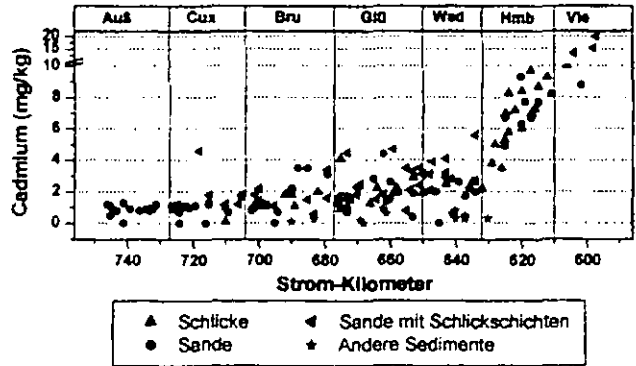


Abb. 1: Cadmiumgehalte der Sedimente der Unterelbe (Kornfraktion < 20 µm)

Die drastische Abnahme des Cd-Gehalts von knapp 20 mg/kg beim Wehr von Geesthacht (Abschnitt Vie) über ca. 3 mg/kg im Abschnitt Wedel (Wed) auf ca. 1 mg/kg in der Außenelbe (Auß) spiegelt die oben beschriebene Mischung verhältnismäßig wenig belasteter Nordseesedimente mit stark belasteten Sedimenten von Oberstrom wider. Ähnliche Verteilungen zeigen Zink, Quecksilber, Blei (GRÖNGROFT et. al 1998) und Kupfer. Chrom, Nickel und Arsen haben einen insgesamt flacheren Verlauf (Abb. 2). Lokale Einleiter bedingen einzelne hohe Werte

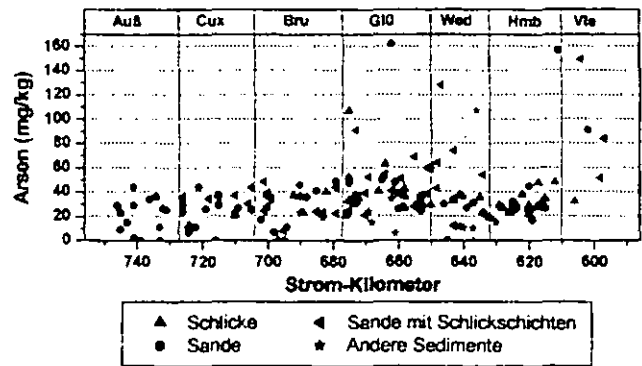


Abb. 2: Arsengehalte der Sedimente der Unterelbe (Kornfraktion < 20 µm)

Auch die Verteilung der organischen Schadstoffe (Kohlenwasserstoffe, HCH, DDT und -Derivate, PCB-Kongenere, HCB, Organozinnverbindungen, PAK, Dioxine und Chlorether) lässt sich in den Grundzügen der Sedimentmischungsreihe zuordnen. Einige Stoffe (Kohlenwasserstoffe, PCB, PAK, HCB) haben ein deutliches Maximum im Hamburger Abschnitt, Organozinkverbindungen in den Abschnitten Hamburg, Wedel und Glückstadt, was auf lokale Quellen zurückzuführen ist.

Wendet man das UVU-spezifische Bewertungsschema an, so ist die Schadstoffbelastung in den Abschnitten oberhalb Brunsbüttel hoch bis sehr hoch, bleibt für die Spurenele-

<sup>1</sup> Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg  
Allende-Platz 2, 20146 Hamburg

<sup>2</sup> Hoins und Partner GmbH, Harburger Str. 25  
21680 Stade

mente in den Abschnitten bis zur Nordsee mittel bis hoch und ist für die organischen Verbindungen gering bis mittel. **Schadstoffentwicklung in den Sedimenten der Unterelbe**

Durch Maßnahmen zur Verminderung von Stoffeinträgen in die Elbe und durch Stilllegungen nach der Wiedervereinigung hat die Schadstoffbelastung der Flusssedimente erheblich abgenommen (Abb. 3)

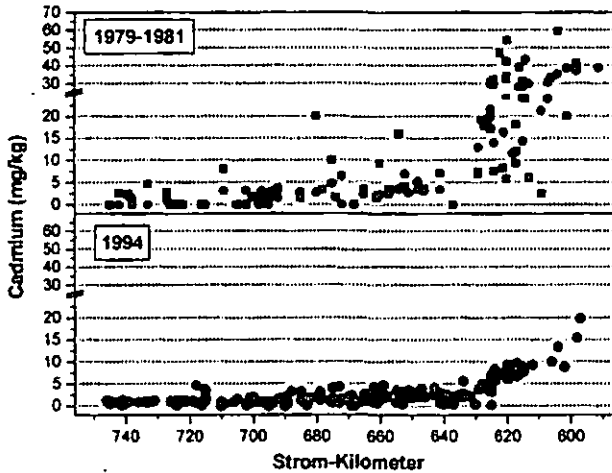


Abb. 3: Veränderung der Cadmiumgehalte in den Flusssedimenten der Unterelbe (Daten ARGE ELBE, BFG u. MIEHLICH U.A. 1997 a)

Jüngere Untersuchungen im Hamburger Hafen (MAASS, mdl.) zeigen, dass sich dieser Trend fortsetzt.

**Schadstoffgehalte in den Marschen der Vordeichsländer**

Parallel zu den Untersuchungen der Flusssedimente wurden in den Vordeichsländern entlang der Unterelbe 15 Transekte angelegt, entlang derer die Verteilung der Böden aufgenommen, die Grundwasserstände verfolgt und Feststoffproben bzw. Wasserproben aus dem oberen Grundwasserleiter bzw. den Prielabläufen untersucht wurden. Die Böden der Vordeichsländer sind Sedimentsenken (DUVE 1999). Ihre Schadstoffbelastung spiegelt daher die Auswirkungen von Bergbau und Industrie des Einzugsgebiets wider. Da die Austräge aus den Böden gering sind, nehmen die Schadstoffgehalte auch bei weiterer Verbesserung der Sedimentqualität des Flusses nur unwesentlich ab.

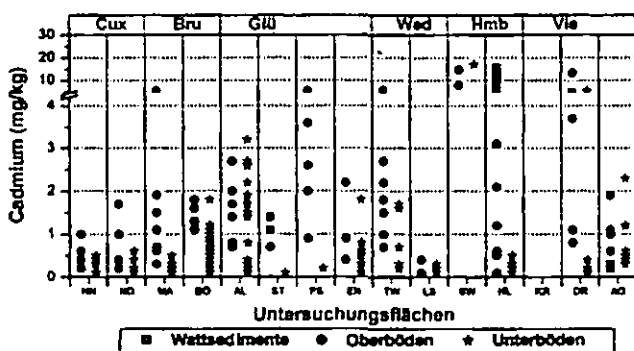


Abb.4: Cadmiumgesamtgehalte in Böden und Wattens des Vordeichslandes

Entsprechend der Sedimentationsgeschichte, der Beprobungstiefe und der Analyse der Gesamtgehalte ergibt sich für die Böden eine erheblich größere Spannweite der Cad-

miumgehalte als in den Flusssedimenten. Der Trend abnehmender Gehalte zur Nordsee bleibt aber erhalten. Ähnliche Verteilungsmuster zeigen die Spurenelemente As, Cr, Cu, Hg, Pb und Zn. Stromaufwärts sinkende Verteilungen zeigen die marin beeinflussten Eigenschaften Kalkgehalt, Ca, Na, Leitfähigkeit und pH-Wert

Dass Gesamtgehalte nicht immer für Prognosen der Löslichkeit geeignet sind, zeigen die Cadmiumkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser (meist 50-70 cm unter der Geländeoberfläche, also im Höhenbereich des Go gelegen, Abb. 5).

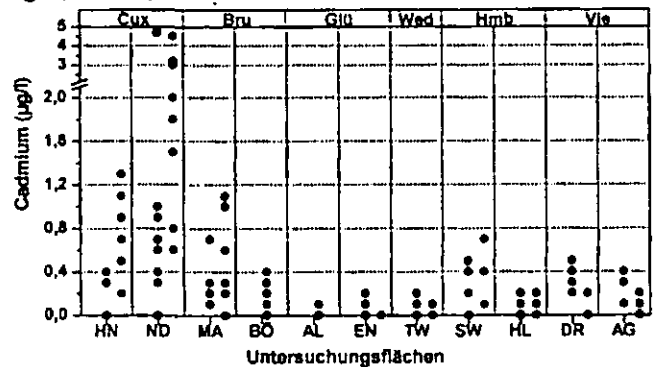


Abb. 5: Cadmiumgehalte in Grund- und Prielwässern der Vordeichsländer

Ursache für die auffällig hohen Gehalte in den Abschnitten Brunsbüttel und Cuxhaven ist die Bildung von Chlorokomplexen bei steigender Salinität des Porenwassers. Auch Arsen (hohe Löslichkeit bei wechselndem Redoxpotential an der Grenze Go/Gr, ANDRESEN 1996), Kupfer (Bildung von Sulfato-Komplexen) und Eisen (Redoxpotential) zeigen lokal aufgrund spezifischer Lösungsbedingungen mit den Gesamtgehalten nicht parallelsierbare hohe Gehalte im Grundwasser.

**Literatur**

ARGE ELBE (1980): Schwermetalle der Elbe. Hamburg, 66 S. ANDRESEN, J. (1996): Eigenschaften der Feststoff- und Lösungsphase von Außendeichsböden der Unterelbe. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten 31, 348 S. DUVE, J. (1999): Bilanzierung des Stoffaustausches zwischen Elbe und Deichvorland am Beispiel zweier tidebeeinflusster Untersuchungsgebiete. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, 43, 254 S. ERNST A. (1996): Herkunft der Sedimente des Hamburger Hafens. In: A. Prange et al.: "Ökosystem Elbe - Zustand, Entwicklung und Nutzung". 7. Magdeburger Gewässerschutzseminar, Budweis: S. 344-346. GRÖNGRÖFT, A., U. JÄHNIG, G. MIEHLICH, R. LÜSCHOW, V. MAAB & B. STACHEL (1998): Distribution of metals in sediments of the Elbe estuary in 1994. Wat. Sci. Tech 37: S. 109 - 116. MIEHLICH, G., GRÖNGRÖFT, A., JÄHNIG, U., NEUSCHMIDT, O., WALTER, F., FRANKE, S. & R. SCHWARTZ (1997a): Fachgutachten Schutzgut Sedimente. IN: PLANUNGSGRUPPE ÖKOLOGIE + UMWELT NORD (1997): UVU zur Anpassung der Fahrtrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt Materialband III. MIEHLICH, G., KIENE, A., GRÖNGRÖFT, A., NEUSCHMIDT, O. FRANKE, S & G. GRAACK (1997b): Fachgutachten Schutzgut Boden. IN: PLANUNGSGRUPPE ÖKOLOGIE + UMWELT NORD (1997): UVU zur Anpassung der Fahrtrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt Materialband V.

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

REFERATE

**Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft**  
**30. August bis 07. September 2003 in Frankfurt/Oder**

Band 102

Heft 1

2003



## STICKSTOFF-BIOMARKER UND IHRE DYNAMIK IM BODEN

W. Amelung\*

Über 90% des Stickstoffs im Boden können organisch gebunden sein. Bislang wissen wir jedoch wenig über die Mechanismen und Raten, mit welchen der organisch gebundene N ( $N_{org}$ ) umgesetzt wird. Um zu einem besseren Verständnis der  $N_{org}$ -Dynamik im Boden beitragen zu können, analysierte ich Aminosucker als Marker für mikrobielle N-Rückstände und Aminosäure-Enantiomere als Indikatoren für Alterungsprozesse von  $N_{org}$  im Boden. Als Untersuchungsmaterial dienten a)  $^{14}C$ -datierte Bodenproben (2–25000 Jahre), b) Bodentransekte entlang unterschiedlichen Klimaten der Prärie und c) Ackerböden mit verschiedener Nutzungsdauer in der Savanne.

Ähnliche Konzentrationen von D-Alanin-N und Muraminsäure-N in Bodenprofilen ließen darauf schließen, dass bakterielle Zellwandbestandteile selbst in fortgeschrittenen Umwandlungsstadien der organischen Bodensubstanz intakt bleiben. Der D-Gehalt von Asparaginsäure nahm mit steigendem Alter der organischen Bodensubstanz zu, wenngleich in verschiedenen Böden unterschiedlich schnell. Die Racemisierung von Asparaginsäure ist somit nur ein relatives Maß für das Alter von  $N_{org}$ . Im Unterschied dazu racemisierte Lysin in den verschiedenen Böden mit gleicher Geschwindigkeit. D-Lysin ist somit als Altersmarker für  $N_{org}$ -Komponenten im Boden gut geeignet.

Umbrüche von Gras- zu Ackerland führten zu raschen N-Verlusten, auch ältere  $N_{org}$ -Komponenten gingen verloren. Klimaeinwirkungen auf den Verbleib gealterter  $N_{org}$ -Bestandteile im Boden ließen sich nicht feststellen. Höhere Temperaturen förderten allerdings die Zersetzung mikrobieller Rückstände. Somit steuert das Klima die Intensität von Nutzungseffekten auf die Dynamik von  $N_{org}$ .

Aus meinen Ergebnissen lässt sich ableiten, dass Mikroorganismen eine ihnen zugängliche

N-Quelle vollständig abbauen und nicht einzelne Monomere zurücklassen. Mit fortschreitender Umwandlung des  $N_{org}$  akkumulieren mikrobielle N-Rückstände im Boden nur vorübergehend. Allerdings ist nicht der gesamte  $N_{org}$  im Boden für Mikroorganismen verfügbar. Die Racemisierung von Asparaginsäure und Lysin deutet darauf hin, dass Teile des  $N_{org}$  zurückbleiben und altern. Diese N-haltigen Verbindungen werden anscheinend, trotz häufigen N-Mangels, über Jahrhunderte im Boden konserviert.

### Einleitung

Stickstoff (N) ist von globaler Bedeutung für die Umwelt, sei es als Elektronendonator für biochemische Reaktionen, als quantitativ bedeutendstes Makronährelement oder als Quelle für atmosphärische Spurengase und Gewässereutrophierung. Doch im Gegensatz zu anderen Umweltkompartimenten wie Lithosphäre, Hydrosphäre oder Atmosphäre, liegt N im Boden überwiegend in organischen Bindungen vor (Knicker und Kögel-Knabner, 1998). Nur ein geringer Teil, oft nicht mehr als 2 % (Campbell et al., 1993), im Extremfall bis zu 15 % (Thompson und Fillery, 2002), dieses organischen N-Pools werden jedes Jahr mineralisiert. Die Frage ist: Was passiert mit dem Rest? Nimmt der restliche Stickstoff nicht an den globalen Nährstoffkreisläufen Teil oder erfolgt eine langsame Nachlieferung aus Pools unterschiedlicher Herkunft und Verfügbarkeit? Letzteres postulieren mathematische Modelle, wie Momos-N oder NC SOIL (Nicolardot und Molina, 1994; Pansu et al., 1998). Doch die Hypothese der Modelle ließ sich bislang nicht prüfen, denn es fehlten Methoden, um die Herkunft und Verweilzeit von Stickstoff im Boden zu schätzen.

Da Pflanzen Aminosucker nicht in nennenswertem Ausmaß synthetisieren, sind Aminosucker ein Marker für mikrobielle N-Rückstände im Boden (Amelung, 2001). Potenzielle Hinweise auf die Verweilzeit des  $N_{org}$  könnte die Analyse von unnatürlichen Aminosäure-Enantiomeren geben. Sie entstehen langsam mit zunehmender Zellalterung (Bada, 1984; Ingrosso und Perna, 1998). Übergeordnetes Ziel meiner Arbeiten war es daher, durch Bestimmung von Aminosuckern und Aminosäure-Enantiomeren einen Beitrag zum besseren Verständnis des langfristigen organischen N-Kreislaufs im Boden zu leisten. Verstärktes Augenmerk lag hierbei auf der N-Dynamik im Boden, v.a. wenn sich das Klima ändert, wenn sich die Nutzung ändert, und wenn sich das Alter der organischen Bodensubstanz ändert, d.h. mit zunehmender Streuzersetzung und Humifizierung.

\* Lehrstuhl für Bodenkunde, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth; Aktuelle Anschrift: Institut für Ökologie, FG Bodenkunde, TU Berlin, Salzufer 12, 10587 Berlin, E-Mail: [wulf.amelung@tu-berlin.de](mailto:wulf.amelung@tu-berlin.de), Tel: 030-314-73521, Fax: 030-314-73548.

Dieser Beitrag ist eine Zusammenfassung des Fritzscheffer-Preis-Vortrages, welcher im Rahmen der DBG-Jahrestagung am 03.09. in Frankfurt/Oder gehalten wurde.

## Material und Methoden

Um die Fragestellung beantworten zu können, untersuchte ich Bodenproben aus a) Oberböden naturbelassener, langjährig ackergerutzter und renaturierter Standorte unterschiedlicher Klimazonen der nordamerikanischen Prärie (Amelung et al., 1998b, 1999; Amelung et al., 2002), b) Oberböden ackergerutzter Plinthustalfe (Nutzungsdauer 0-98 Jahre) in der südafrikanischen Savanne (Lobe et al., 2001) sowie c) fossilen Böden und  $^{14}\text{C}$ -altersdatierten Bodenprofilen aus dem Tianshan (Zech et al., 2000) und dem *Moor House Nature Reserve*, UK (Bol et al., 1999). Die Aminozucker quantifizierte ich nach gaschromatographischer Trennung als Aldonitril-Acetat-Derivate (Zhang und Amelung, 1996). Zur Erfassung der Aminosäure-Enantiomere musste ein neues Analyseverfahren entwickelt werden. Hierzu wurden die Enantiomere im Boden zuerst mittels saurer Hydrolyse (6 M HCl, 105°C, 12 h) freigesetzt und anschließend an Kationenaustauscher-Harzen adsorbiert. Diese wurden zur Entfernung von Metallionen mit Ammoniumoxalat nachgespült. Durch abschließende Elution mit  $\text{NH}_4\text{OH}$  ließen sich die Enantiomere vollständig zurückgewinnen. Sie wurden zu N-pentafluoropropionyl-isopropyl-Estern derivatisiert, über eine chirale Säule gaschromatographisch aufgetrennt und massenspektrometrisch detektiert (Amelung und Zhang, 2001). Racemisierungsreaktionen während der Hydrolyse ließen sich *in vitro* durch eine Markierung mit Deuterium zurückverfolgen (Amelung und Brodowski, 2002). Substanzspezifische Isotopenanalysen erfolgten am GC-C-IRMS (Glaser und Amelung, 2002).

## Ergebnisse und Diskussion

### Mikrobielle Rückstände

Insgesamt wurden 26 verschiedene Aminozucker in Mikroorganismen gefunden (Schleifer und Kandler, 1972), von denen sich 4 im Boden bestimmen ließen (Zhang und Amelung, 1996). Dies sind (1) Glucosamin, typisch für pilzliches Chitin, (2) Galactosamin und (3) Mannosamin, beide häufig in bakteriellen Ausscheidungsprodukten zu finden, und (4) Muraminsäure, ein eindeutiger Marker für bakterielle Zellwandbestandteile. Aus einzelnen Aminozuckern lässt sich deshalb, bis zu einem gewissen Grad, die Art der mikrobiellen N-Herkunft im Boden ableiten. Dagegen dient die Summe der Aminozucker als Indikator dafür, in welchem Ausmaß Mikroorganismen N in ihren Rückständen sequestriert haben (Amelung, 2001). Nur diese Summe sei im Folgenden betrachtet.

Die Verteilung der Aminozucker entlang von Bodentransekten zeigte keinen linearen Zusammenhang zu Klimaelementen. Mit zunehmender Jahrestemperatur und Verkürzung der Frostperioden wird organisches Material zunehmend zersetzt

(Jenny, 1941; Amelung et al., 1998a). Als Folge davon bauen Mikroorganismen vermehrt N in intakte Zellwandrückstände ein. Die auf C-normierten Aminozucker-Gehalte nahmen deshalb zu, allerdings nur in Böden, die im Winter nicht zufrieren (Abb. 1). Oberhalb einer Jahresmitteltemperatur von 12–15°C sank der Beitrag mikrobieller Rückstände zum N-Gehalt, vermutlich weil Mikroorganismen diese mangels anderer Substrate verstärkt mineralisierten (Amelung et al., 1999). Anhand der Aminozucker-Analytik ließ sich somit nachweisen, dass sich die N-Dynamik im Norden und Süden der Prärie unterscheidet.

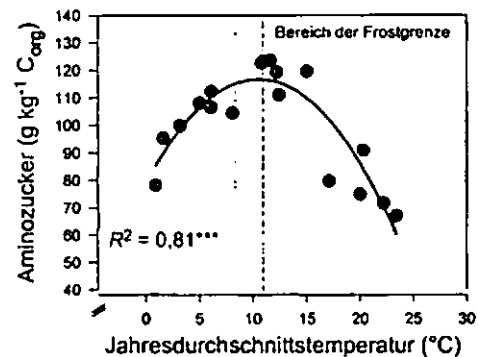


Abb. 1. Aminozucker-Konzentration in Oberböden (0-10cm) der nordamerikanischen Prärie in Relation zur mittleren Jahrestemperatur (aus Amelung et al., 1999, verändert).

Werden die Aminozucker-Gehalte nicht auf C, sondern auf N normiert, bleibt o.g. parabolischer Zusammenhang tendenziell erhalten. Im Vergleich zu den naturbelassenen Standorten zeigen direkt benachbarte, seit über 50 Jahren ackergerutzte Flächen jedoch einen Rückgang der Aminozucker-Konzentrationen. Mit dem Verlust an C und N verlieren Ackerböden damit auch zunehmend ihre Fähigkeit, N in mikrobiellen Rückständen zu sequestrieren. Dieser Effekt ist stärker ausgeprägt, wenn das Klima wärmer ist (Abb. 2).

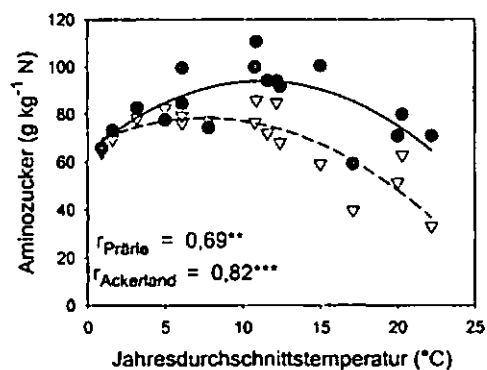


Abb. 2. Beitrag von Aminozuckern zum Gesamt-N-Gehalt in naturbelassenen (schwarze Kreise) und langjährig ackergerutzten (weiße Dreiecke) Oberböden (0-10 cm) der nordamerikanischen Prärie in Abhängigkeit von der mittleren Jahrestemperatur (Daten aus Zhang et al., 1997; Amelung et al., 1999).

Verluste mikrobiell sequestrierten Stickstoffs durch Ackernutzung können sehr rasch erfolgen, wie Untersuchungen in der südafrikanischen Savanne (mittlere Jahrestemperatur 13,8–16,6°C) zeigten. Der biexponentielle Kurvenverlauf lässt darauf schließen, dass analog zum Gesamt-N auch mikrobielle Rückstände in labilen und stabilen Fraktionen im Boden vorliegen (Abb. 3). Bereits nach ca. 10 Jahren Dauerackernutzung war der labile Pool weitgehend verbraucht, die Aminosucker-Konzentration näherte sich einem neuen Niveau. Dessen Verlusten wurden durch den stabilen Pool der mikrobiellen Rückstände kontrolliert (Abb. 3).

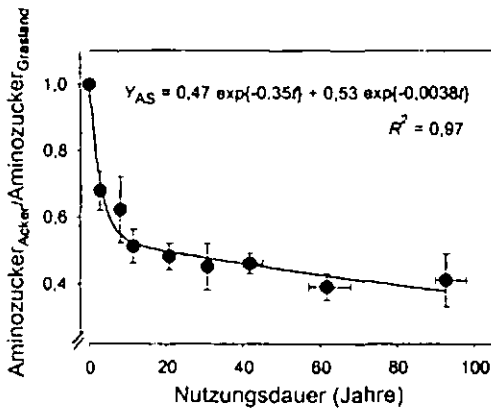


Abb. 3. Rückgang der Aminosucker-Gehalte in der südafrikanischen Savanne (0-20 cm) mit fortschreitender Ackernutzungsdauer (aus Amelung et al., 2002, verändert).

Der Verlust an mikrobiellen Rückständen ist reversibel. Renaturierung ehemals degradierten Präriestandorte, im Rahmen des sog. *Conservation Reserve Program (CRP)*, führte dazu, dass (anders als Gesamt-N) in 6-10 Jahren ca. 25% des ehemaligen Vorrats an mikrobiellen Rückständen wieder aufgebaut wurden. Dies führte zu einem signifikanten Anstieg der auf N-normierten Aminosucker-Konzentration (Abb. 4).

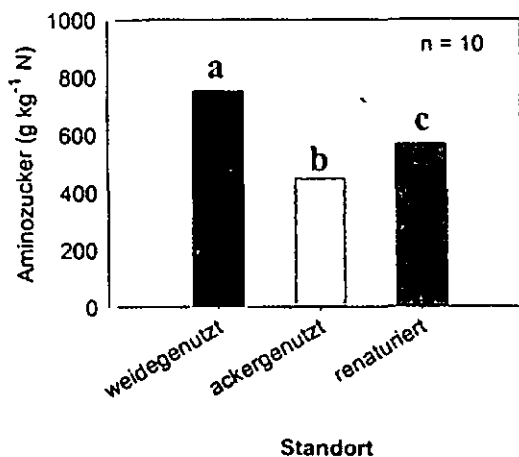


Abb. 4. Mittlere Aminosucker-Konzentration in naturbelassenen (weidegenutzten), langjährig Ackergenutzten (> 80 Jahre) und renaturierten (6-10 Jahre CRP) Standorten der nordamerikanischen Prärie (0-5 cm; aus Amelung et al., 2001, verändert).

Zusammenfassend gilt, dass Aminosucker einen N-Pool aus mikrobiellen Rückständen kennzeichnen, der auf Klima- und Landnutzungsänderungen reagiert. Ein tiefer Einblick in die Mechanismen und insbesondere die Raten der N-Dynamik gelingt jedoch mit Hilfe der Aminosucker-Bestimmung nicht. Die Methode erlaubt nämlich keine Aussage zur Verweilzeit von organisch gebundenem N im Boden.

### Alterung organischer N-Verbindungen

Hintergrund für die Überlegung, Aminosäure-Enantiomere als Altersmarker zu verwenden, ist die Erkenntnis, dass zur Proteinbiosynthese während der Translation ausschließlich Aminosäuren in ihrer L-Konfiguration verwendet werden. Leben ist damit quasi homochiral (vgl. Bonner, 1998), alle organischen Zellen bestehen bezüglich ihrer Proteingamitur ausschließlich aus L-Aminosäuren. Diese können jedoch langsam zur D-Form racemisieren (Abb. 5). Ist die Rate der Racemisierung bekannt, lässt sich aus der Konzentration des D-Enantiomers die Dauer berechnen, welche zu seiner Bildung nötig war. Die Konzentration eines D-Enantiomers kann deshalb ein Maß für das Alter metabolisch stabiler Proteine sein. Bekanntestes Beispiel hierfür ist eine Altersdatierung des menschlichen Dentins mittels D-Aspartat (Bada, 1984).

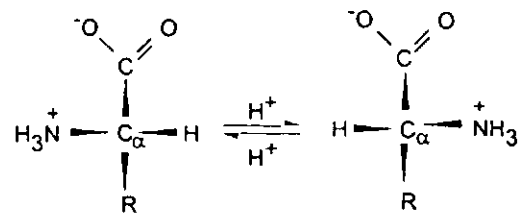


Abb. 5. Racemisierung einer Aminosäure

Anders als in geschlossenen Systemen müssen zur Altersdatierung mittels Aminosäuren in der Natur zusätzliche Quellen berücksichtigt werden. So findet sich eine Vielzahl von D-Aminosäuren in multi-enzymatischen Komplexen, Antibiotika, antimikrobiellen Peptiden oder in Nebenprodukten von Reparationsreaktionen (Nagata et al., 1998; Mignogna et al., 1998; Ingrosso und Perna, 1998). Sie alle treten jedoch in freier oder wasserlöslicher Form auf, sodass sich diese Quellen vor der Analyse durch Extraktion mit kalter HCl (1 M) entfernen konnte (entsprechend Empfehlungen von Kvenvolden und Peterson, 1970). Übrig blieben a) D-Aminosäuren, die als Bestandteil des Peptidoglycans bakterielle Zellwände vor zelleigenen Proteasen schützen (D-Alanin und D-Glutamat), b) D-Aminosäuren, die rasch während der Zellalterung entstehen (z. B. D-Aspartat) und c) Artefakte. Auf Letztere komme ich später zurück.

Nach Einarbeitung der methodischen Grundlagen musste zunächst geprüft werden, ob D-Aspartat wirklich, wie vermutet, unterschiedlich altes organi-

ches Material im Boden anzuzeigen vermag. Die Untersuchung fossiler Bodenhorizonte unterschiedlicher Moränen-Vorstöße im Tianshan, Kirgisien, bestätigte in der Tat: Je älter die organische Bodensubstanz war, desto weiter war das D/L-Verhältnis von Asparaginsäure vorangeschritten (aufgetragen in logarithmischer Form entsprechend der Racemisierungsgleichung für eine Kinetik 1. Ordnung reversibler Reaktionen; Abb. 6). Der D-Gehalt von Alanin zeigte keine Beziehung zum  $^{14}\text{C}$ -Alter der Proben (Abb. 6).

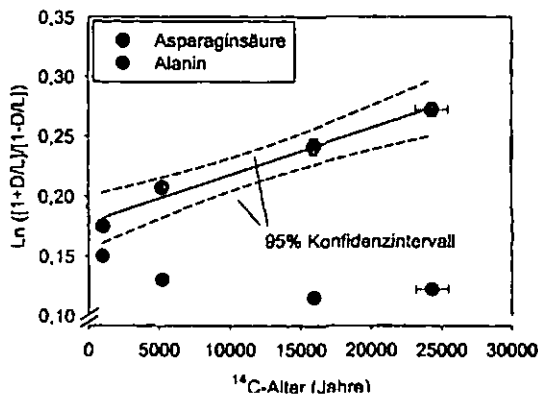


Abb. 6. Racemierungsgrad von Asparaginsäure und Alanin abhängig vom  $^{14}\text{C}$ -Alter fossiler Horizonte im Hochgebirge des Tianshan, Kirgisien.

Aus o.g. Feststellungen folgt noch nicht, dass über D-Asparaginsäure eine N-Altersdatierung im Boden möglich ist. Die Böden im Tianshan sind mikrobiell weitgehend inaktiv; dort beträgt die mittlere Jahrestemperatur nur  $-4,1^\circ\text{C}$ . Um zu prüfen, ob der D-Gehalt von Aminosäuren auch in mikrobiell aktiven Standorten mit dem Alter der organischen Bodensubstanz korreliert, wurden die Analysen auf entsprechende Standorte ausgedehnt (Bol et al., 1999): Im *Moor House Nature Reserve* (UK) führte in gut belüfteten *Placic Aquods* erhöhte  $\text{CO}_2$ -Produktion zu einem  $^{14}\text{C}$ -Altersgradienten von 0-3000 Jahren in den oberen 20 cm Profiltiefe. In kleinen Senken, direkt benachbart und auf gleichem Ausgangssubstrat fanden sich *Typic Humaquepts*, die aufgrund des Grundwassereinflusses nur geringe mikrobielle Aktivität besitzen ( $^{14}\text{C}$ -Altersgradient 0-11000 Jahre im gleichen Tiefenintervall).

Mit zunehmendem Alter der organischen Bodensubstanz, d. h. mit zunehmender Streuzersetzung und Humifizierung, stieg der D-Gehalt von Alanin an (Abb. 7). Offenbar werden mit erhöhtem mikrobiellen Recycling des Boden-N bakterielle Peptidoglycan-Rückstände selektiv angereichert. Im Peptidoglycan ist D-Alanin über verschiedene Aminosäuren mit Muraminsäure verknüpft. Im intakten Peptidoglycan sind die Verhältnisse von D-Alanin-N und Muraminsäure-N deshalb i. Allg. 1:1 (w/w). Dieses Verhältnis findet sich auch in den Bodenprofilen wieder: Sowohl D-Alanin-N als auch Muraminsäure-N zeigen einen ähnlichen Tiefenverlauf (Abb. 8). Folglich finden sich keine Hinweise, die auf einen unvollständigen Abbau des

Peptidoglycans schließen lassen (z. B. selektive Mineralisation der in freier Form relativ instabilen Muraminsäure). Das im Boden konservierte Peptidoglycan muss also intakt sein. Möglicherweise sind deshalb auch andere Strukturen noch in intakter Form im Profil vorhanden. Wenn es aber intakte, also metabolisch stabile, Strukturen gibt, dann besteht auch die Möglichkeit, dass sie altern. Deshalb bestimmte ich als nächstes den Altersmarker D-Asparaginsäure.

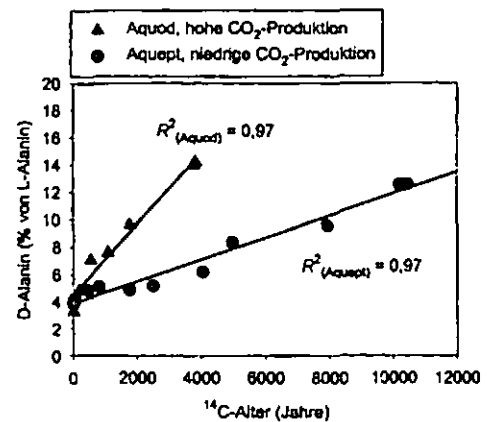


Abb. 7. Der D-Gehalt von Alanin korrelierte mit dem  $^{14}\text{C}$ -Alter der organischen Bodensubstanz (Daten aus zwei verschiedenen Bodenprofilen des *Moor House Nature Reserve*, UK).

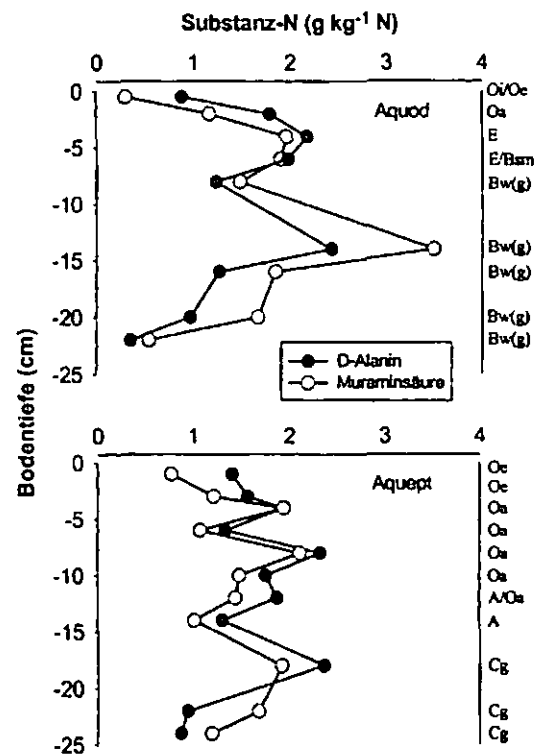


Abb. 8. Tiefenverteilung von D-Alanin-N und Muraminsäure-N in zwei verschiedenen Bodenprofilen des *Moor House Nature Reserve*, UK.

Die Bestimmung der Enantiomeren-Zusammensetzung von Asparaginsäure bestätigte die Vermutung, dass auch im belebten Boden Zellstrukturen altern. Denn auch der D-Gehalt von Asparaginsäure nahm mit zunehmender Bodentiefe und zunehmen-



dem Alter des organischen Materials zu, allerdings mit unterschiedlicher Geschwindigkeit in den beiden Böden (Abb. 9). Anscheinend beschleunigte die Anwesenheit von Mikroorganismen die Racemisierung von Asparaginsäure (s. a. Child et al., 1993). D-Asparaginsäure eignet sich deshalb nicht zur absoluten N-Altersdatierung, sondern ist nur ein relativer Marker für die unterschiedliche Verweilzeit des  $N_{org}$  in einem bestimmten Boden.

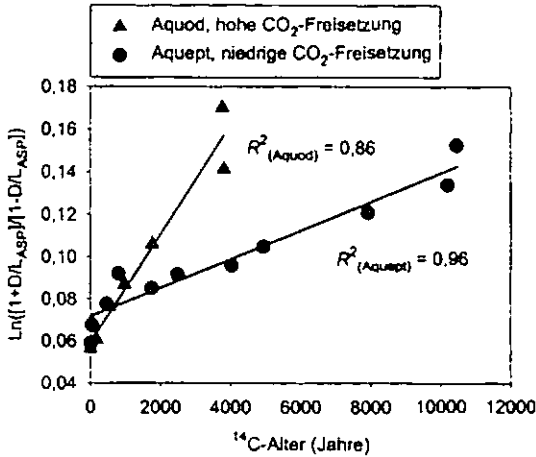


Abb. 9. Racemisierung von Asparaginsäure in zwei verschiedenen Bodenprofilen des *Moor House Nature Reserve*, UK.

Eine bislang wenig beachtete, da analytisch bisher nicht zugängliche, D-Aminosäure ist D-Lysin. D-Lysin besitzt keinen nachweisbaren Nährwert und wird auch nicht durch D-Aminosäure-Oxidasen abgebaut (Friedman, 1999). Das heißt, einmal entstandenes D-Lysin ist quasi gezwungen zu akkumulieren. In den Bodenprofilen stieg der D-Gehalt von Lysin mit zunehmendem Alter der organischen Bodensubstanz an. Im Gegensatz zu Asparaginsäure erfolgte dieser Anstieg allerdings nicht mehr mit unterschiedlichen Raten (Abb. 10). Die Anwesenheit von Mikroorganismen besaß also keinen Einfluss auf die Racemisierung von D-Lysin, d. h., sie erfolgte abiotisch, trotz belebter Umwelt. D-Lysin ist somit potenziell sogar für eine abiotische Altersdatierung von  $N_{org}$  geeignet.

Eine abiotische Racemisierung von D-Lysin kann nicht erklären, warum der Y-Achsenabschnitt in Abb. 10 von Null verschieden ist. Dies warf die Frage auf, ob die detektierten D-Aminosäuren wirklich real im Boden vorhanden waren, oder ob sie während der Probenaufbereitung entstanden sind. Letztere Befürchtung ist dadurch begründet, dass die Racemisierung von Aminosäuren allgemein durch hohe Temperaturen und niedrige pH-Werte katalysiert wird (Bada, 1985). Dies sind Bedingungen, welche während der Hydrolyse (105°C, 6 M HCl) in idealer Weise vorhanden sind.

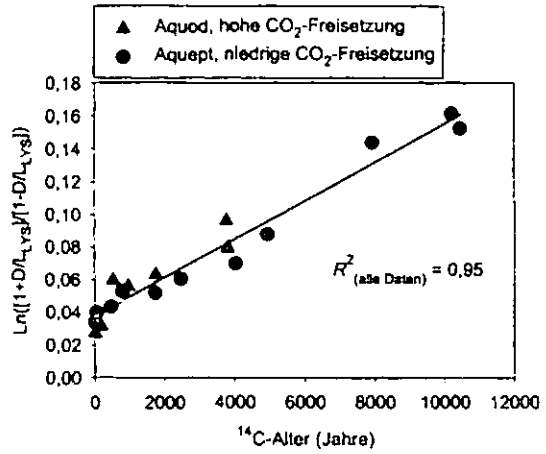


Abb. 10. Racemisierung von Lysin in zwei verschiedenen Bodenprofilen des *Moor House Nature Reserve*, UK.

Während der Racemisierung einer Aminosäure wird das Proton am  $C_{\alpha}$ -Atom ausgetauscht. Im deuterierten Medium gibt eine racemisierende Aminosäure zwar ein Proton ab, kann jedoch nur ein Deuterium-Ion aufnehmen. Dadurch steigt das Molekulargewicht um eine atomare Masseneinheit. Aus der Massenverschiebung lässt sich berechnen, welchen Beitrag methodeninduzierte Racemisierungen zur insgesamt bestimmten D-Aminosäure-Konzentration leisten (Details in Amelung und Brodowski, 2002). Die Anwendung dieses Verfahrens auf fünf ausgewählte Proben des *Aquods* zeigte, dass hydrolyseinduzierte Racemisierungen für Asparaginsäure und Alanin im Probenkollektiv vernachlässigt werden können (Abb. 11). Dagegen wurden andere Aminosäuren, wie D-Prolin, nahezu vollständig während der Probenaufbereitung produziert (Abb. 11). D-Prolin wird zur Altersdatierung von Mumien vorgeschlagen (Lubec und Lubec, 1993). Für Böden ist D-Prolin als geochronologischer Marker jedoch völlig ungeeignet.

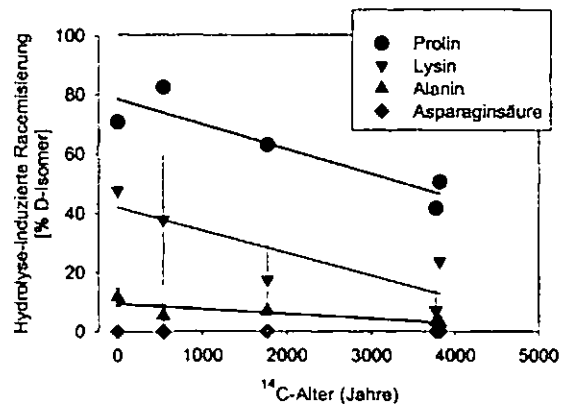


Abb. 11. Hydrolyseinduzierte Racemisierung von Aminosäuren in ausgewählten Proben des *Aquods*.

Für D-Lysin zeigte sich, dass im rezenten Material in der Tat ein signifikanter Anteil während der Aufarbeitung entsteht (Abb. 11). Durch methodeninduzierte Racemisierungen kann damit

weitgehend erklärt werden, warum der Y-Achsenabschnitt in Abb. 10 von Null verschieden ist. Mit zunehmendem Alter der organischen Bodensubstanz sinkt jedoch der Beitrag hydrolyseinduzierter Racemisierungen zum D-Lysin-Gehalt. Die Produktion von D-Lysin im Boden ist folglich kein Artefakt, sondern sie ist real und damit interpretierbar. Doch wie lässt sich nun nachweisen, dass die Bildung von D-Lysin im Boden wirklich abiotisch erfolgt?

Abiotische Racemisierungen führen in der Regel zu keiner nennenswerten Isotopendiskriminierung. So sind die natürlichen <sup>13</sup>C-Isotopenhäufigkeiten ( $\delta^{13}\text{C}$ -Werte) der D- und L-Formen vollständig racemisierter Aminosäuregemische gleich, wie Engel et al. (1990) für extraterrestrische Aminosäuren im Murchison Meteoriten belegten. Dagegen führen nahezu alle mikrobiellen und enzymatischen Reaktionen zu einer Diskriminierung des schwereren <sup>13</sup>C-Isotops (Balesdent und Mariotti, 1996). Wenn eine D-Aminosäure also durch Mikroorganismen oder Enzymtätigkeit entsteht, ist zu erwarten, dass sich auch der  $\delta^{13}\text{C}$ -Wert der beiden Enantiomere unterscheidet. Dies lässt sich auch für D- und L-Alanin bzw. für D- und L-Asparaginsäure nachweisen, nicht aber für D- und L-Lysin (Tabelle 1). Damit stützen die substanzspezifischen Isotopenanalysen die Hypothese, dass D-Lysin in den untersuchten Böden wirklich abiotisch entstanden ist.

Tabelle 1.  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte (‰) von Aminosäure-Enantiomeren im Unterboden des Aquod, 3800 Jahre alt.

	D-Form	L-Form	Herkunft der D-Form
Alanin	-16,5 (1,4)	-22,6 (0,2)	Peptidoglycan
Asparaginsäure	-27,1 (1,9)	-44,8 (1,3)	mikrobiell induziert
Lysin	-27,0 (1,3)	-31,2 (1,8)	abiotisch racemisiert

Aufgrund dieser Ergebnisse ließ sich nun die Frage prüfen, welchen Einfluss z. B. Klima und Landnutzung auf Transformation und Alterung von N-Rückständen im Boden haben. Die Bestimmung der Aminosäure-Enantiomere, in den Boden transekten entlang unterschiedlichen Klimaten, bestätigte zunächst, dass auch in den Prärieböden die Konzentrationen von D-Alanin-N denen von Muraminsäure-N entsprachen. Folglich wird ebenfalls in diesen Böden Peptidoglycan intakt konserviert. Aufgrund der Verwandtheit der beiden Biomarker korrelierten, analog zur Summenkonzentration der Aminosäuren, auch die D-Alanin-N-Anteile parabolisch mit der Jahresmitteltemperatur ( $r^2 = 0,74$ ; Daten nicht gezeigt). Einflüsse des Klimas auf die Alterung des  $N_{\text{org}}$  ließen sich dagegen im Rahmen der Messgenauigkeit nicht nachweisen. Das über die Racemisierung von Lysin

geschätzte mittlere Alter der organischen Verbindungen in den Mollisols lieferte mit 120 Jahren gute Übereinstimmung mit Literaturdaten (0-200 Jahre; Paul et al., 1997).

Für die langjährig genutzten Ackerstandorte Südafrikas lagen keine <sup>14</sup>C-Datierungen vor. Ein Vergleich mit Altersdatierungen über die Racemisierung von Lysin ist deshalb nicht möglich. Eine systematische Änderung des D/L-Verhältnisses von Lysin mit zunehmender Nutzungsdauer ließ sich nicht feststellen. Grünlandumbruch führte allerdings zu einem raschen Anstieg des D-Gehaltes von Alanin, und zwar sowohl im Gesamtboden (Daten nicht gezeigt) als auch für die Tonfraktion (Abb. 12). Wir werten dies als Ausdruck eines zunehmenden N-Recyclings durch die mikrobielle Biomasse. Während der Mineralisation von L-Alanin-reicher Pflanzenstreu wird vermutlich D-Alanin-haltiges Peptidoglycan produziert. Dieses wird, aufgrund der hemmenden Wirkung des D-Enantiomers auf Proteasen (Voet und Voet, 1995), weniger rasch als pflanzliche Streu abgebaut. Ein Anstieg des D/L-Verhältnisses von Alanin mit zunehmendem Humusabbau wurde auch in den Bodenprofilen des Moor House Nature Reserve beobachtet (Abb. 7).

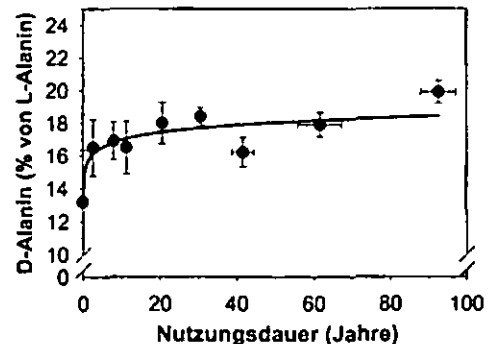


Abb. 12. Änderung des D-Gehaltes von Alanin in der Tonfraktion südafrikanischer Savannenböden (0-20 cm) mit zunehmender Nutzungsdauer (aus Brodowski et al., 2003, verändert).

Im Gegensatz zu D-Alanin war in den Savannenstandorte vermehrt D-Asparaginsäure vorhanden. Offensichtlich wirken in den weidegenutzten, aber ansonsten naturbelassenen Standorten, noch Mechanismen, die eine (biotische) Alterung von  $N_{\text{org}}$  ermöglichen. Infolge Grünlandumbruchs nahm der D-Gehalt von Asparaginsäure allerdings rasch ab und erholte sich mit fortschreitender Nutzungsdauer auch nicht mehr auf das Ausgangsniveau (Abb. 13). Grünlandumbruch führte damit zu einem irreparablen Verlust (biotisch) gealterter N-Reserven. Warum ähnliche Effekte nicht auch für D-Lysin-haltige Strukturen zu beobachten waren, bleibt unklar. Möglicherweise sind in die abiotische Alterung andere, besser geschützte Moleküle involviert als in die biotische Alterung Asparaginsäurehaltiger Zellstrukturen. Die Identifikation der D-

Lysin-haltigen, abiotisch alternden N-Strukturen bedarf deshalb weiterer Aufmerksamkeit.

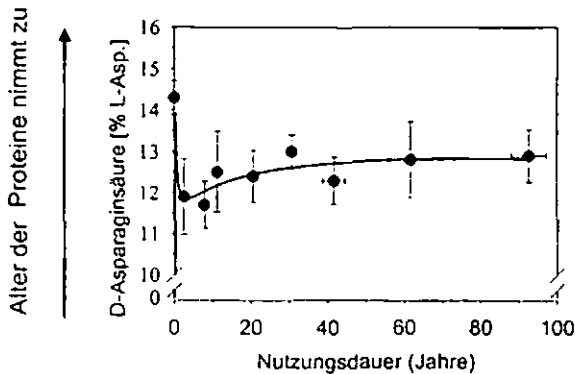


Abb. 13. Änderung des D-Gehaltes von Asparaginsäure in der Tonfraktion südafrikanischer Savannenböden (0-20 cm) mit zunehmender Nutzungsdauer (aus Brodowski et al., 2003, verändert).

Zusammenfassend gilt, dass die Bestimmung von Aminosäure-Enantiomeren einen tieferen Einblick in die  $N_{org}$ -Dynamik im Boden liefert als die Aminosucker-Bestimmung allein. D-Alanin und D-Glutaminsäure sind zusätzliche Marker für bakterielles Peptidoglycan. Der D-Gehalt von Asparaginsäure lässt sich als relativer Marker für eine biotisch induzierbare Alterung des  $N_{org}$  verwenden. Dagegen scheint D-Lysin ein neuer Marker für abiotisch gealterten  $N_{org}$  im Boden zu sein. Die Racemisierungsrate von Lysin beträgt  $6,9 \times 10^{-6}$  Jahre in den beiden Böden. Demnach dauert es ungefähr 90 000 Jahre bis die Racemisierung von Lysin ein Gleichgewicht erreicht. Theoretisch bestünde dadurch die Möglichkeit, organisches Material über den Zeithorizont der Radiocarbonmethode hinaus (er beträgt nur ca. 40 000 Jahre; Trumbore, 1996) datieren zu können. Derzeit suche ich nach solchen alten Proben.

### Schlussfolgerungen

Die mikrobielle Herkunft des  $N_{org}$  im Boden lässt sich durch Bestimmung von Aminosuckern ermitteln. Hinweise auf biotische und abiotische Alterungsprozesse bietet die Analyse von Aminosäure-Enantiomeren. Die Anwendung beider Methoden auf unterschiedliche Probenkollektive zeigte, dass Peptidoglycan im Boden intakt konserviert wird. Ein unvollständiger Abbau dieser  $N_{org}$ -Strukturen ließ sich nicht nachweisen, d. h. Mikroorganismen bauen eine ihnen zugängliche N-Quelle entweder vollständig ab oder gar nicht. Während des Abbaus kommt es abhängig von Klima und Landnutzung zu einer temporären Sequestrierung des N in mikrobiellen Rückständen. In naturbelassenen Böden altern die nicht-verwerteten  $N_{org}$ -Strukturen biotisch und abiotisch. Während sich aber Ab- und Umbau von  $N_{org}$  normalerweise innerhalb eines Jahres vollziehen, kann es Jahre bis Jahrzehnte

dauern, bis signifikante Änderungen des Pools mikrobiell sequestrierter Stickstoffs detektierbar sind. Dagegen erstreckt sich die Alterung von Proteinen und Oligopeptiden über Jahrhunderte bis Jahrtausende. Somit gibt es allem Anschein nach auch heute noch N-Strukturen im Boden, die seit der letzten Eiszeit nicht am N-Kreislauf teilgenommen haben – trotz häufigen N-Mangels in der terrestrischen Umwelt.

### Dank

R. Bol, S. Brodowski, H. Ciglasch, K.W. Flach, R.F. Follett, B. Glaser, J. Kimble, B. Koppenhöfer, I. Lobe, C.C. du Preez, S. Samson-Liebig, W. Zech und X. Zhang danke ich für die gute Kooperation, Gutachern für konstruktive Anregungen und dem USDA-NRCS sowie der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG Am 134/1-1,3; 134/2-4, Ze 154/22-1,2) für finanzielle Unterstützung.

### Literatur

- Amelung, W. 2001. Methods using amino sugars as markers for microbial residues in soil. p. 233-270 In R. Lal, J.M. Kimble, R.F. Follett und B.A. Stewart (eds): Assessment methods for soil carbon pools. Adv. Soil Sci., CRC/Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Amelung, W. und S. Brodowski. 2002. In vitro quantification of hydrolysis-induced racemization of amino acid enantiomers in environmental samples using deuterium labeling and electron-impact ionization mass spectrometry. Anal. Chem. 74: 3239-3246.
- Amelung, W. und X. Zhang. 2001. Determination of amino acid enantiomers in soils. Soil Biol. Biochem. 33: 553-562.
- Amelung, W., K.W. Flach und W. Zech. 1998a. Climatic effects on C pools of native and cultivated prairie. Adv. GeoEcol. 31: 217-225.
- Amelung, W., W. Zech, X. Zhang, R.F. Follett, H. Tiessen, E. Knox und K.-W. Flach. 1998b. Carbon, nitrogen, and sulfur pools in particle size fractions as influenced by climate. Soil Sci. Soc. Am. J. 62: 172-181.
- Amelung, W., X. Zhang, K.-W. Flach und W. Zech. 1999. Amino sugars in native grassland soils along a climosequence in North America. Soil Sci. Soc. Am. J. 63: 86-92.
- Amelung, W., J.M. Kimble, S. Samson-Liebig und R.F. Follett. 2001. Restoration of microbial residues in soils of the Conservation Reserve Program. Soil Sci. Soc. Am. J. 65: 1704-1709.
- Amelung, W., I. Lobe und C.C. Du Preez. 2002. Fate of microbial residues in sandy soils of South African Highveld as influenced by prolonged arable cropping. Eur. J. Soil Sci. 53: 29-35.
- Bada, J.L. 1984. In vivo racemization in mammalian proteins. Methods Enzymol. 106: 98-115.
- Bada, J.L. 1985. Racemization of amino acids. p. 399-414 In G.C. Barrett (ed.): Chemistry and Biochemistry of Amino Acids. Chapman and Hall, London, New York.

- Balesdent, J. und A. Mariotti. 1996. Measurement of soil organic matter turnover using  $^{13}\text{C}$  natural abundance. p. 83-111 *In* T.W. Boutton und S.-I. Yamasaki (eds): *Mass Spectrometry of Soils*. Marcel Dekker, New York.
- Bol, R.A., D.D. Karkness, Y. Huang und D.M. Howard. 1999. The influence of soil processes in carbon isotope distribution and turnover in the British uplands. *Eur. J. Soil Sci.* 50: 41-51.
- Bonner, W.A. 1998. Homochirality and life. p. 145-188 *In* P. Jollès (ed.): *D-amino acids in sequences of secreted peptides of multicellular organisms*. Birkhäuser-Verlag, Basel, CH.
- Brodowski, S., W. Amelung, S. I. Lobe und C.C. Du Preez. 2003. Losses and biogeochemical cycling of soil organic nitrogen with prolonged arable cropping in the South African Highveld - evidence from D- and L-amino acids. *Biogeochem.*, im Druck.
- Campbell, C.A., B.H. Ellert und Y.W. Jame. 1993. Nitrogen mineralization potential in soils. p. 341-351 *In* M.R. Carter (ed.): *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Child, A.M., R.D. Gillard und A.M. Pollard. 1993. Microbially-induced promotion of amino acid racemization in bone: Isolation of the microorganisms and the detection of their enzymes. *J. Archaeol. Sci.* 20: 159-168.
- Engel, M.H., S.A. Macko und J.A. Silfer. 1990. Carbon isotope composition of individual amino acids in the Murchison meteorite. *Nature* 348: 47-49.
- Friedman, M. 1999. Chemistry, nutrition and microbiology of D-amino acids. *J. Agric. Food Chem.* 47: 3457-3479.
- Glaser, B. und W. Amelung. 2002. Determination of  $^{13}\text{C}$  natural abundance of amino acid enantiomers in soil - methodological considerations and first results. *Rapid Comm. Mass Spec.* 16: 891-898.
- Ingrosso, D. und A.F. Perna. 1998. D-amino acids in aging erythrocytes. p. 119-141 *In* P. Jollès (ed.): *D-amino acids in sequences of secreted peptides of multicellular organisms*. Birkhäuser-Verlag, Basel, CH.
- Jenny, H. 1941. *Factors of soil formation*. McGraw-Hill, New York.
- Knicker, H. und I. Kögel-Knabner. 1998. Soil organic nitrogen formation examined by means of NMR spectroscopy. p. 339-356 *In* B.A. Stankiewicz und P.F. van Bergen (eds): *Nitrogen-Containing Macromolecules in the Bio- and Geosphere*. ACS Symposium Series 707, ACS, Washington, D.C.
- Kvenvolden, K. und E. Peterson. 1970. Racemization of amino acids in sediments from Saanich inlet, British Columbia. *Science* 169: 1079-1082.
- Lobe, I., W. Amelung und C.C. Du Preez. 2001. Losses of carbon and nitrogen with prolonged arable cropping from sandy soils of the South African Highveld. *Eur. J. Soil Sci.* 52: 93-101.
- Lubec, G., and B. Lubec. 1993. Racemization rates of amino acids for dating ancient samples. *Amino Acids* 4: 1-3.
- Mignogna, G., M. Simmaco und D. Barra. 1998. Occurrence and function of D-amino acids-containing peptides and proteins: Antimicrobial peptides. p. 29-36 *In* P. Jollès (ed.): *D-amino acids in sequences of secreted peptides of multicellular organisms*. Birkhäuser-Verlag, Basel, CH.
- Nagata, Y., T. Fujiwara, K. Kawaguchi-Nagata, Y. Fukumori und T. Yamanaka. 1998. Occurrence of peptidyl-D-amino acids in soluble fractions of several eubacteria, archaea and eukaryotes. *Biochim. Biophys. Acta* 1379: 76-82.
- Nicolardot, B. und J.A.E. Molina. 1994. C and N fluxes between pools of soil organic matter: model calibration with long-term field experimental data. *Soil Biol. Biochem.* 26: 245-251.
- Pansu, M., Z. Sallih und P. Bottner. 1998. Modelling of soil organic nitrogen forms after organic amendmends under controlled conditions. *Soil Biol. Biochem.* 30: 19-29.
- Paul, E.A., R.F. Follett, S.W. Leavitt, A. Halvorson, G.A. Peterson und D.D. Lyon. 1997. Radiocarbon dating for determination of soil organic matter pool sizes and dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 1058-1067.
- Schleifer, K.H. und O. Kandler. 1972. Peptidoglycan types of bacterial cell walls and their taxonomic implications. *Bacteriol. Rev.* 36: 407-477.
- Thompson, R.B. und I.R.B. Fillery. 2002. Mineralisation of nitrogen contained in mature subterranean clover, capeweed and annual ryegrass, and subsequent nitrogen use by wheat in dryland farming systems in Southern Australia. *Austr. J. Soil Res.* 40: 299-315.
- Trumbore, S.E. 1996. Applications of accelerator mass spectrometry to soil science. p. 311-340 *In* T.W. Boutton, and S.I. Yamasaki (eds): *Mass spectrometry of soils*. Marcel Dekker, New York.
- Voet, D. und J.G. Voet. 1995. *Biochemistry*. John Wiley & Sons Ltd., New York.
- Zech W., B. Glaser, A. Ni, M. Petrov und I. Lemzin. 2000. Soils as indicators of the Pleistocene and Holocene landscape evolution in the Alay Range (Kyrgystan). *Quart. Internat.* 65/66: 161-169.
- Zhang, X. und W. Amelung. 1996. Gas chromatographic determination of muramic acid, glucosamine, mannosamine, and galactosamine in soils. *Soil Biol. Biochem.* 28: 1201-1206.
- Zhang, X., W. Amelung, Y. Yuan und W. Zech. 1997. Amino sugars in soils of the North American cultivated prairie. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 160: 533-538.

# Strukturbildung in der mineralischen Komponente von Deponiedichtungen

Bauer B., Taubner H. und Tippkötter R<sup>1</sup>

## 1. Einführung

Für die Ausprägung von Grobporenstrukturen in mineralischen Oberflächendichtungen ist der Einbauwassergehalt von zentraler Bedeutung und somit wesentlicher Diskussionspunkt der aktuellen Deponiebaupraxis (Ramke et al.). Beim Einbau auf dem trockenen Ast der Proctorkurve können infolge unvollständiger mechanischer Verdichtung primäre Grobporen im Dichtungskörper verbleiben. Beim Einbau auf dem nassen Ast besteht hingegen die Gefahr der sekundären Grobporen- bzw. Schrumpfrissbildung durch hydraulische Weiterverdichtung.

## 2. Methodik

Mit einem gegenüber der DIN 18127 veränderten Proctorversuch werden mineralische Substrate mechanisch und hydraulisch verdichtet (Bauer et al., 2001a).

In w-ρ-Diagrammen dargestellt ergeben sich aus der Versuchsdurchführung Kurvenpaare aus jeweils einer Proctorkurve der mechanischen Verdichtungsfähigkeit und einer Schrumpfkurve der hydraulischen Verdichtungsfähigkeit (Abb. 1).

Die Variation der Schlagzahlen (Bauer et al., 2001b) führt zu Scharen von Proctor- bzw. Schrumpfkurven, deren einzelne Äste als ρ<sub>M</sub>- bzw. als ρ<sub>H</sub>-Isoenergeten, als Linien gleicher mechanischer bzw. hydraulischer Verdichtungsenergien bezeichnet werden. Die Gesamtheit der ρ<sub>M</sub>-Isoenergeten (Abb. 2) wird zu einer „Proctorfläche“ zusammengefasst (Abb. 3a).

Zur Analyse der Messergebnisse werden beliebige Koordinaten (w, ρ<sub>M</sub>) als Lagerungszustände definiert. Durch geeignete Interpolationsverfahren wird für jeden Lagerungszustand einer Proctorfläche

- a) eine experimentell. abgeleitete mechanische Verdichtungsenergie E<sub>v</sub> zugeordnet,
- b) das primäre und sekundäre Grobporenvolumen n<sub>POP</sub> und n<sub>OSP</sub> abgeleitet, indem die Sättigungslinie (primäres Grobporenvolumen, Abb. 3b) bzw. die ρ<sub>H</sub>-Isoenergeten (sekundäres Grobporenvolumen, Abb. 3c) als Bezugsobjekte gewählt werden.

## 3. Ergebnisse

Die Plastizität mineralischer Substrate beeinflusst nicht nur

das Maximum ihrer Proctorkurven (Hartge und Horn, 1999), sondern in komplexer Form den gesamten Verlauf ihrer „Proctorflächen“, wodurch eine detailliertere Darstellung des Einflusses erhalten wird, den die Plastizität auf

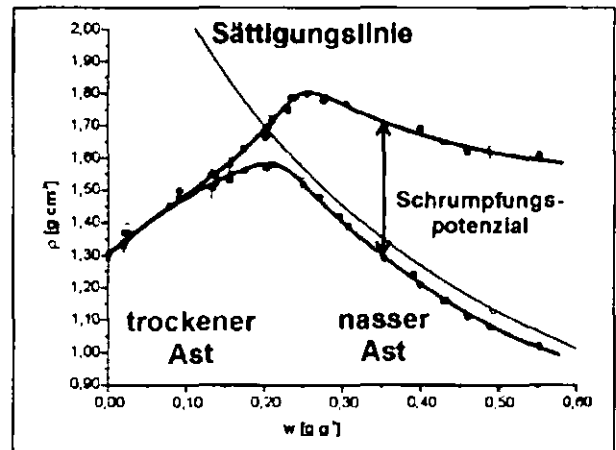


Abb. 1: Proctor- und Schrumpfkurve. Material: Securosol 3060.

die Verdichtungsfähigkeit mineralischer Substrate hat.

Die „Proctorflächen“ des leichtplastischen Schluffs UL und des extrem ausgeprägt plastischen Bentonits (TA), die sich in ihren plastischen Eigenschaften stark unterscheiden, haben nahezu keine gemeinsamen Schnittflächen (Abb. 4): Der Bentonit kann selbst mit höchsten mechanischen Verdichtungsenergien E<sub>v</sub> nicht zu Lagerungsdichten verdichtet werden, die der leichtplastische Schluff bereits in lockerster Lagerung einnimmt.

Die „Proctorflächen“ der mineralischen Substrate benachbarter Plastizitätsbereiche dagegen bilden jeweils Schnittflächen, die Lagerungszustände definieren, die von den verschiedenen Materialien gemeinsam eingenommen werden können. In ihrer Gesamtheit füllen die „Proctorflächen“ der vier Substrate unterschiedlicher Plastizität einen weiten Bereich des w-ρ-Diagramms.

Der charakteristische Verlauf der ρ<sub>M</sub>- und ρ<sub>H</sub>-Isoenergeten führt dazu, dass sich im Spektrum unterschiedlicher Ein-

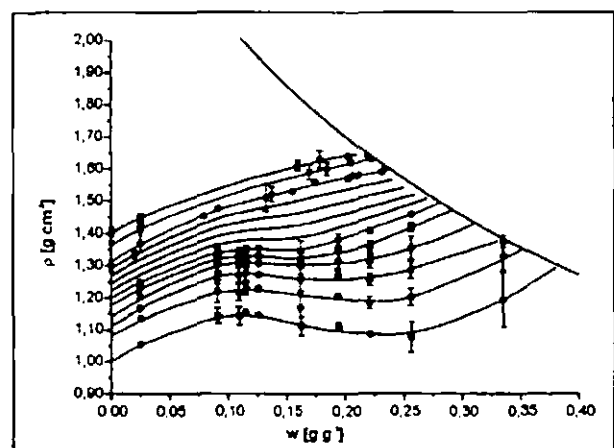


Abb. 2: ρ<sub>M</sub>-Isoenergetenschar. Material: Securosol 3060.

<sup>1</sup> Universität Bremen, Inst. f. Bodenkunde, UFT, Leobener Str., 28359 Bremen, boris.bauer@uni-bremen.de

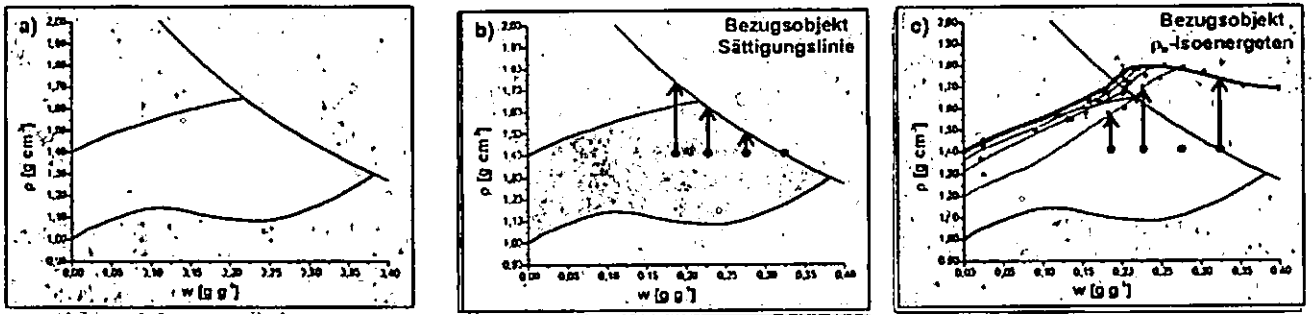


Abb. 3a: Ableitung von „Proctorflächen“ (siehe Abb. 1). Abb. 3b: Ableitung primärer Grobporenvolumina  $n_{pCP}$ . Abb. 3c: Ableitung sekundärer Grobporenvolumina  $n_{sCP}$ . Material: Secursol 3060.

bauwassergehalte primäre und sekundäre Grobporen in Abhängigkeit der Substrateigenschaften und der mechanischen Verdichtungsenergie  $E_a$  gegensinnig ausprägen, wie es Abb. 5 beispielhaft für den ausgeprägt plastischen Ton Secursol 3060 darstellt, der mit  $E_a = 2,65 \text{ MNm m}^{-3}$  mechanisch verdichtet wurde.

Das primäre Grobporenvolumen  $n_{pCP}$  nimmt mit zunehmenden Einbauwassergehalten stetig ab, das sekundäre Grobporenvolumen hingegen zu. Als Folge erreicht die Summe aus beiden Grobporenstrukturen, das potenzielle Grobporenvolumen  $n_{GP}$ , einen Minimalwert. Im Falle des Tons Secursol 3060 beträgt das minimale potenzielle Grobporenvolumen  $n_{p0} = 10,1 \text{ Vol\%}$  und wird bei einem Wassergehalt von  $w_{Mmax} = 22 \text{ Gew\%}$  erreicht, der rund 7 Gew% unterhalb der Ausrollgrenze  $w_p$  und rund 4 Gew% unterhalb  $w_{opt}$  nach DIN 18127 liegt.

#### 4. Fazit

Durch die experimentelle Bestimmung von „Proctorflächen“ wird die Darstellbarkeit von bodenmechanischen Eigenschaften mineralischer Substrate erweitert.

Praktische Anwendung kann das vorgestellte Verfahren z.B. bei der Ermittlung optimaler Einbauwassergehalte im Deponiebau finden. Wird das Schrumpfrissvolumen, das sich im Lebenszyklus eines Dichtungskörper maximal ausbilden kann, in der Grobporenbilanz berücksichtigt, verschiebt sich der optimale Einbauwassergehalt vom

nassen auf den trockenen Ast der Proctorkurve. Die genaue Ermittlung stellt eine Optimierungsaufgabe dar, bei der zwischen der Ausprägung primärer und sekundärer Grobporenstrukturen abgewogen werden muss.

#### 5. Literatur

Bauer B., Taubner H., Tippkötter R. (2001a): Messung der mechanischen und hydraulischen Verdichtungsfähigkeit von bindigen Substraten mit einem verbesserten Proctorversuch. Wasser & Boden, 53/6, 29-29.

Bauer B., Horn R., Tippkötter R. (2001b): Der Einfluss dynamischer Belastung auf die Verdichtungs- und Schrumpfungseigenschaften von Tonen. Mitt. dtsh. Bodenkundl. Gesell., 96/2, 583-595.

DIN 18127 (1997): Baugrund, Untersuchung von Bodenproben: Proctorversuch.

Hartge K. H., Horn R., (1999): Einführung in die Bodenphysik. Enke. 304 S.

Ramke H.-G., Melchior S., Maier-Harth U., Gartung E., Witt K.-J., Heibrock G., Bohne K. (2003): Ergebnisse des Status-Workshops „Austrocknung von mineralischen Abdichtungsschichten in Deponie-Oberflächensystemen“. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis AbWi, 125, Erich Schmidt Verlag, 115-165.

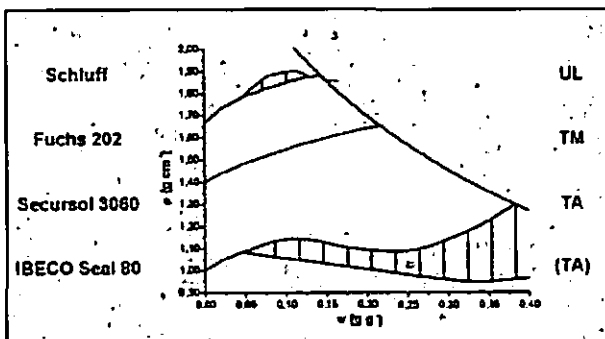


Abb. 4: „Proctorflächen“ mineralischer Substrate unterschiedlicher Plastizität: Leichtplastischer „Schluff“ (UL), mittelplastischer Ton (TM) „Fuchs 202“, ausgeprägt plastischer Ton „Secursol 3060“ und (extrem) ausgeprägt plastischer Bentonit (TA) „IBECO Seal 80“.

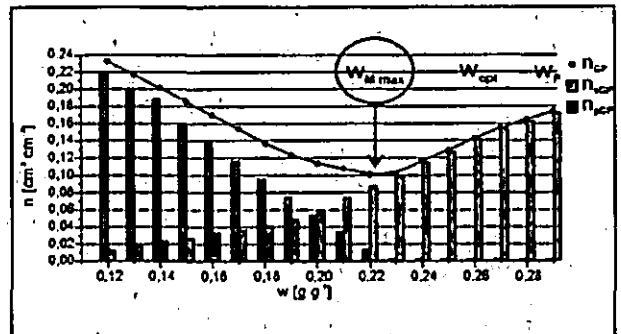


Abb. 5: Ausprägung primärer und sekundärer Grobporenstrukturen  $n_{pCP}$  um  $n_{sCP}$ . Material Secursol 3060. Verdichtungsenergie  $E_a = 2,65 \text{ MNm m}^{-3}$ .

# Heterogenität von Rhizosphärenchemismus und Phytomasseverteilung auf einem forstlich rekultivierten (*Pinus nigra* Arn.) Kippstandort

K. Baumann<sup>1\*</sup>, B.U. Schneider<sup>1</sup>, E. Hangen<sup>2</sup>, H.H. Gerke<sup>3</sup>, R.F. Hüttl<sup>1</sup>

## Einleitung

Die Kippböden des Lausitzer Braunkohlereviers zeichnen sich durch eine kleinräumige Heterogenität physikalischer und chemischer Parameter aus. Verkippung und Vermischung unterschiedlicher geologischer Ausgangssubstrate, oxidative Verwitterung pyrithaltiger Sedimentanteile mit daraus resultierender Versauerung und stark erhöhter Salzkonzentration der Kippböden sowie die räumlich inhomogene Oberbodenmelioration mit basischen Aschen schaffen spezifische Wuchsbedingungen auf forstlich rekultivierten Kippenflächen. Wie diese Eigenschaften die kleinräumige Verteilung von Wurzeln beeinflussen ist bislang nicht geklärt, stellt aber ein wesentliches Kriterium für die Beurteilung der Bestandesentwicklung dar.

Eine 3D-Studie sollte einen möglichen Zusammenhang zwischen der Wurzelverteilung und den chemischen Verhältnissen im wurzelnahen Kippboden klären und Beziehungen zum oberirdischen Wachstumsmuster eines forstlich rekultivierten Kippenstandorts aufzeigen.

## Material und Methoden

Untersuchungsobjekt war ein 3,6 m<sup>3</sup> (2,4 x 1,3 x 1,1 m) umfassender Kippbodenmonolith auf der Außenhalde "Bärenbrücker Höhe" (Niederlausitz, Brandenburg) in einem wiederaufgeforsteten 19-jährigen *Pinus nigra*-Bestand.

Die oberirdische Biomasse der auf und neben dem Kippbodenmonolithen stehenden Kiefern wurde erfasst.

Der Monolith wurde in Quader von ca. 27 cm Kantenlänge eingeteilt, die entweder ganz oder nacheinander mit 15, 9, 3 oder einem 100 cm<sup>3</sup>-Stechzylinder unterbeprobet wurden.

Aus den Proben wurden die Wurzeln unterschiedlicher Durchmesserklassen (>7 mm, 7-2 mm, <2 mm) aussortiert, der anhaftende Boden vorsichtig abgepinselt und die Wurzel trockenmasse bestimmt.

Für Rhizosphärenboden und einer Mischprobe des wurzelfernen Bodens wurde eine Gleichgewichtsbodenlösung (GBL) nach Ulrich und Khanna (1972) erstellt und mittels Kapillarelektrophorese (P/ACE MDQ Glycoprotein System, Beckman Coulter, USA) die Kationenkonzentration von NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> und Al<sup>3+</sup> in einem Puffersystem aus 2 mM Metol (4-Methylamino-phenol-sulfat), 0,8 mM Ascorbinsäure und 2,15 mM 18-Krone-6 bestimmt.

## Ergebnisse und Diskussion

Während die Höhe der Bäume auf und am Bodenmonolithen nur wenig variiert, zeigen sich große Unterschiede in der Trockenbiomasse (Abb. 1). Dieser Befund deutet auf eine starke intraspezifische Konkurrenz um Wasser und Nährstoffe.

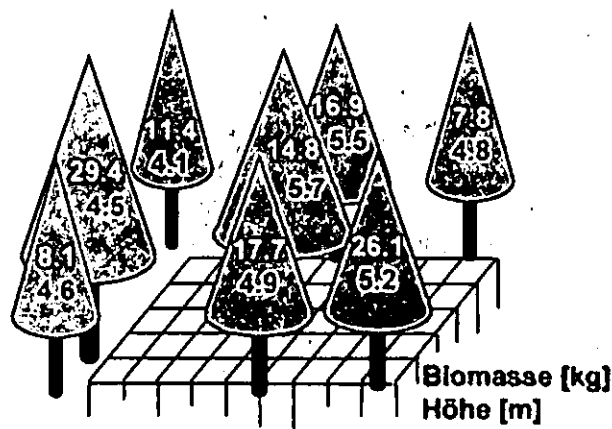


Abb. 1: Oberirdische Biomasseverteilung und Baumhöhe

<sup>1</sup> Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, Postfach 101344, D-03013 Cottbus. (\* [Karen.Baumann@tu-cottbus.de](mailto:Karen.Baumann@tu-cottbus.de))

<sup>2</sup> Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Postfach 101344, D-03013 Cottbus

<sup>3</sup> Institut für Bodenlandschaftsforschung, Leibniz-Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Die Durchwurzelung ist extrem flachgründig; 94 % der Wurzelmasse befinden sich in den obersten 36 cm des Bodens. Zudem ist die Verteilung von Feinwurzeln im Oberboden extrem heterogen, wobei sogar Bodenbereiche mit gänzlich fehlender Durchwurzelung auftreten (Abb. 2). Die starke Ausdifferenzierung des oberirdischen Bestandes scheint daher wesentlich durch die räumliche Verteilung von Wurzeln determiniert zu sein.

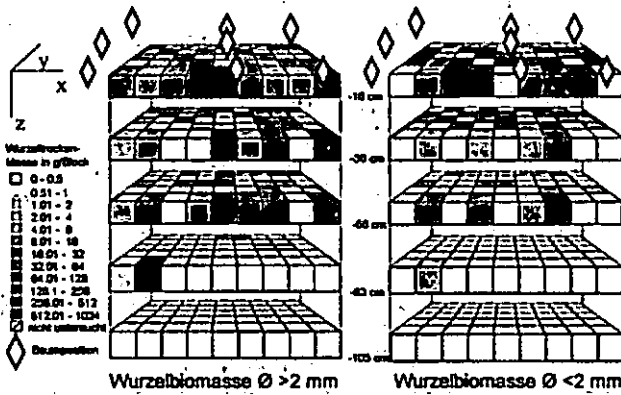


Abb. 2: Verteilung der Wurzelbiomasse unterschiedlicher Wurzeldurchmesserklassen

Die 3D-Wurzelverteilung spiegelt den kleinräumigen Wechsel von bodenchemisch günstigen neben phytotoxischen Bereichen im meliorierten Oberboden und überwiegend wuchsfeindliche Verhältnisse im Unterboden wider und zeigt ein komplementäres Verhalten zur räumlichen Verteilung des pH-Wertes im Kippsubstrat (Meliorationsschicht: pH-Wert 2,9-5,6, Unterboden: pH-Wert 2,5-3,8) (B. Wecker, 2003, mündl. Mittlg.).

Grundsätzlich konnten in der wurzelnahen Bodenlösung deutlich niedrigere  $\text{Al}^{3+}$ -Konzentrationen nachgewiesen werden. Insbesondere für die Wurzelfraktion  $< 2 \text{ mm}$  ergeben sich hierbei signifikante Unterschiede (Abb. 3). Die Ergebnisse zeigen, dass Bodenkompimente mit geringer Konzentration potentiell phytotoxischer Kationen bevorzugt durchwurzelt werden bzw. eine Komplexierung dieser Kationen in der Rhizosphäre bereits stattgefunden hat.

Gleichzeitig ist ein erhöhtes Vorkommen von basischen Kationen und Ammonium in der Rhizosphäre zu beobachten, welches auf eine Aktivität der Wurzel im Sinne des Wachstums zu vorhandenen Ressourcen und den Massenfluss von Nährstoffen hindeutet.

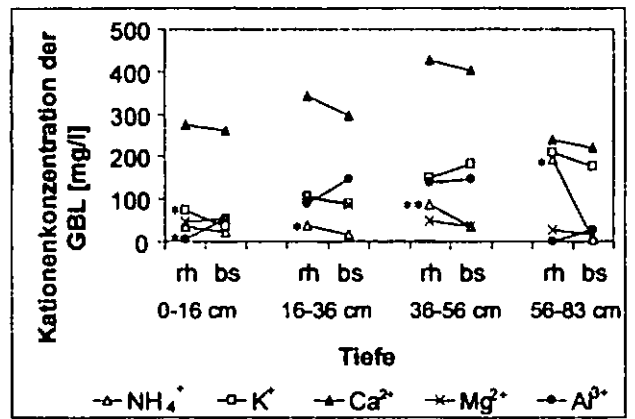


Abb. 3: Kationenkonzentration in der GBL des Rhizosphärenbodens (rh) für Wurzeln  $\varnothing < 2 \text{ mm}$  und im wurzelfernen Boden (bs) für unterschiedliche Tiefenstufen; mit \* gekennzeichnete Elementunterschiede sind signifikant ( $P \leq 0,05$ ), mit \*\* gekennzeichnete hochsignifikant ( $P \leq 0,01$ )

**Zusammenfassung**

Auf forstlich mit *Pinus nigra* rekultivierten sauren Kippböden ist eine Abhängigkeit der Wurzelverteilung von der räumlichen Anordnung der im Boden auftretenden Kationenkonzentration in der GBL zu erkennen.

Aufgrund phytotoxischer Bedingungen im Unterboden und des nach Melioration mit alkalischen Flugaschen fortbestehenden chemischen Ungleichgewicht im Oberboden ist der potentielle Wurzelraum erheblich eingeschränkt. Die sich hieraus ergebende Konkurrenz der Bäume um Wasser und Nährstoffe, spiegelt sich in einer starken Ausdifferenzierung der oberirdischen Biomasse wider.

**Literatur:**

Ulrich, B. und Khanna, P.K. (1972) Desorption and dissolution of salts from soils as a function of soil:water ratio. Soil Science, 114, 250-253.  
 Wecker, B. (2003) BTU Cottbus



# Röntgenabsorptionsmessungen zur Quantifizierung hydraulischer Eigenschaften am Übergang von gesättigter zu ungesättigter Zone

A. Bayer<sup>1</sup>, H.-J. Vogel und K. Roth

Zur Bestimmung hydraulischer Eigenschaften wird eine auf Röntgenabsorption basierende Methode vorgestellt. Damit ist es möglich, die Druck-Sättigungsbeziehung für grobkörnige Materialien in einem schnellen Experiment zu messen. Zur Überprüfung dieses Ansatzes werden die Messergebnisse mit einer van Genuchten Parametrisierung beschrieben, die dann benutzt wird um die Ergebnisse eines Multi-Step-Outflow Experiments, das an der selben Probe durchgeführt wurde, vorherzusagen.

Die Bestimmung hydraulischer Parameter poröser Materialien ist oft nur mit zeitintensiven Experimenten möglich. Es soll hier eine Methode gezeigt werden, die es ermöglicht diese Eigenschaften schnell zu messen. Damit soll es auch möglich werden zeitlich schnell variierende Prozesse zu betrachten. Das Prinzip der Messung beruht darauf, dass die lokale Änderung des Wassergehalts in einem porösen Medium zu einer Änderung in der Absorption von Röntgenstrahlung führt. Dadurch ist man in der Lage die räumliche Verteilung des Wassers im Medium zu analysieren. Bei hydrostatischem Gleichgewicht entspricht der Wassergehalt in verschiedenen Tiefen der Probe, dem Wassergehalt bei unterschiedlichem Matrixpotential. Damit erhält man einen Ausschnitt der Druck-Sättigungsbeziehung des Materials. Ziel dieser Arbeit war zu prüfen, inwieweit die so gewonnenen Ergebnisse mit denen aus einem klassischen Multi-Step-Outflow Experiment übereinstimmen.

## Messmethode

Die hier gezeigten Daten wurden an einer homogenen Sandschüttung (Korngröße 0.63-1.25 mm) aufgenommen. Der Sand wurde in eine Säule mit Radius 8.15 cm und einer Höhe von 10.0 cm eingefüllt. Dann wurden Röntgenabsorptionsmessungen am trockenen, vollständig wassergesättigten und am entwässerten Material (Druck am unteren Rand  $\psi = -3$  cm WS) durchgeführt. Dafür wurde wie in Abbildung 1 dargestellt ein CCD-Zeilendetektor mit 1280 quadratischen Pixeln der Kantlänge 0.4 mm und eine medizinische Röntgenröhre, die bei 141 kV Beschleunigungsspannung und 20.0 mA betrieben wurde, verwendet. Zur Messung wurde die Probe von unten nach oben durch synchrones Verschieben von Röhre und Detektor entlang der z-Achse gescannt. Die vertikale Auflösung ist durch die Größe der Detektorpixel gegeben. Horizontal wurde der Mittelwert aus 370 Pixeln um die Säulenmitte betrachtet. Durch diese Mittelung werden Effekte, die sich

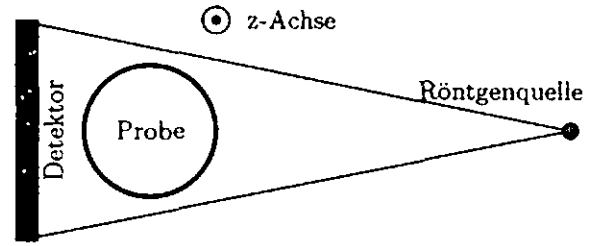


Abbildung 1: Skizze des experimentellen Aufbaus zur Messung der Röntgenabsorptionsdaten. Die z-Achse, entlang der gemessen wurde, zeigt aus der Bildebene heraus. Die Röntgenquelle emittiert einen Fächerstrahl auf einen Zieldetektor.

aus Strukturen innerhalb des Materials ergeben (Korngröße vergleichbar mit räumlicher Auflösung), unterdrückt und das Signal-Rausch Verhältnis verbessert. Die Intensität  $I(\theta, d)$  am Detektor nachdem der einfallende Strahl mit einer Intensität  $I_0$  das Material der Dicke  $d$  mit Wassergehalt  $\theta$  passiert hat wird durch

$$I(\theta, d) = I_0 \cdot e^{-\mu^*(\theta) \cdot d} \quad (1)$$

beschreiben. Dabei hängt der Absorptionskoeffizient  $\mu^*$  bei gegebener Porosität  $\Phi$  wie folgt vom Wassergehalt ab

$$\mu^*(\theta) = (1 - \Phi) \cdot \mu_{\text{Sand}} + \theta \cdot \mu_{\text{H}_2\text{O}} + (\Phi - \theta) \cdot \mu_{\text{Luft}} \quad (2)$$

wobei hier die Abhängigkeiten der Absorptionskoeffizienten  $\mu_{\dots}$  von der Photonenergie unberücksichtigt bleiben. Vernachlässigt man nun in Gl. 2 die Absorption der Luft, deren Absorptionskoeffizient um drei Größenordnungen kleiner ist als der von Wasser bzw. Sand kann aus den so gemessenen Daten der Wassergehalt nach

$$\theta(z) = \frac{\mu^*(\theta) - \mu^*(0)}{\mu^*(\theta_s) - \mu^*(0)} \cdot \theta_s \quad (3)$$

in den verschiedenen Probenhöhen berechnet werden.  $\theta_s$  ist dabei der Sättigungswassergehalt, wobei dieser gleich der Porosität angenommen wird. Da die Höhe der Probe  $z$  im stationären Fall auch eine Potentialachse darstellt, ist nun der Wassergehalt in Abhängigkeit des Matrixpotentials  $\psi$  innerhalb eines Intervalls von 10 cm WS bekannt. An die so gewonnene Druck-Sättigungsbeziehung konnte dann die Parametrisierung nach van Genuchten

$$\theta(\psi) = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) \cdot (1 + (\alpha \cdot \psi)^n)^{-1+1/n} \quad (4)$$

angepasst werden. Variiert wurden dabei  $n$ ,  $\alpha$  und der Restwassergehalt  $\theta_r$ .

Zusätzlich wurde an der selben Probe ein klassisches Multi-Step-Outflow Experiment durchgeführt. Die daraus resultierenden Ergebnisse wurden mit denen aus dem Röntgenabsorptionsexperiment verglichen. Die Porosität ergab sich aus dem Säulenvolumen, der Dichte und der Masse des eingefüllten Materials zu  $\Phi = 0.4$ . Ausserdem wurde in einem unabhängig durchgeführten Experiment nach der Falling-Head Methode die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit  $K_s = 1400$  cm/h gemessen werden.

<sup>1</sup>Institut für Umweltphysik, Universität Heidelberg  
Im Neuenheimer Feld 229, D-69120 Heidelberg  
email: andreas.bayer@iup.uni-heidelberg.de

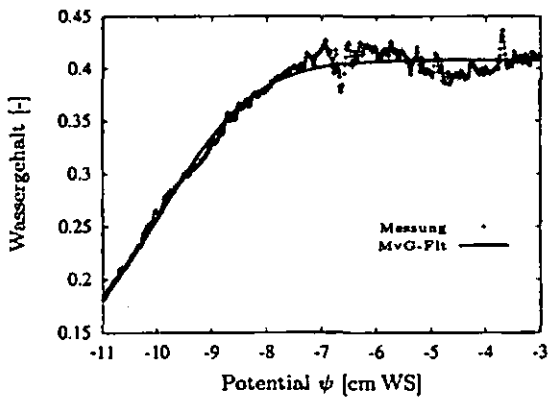


Abbildung 2: mit Röntgenabsorption gemessene Druck-Sättigungsbeziehung (Kreuze) und die angepasste van Genuchten Parametrisierung (Linie)

### Ergebnisse und Diskussion

Aus den Absorptionsdaten konnte nun die Druck-Sättigungsbeziehung innerhalb eines Intervalls von  $\psi = -13, \dots, -3$  cm WS gewonnen werden. Abbildung 2 zeigt die Messdaten (Kreuze) und die gefittete Druck-Sättigungsbeziehung (Linie). Der Fit berücksichtigt allerdings nur Werte mit  $\psi > -11.5$  cm WS, da der obere Bereich der Säule durch ein Tensiometer gestört war. Mit Hilfe dieser Parameter und den separat gemessenen Werten für Porosität und gesättigte hydraulische Leitfähigkeit konnte nun das Multi-Step-Outflow Experiment in guter Näherung vorhergesagt werden. Dieses wurde an der selben Probe durchgeführt. Über die Lösung des inversen Problems für die Richardsgleichung wurde daraus ein zweiter Parametersatz gewonnen, wobei die direkt gemessenen Parameter  $\theta_r$  und  $K_s$  festgehalten wurden. Abb. 3 zeigt das Ergebnis für den Wasserausfluss und den Druckverlauf an einem Tensiometer. Die Parameter der verschiedenen Methoden sind in Tabelle 1 aufgeführt. Obwohl die gefittete Kurve die gemessenen Daten besser beschreibt, als die mit Hilfe der Röntgenabsorption getroffene Vorhersage, unterscheiden sich die Parameter der beiden Methoden nur wenig voneinander.

### Ausblick

Es konnte gezeigt werden, dass über Röntgenabsorptionsmessungen der Wassergehalt mit hoher Genauigkeit und hoher räumlicher Auflösung gemessen werden kann. Der apparative Aufwand könnte durch einen vereinfachten Aufbau wesentlich reduziert werden. Der Wertebereich des Matrixpotentials wäre durch höhere Säulen leicht erweiterbar.

Parameter	Röntgenabs.	MSO-Fit
$n$ [-]	10.7	11.6
$\alpha$ [cm <sup>-1</sup> ]	0.0995	0.0959
$\theta_r$ [-]	0.08	0.09

Tabelle 1: Parameter der gefitteten van Genuchten Parametrisierung an die Röntgenabsorptionsdaten und der besten Simulation der Multi-Step-Outflow Daten.

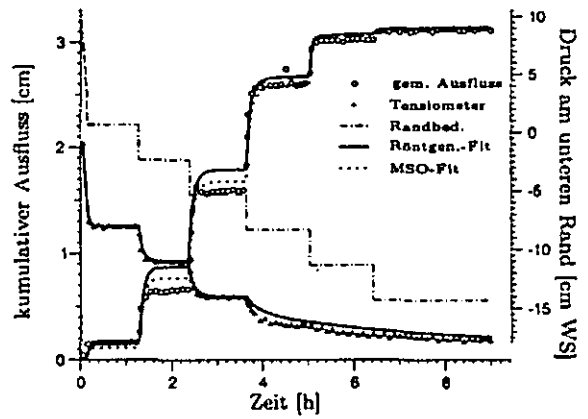


Abbildung 3: Gemessene Werte des Multi-Step-Outflow Experiments (kumulativer Ausfluss: Kreise, Matrixpotential acht Zentimeter über dem unteren Rand: Dreiecke) während der Entwässerung (Druck am unteren Rand: strichpunkt Linie) und die Modellvorhersage mit den Werten aus den Röntgenabsorptionsdaten (durchgezogene Linie). Zusätzlich ist noch die beste Anpassung des Modells (Punktlinie) an die MSO-Daten gezeigt. Die Modellkurven für die Tensiometerdaten liegen fast übereinander

Damit stünde dieses Verfahren auch für Routinemessungen der hydraulischen Eigenschaften zur Verfügung. Neben statischen Messungen erlaubt diese Methode Wassergehaltsprofile auch mit sehr hoher zeitlichen Auflösung zu messen. Damit öffnet sich eine vielversprechende Möglichkeit um dynamische Prozesse der Be- und Entwässerung zu untersuchen. Ein Beispiel zeigt Abb. 4. Hier wurde die Dynamik des kapillaren Aufstieges von Wasser in eine initial trockene Probe gemessen. Man erkennt zu Beginn einen schnellen Anstieg des Wassergehaltes bis zu einem kritischen Punkt, ab dem der Wassergehalt nur noch sehr langsam ansteigt. Hier manifestieren sich Mehrphasenphänomene die mit der Richardsgleichung nicht beschrieben werden können.

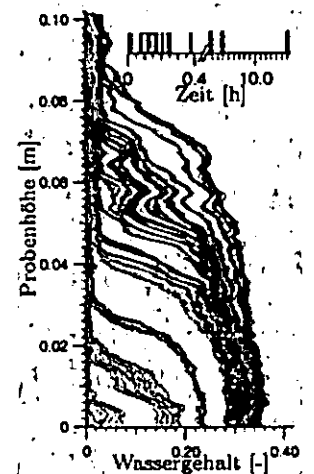


Abbildung 4: Wassergehalt zu verschiedenen Zeiten entlang der vertikalen Säulenachse, während des kapillaren Aufstiegs von Wasser in die zu Beginn trockene Probe

### Ist die Druckverteilung und damit der Konzentrationsfaktor $k$ im Boden zeitlich und räumlich konstant?

Dr.H.H.Becher\*

#### Einführung

Die Einzelmasse der schweren Schlepper, Maschinen und Geräte in Land- und Forstwirtschaft im vollbeladenen Zustand hat in der Vergangenheit sehr deutlich zugenommen und stößt an die Grenze der Tragfähigkeit öffentlicher Straßen, die bei 40t liegt. Die Masse eines mehrreihigen Rübenvollernters im vollbeladenen Zustand kann nach Angaben von GILGENBERG-HARTUNG (2002)  $\leq 63t$  erreichen und überschreitet damit die Grenze der zulässigen Tragfähigkeit öffentlicher Straßen (s.a. Beiträge von SCHNEIDER/SCHRÖDER; VOBRINK et al.; FLEIGE et al). Diese Tatsache fordert die Beschäftigung mit der Druckverteilung und Druckfortpflanzung in Böden heraus, insbesondere wenn von landtechnischer und/oder pflanzenbaulicher Seite dieses Problem verharmlost wird, z.B. durch SOMMER (2002a, 2002b), selbst wenn die Auswirkung verheerend ist, wie Abb. 1 für eine Scherspannung  $\sigma$  von 20kPa für 4 verschiedene Auflasten zeigt.

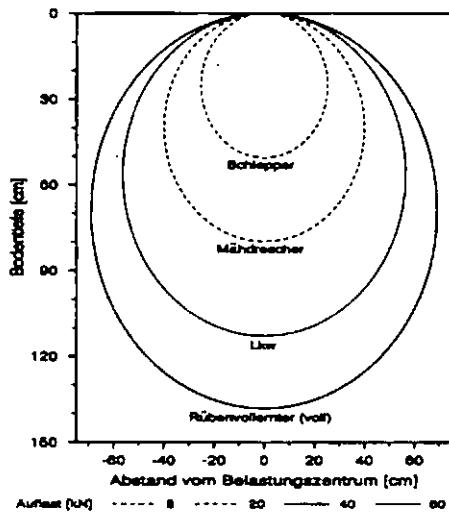


Abb. 1: Reichweite der  $\sigma=20kPa$ -Isolinie bei  $k=4,0$  für verschiedene Auflasten

#### Überlegungen

Selbst innerhalb eines Landschaftsausschnittes von Feld-/Schlag-Größe ändert sich der Profilaufbau räumlich aufgrund von Variationen des Ausgangsmaterials. Andere, das Bodengefüge steuernde Bodeneigenschaften ändern sich zusätzlich zeitlich. Die Eigenschaft mit der größten raum-zeitlichen Variabilität ist bekanntlich der Bodenwassergehalt. Die Tragfähigkeit und damit die Verformbarkeit eines Bodens, u.a. gesteuert über den Winkel der inneren Reibung  $\phi$ , ändert sich einerseits vom Substratwechsel

und/oder der Horizontierung eines Bodens ab, andererseits auch von der Bodenfeuchteverteilung. Dabei kann ein zonaler Wassergehaltsunterschied, u.a. hervorgerufen durch vorübergehende Infiltration, sich ähnlich auswirken wie ein Substrat- oder Horizontwechsel.

Vor diesem Hintergrund wird anhand von Berechnungen einiger Druckzwiebeln aufgezeigt, daß die Druckverteilung = Druckfortpflanzung und damit der Konzentrationsfaktor  $k$  keine Bodenkonzstante sein kann, wie im allgemeinen in der Literatur angesetzt wird. Bei der Ermittlung oder Berechnung der Druckverteilung und damit der Druckfortpflanzung nach BOUSSINESQ (1885), FRÖHLICH (1934) und SÖHNE (1953) wird von einem homogenen Boden ausgegangen. D.h. er weist bis 100cm oder - hier - 150cm sowohl einen gleichbleibenden Wassergehalt bzw. ein gleichbleibendes Matrixpotential als auch eine gleichbleibende Lagerungsdichte auf. Unter dieser Voraussetzung erhält man für eine Auflast von z.B. 8kN und einen Konzentrationsfaktor  $k=4,0$  folgende, in Abb. 2 gezeigte Druckzwiebel.

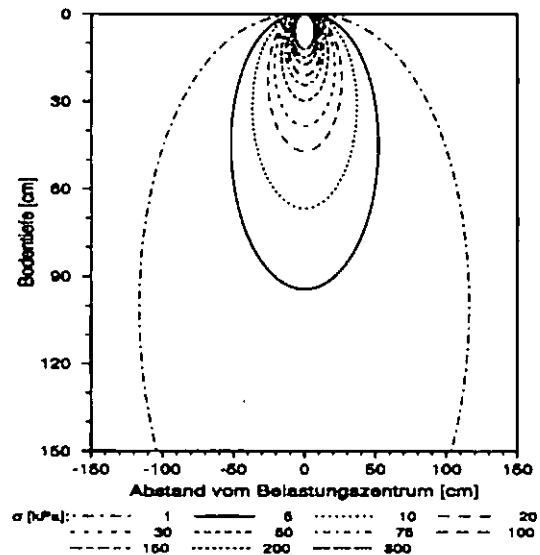


Abb. 2: Druckzwiebel für eine Auflast von 8kN und  $k=4,0$

Schon allein infolge Verdunstung, Transpiration und/oder infiltrierendem Regen ändert sich die Verteilung des Wassergehalts, z.B. zonal. Mit der Änderung des Wassergehaltes ändert sich auch  $\phi$ , also die innere Reibung, und damit muß sich auch der Konzentrationsfaktor  $k$  ändern. Die Auswirkung von uneinheitlichen  $k$ -Faktoren wird an 2 Beispielen gezeigt. Im ersten Fall (Abb. 3) nimmt der  $k$ -Faktor mit der Tiefe von 3,0 über 4,5 auf 6,0 zu. Im zweiten Fall (Abb. 4) nimmt zunächst der  $k$ -Faktor von 4,5 auf 6,5 zu, um dann wieder stärker abzunehmen auf 3,5, also niedriger ist als an der Oberfläche. Die Übergänge oder Grenzen liegen jeweils bei 30cm und 60cm Bodentiefe. Die berechnungsbedingten Zacken betonen die Veränderlichkeit.

\* Lehrstuhl für Bodenkunde, WZV, TU München, Am Hochanger 2, 85350 Freising

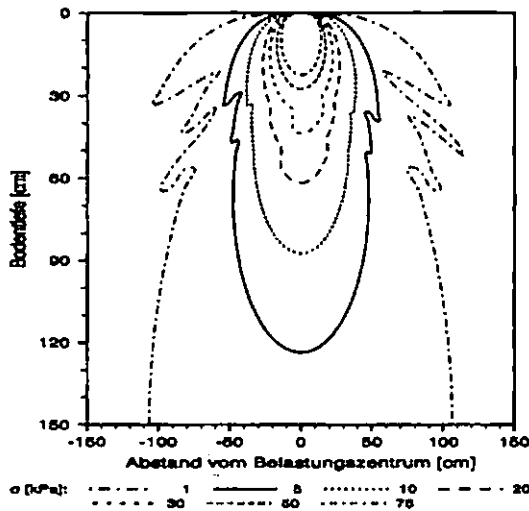


Abb. 3: Druckzwiebel bei  $k=3,0$  über  $k=4,5$  über  $k=6,0$ ; Grenzen bei  $30\text{cm}$  und  $60\text{cm}$

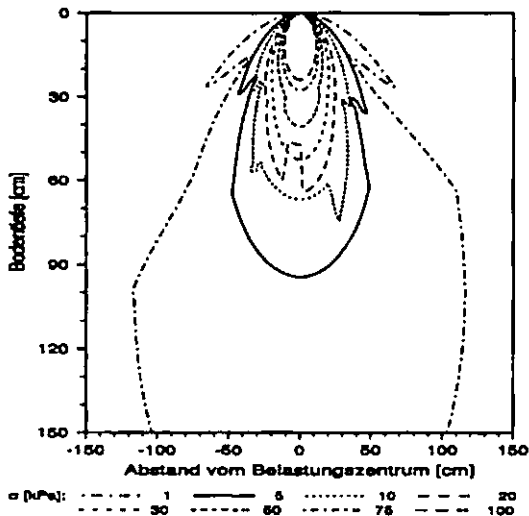


Abb. 4: Druckzwiebel bei  $k=4,5$  über  $k=6,5$  über  $k=3,5$ ; Grenzen bei  $30\text{cm}$  und  $60\text{cm}$

Derartige räumliche Änderungen des  $k$ -Faktors müssen innerhalb verhältnismäßig kurzer Zeit auftreten, nämlich bei regnerischer Witterung im Vorgewende, wenn z.B. der Boden gepflügt wird oder Mais oder Zuckerrüben geerntet werden. Eine zeitliche Änderung muß auch auftreten, wenn ein Gespann über den Boden rollt, weil die Räder der vierten Achse andere Bedingungen vorfinden als diejenigen der ersten Achse.

Für die Berechnung der Druckzwiebels wurde die von DEFOSSEZ & RICHARD (2002) zitierte Gl. (1) verwendet:

$$\sigma_r = \frac{k \cdot P}{2 \cdot \pi \cdot r^2} \times \cos^{k-2} \alpha \quad (1)$$

mit  $\sigma_r$  = Scherspannung am betrachteten Ort,  $k$  = Konzentrationsfaktor,  $P$  = Auflast,  $r$  = radiale Reichweite,  $\alpha$  = Winkel zwischen Senkrechter und Richtung des betrachteten Punktes.

Werden für Spannungsmessungen die Sensoren direkt senkrecht unter der Aufstandsfläche eingebaut, vereinfacht sich Gl. (1) zu Gl. (2)

$$\sigma_z = \frac{k \cdot P}{2 \cdot \pi \cdot r^2} \quad (2)$$

mit  $\sigma_z$  = Scherspannung senkrecht unter dem Auflastpunkt;

so daß dann der  $k$ -Faktor aus den Meßwerten einwandfrei berechnet werden kann. Andernfalls gibt es — aus meiner Sicht — mathematische Schwierigkeiten. Können nämlich aus sicherheitstechnischen Gründen (Einsturzgefahr der Wand der Meßgrube) die Sensoren nicht senkrecht unter der Aufstandsfläche eingebaut werden, muß auf eine geeignete Platzierung der Sensoren geachtet werden.

Offen ist die Frage, ob unter bestimmten Bedingungen ‚Zwiebels‘ negativen Drucks oder — besser — Zugzwiebels auftreten müssen/können, nämlich u.a. bei wippenden und ziehenden Bewegungen der ‚belastenden‘ Fläche (z.B. Wurzelteiler, Holzbergegeräten, aber auch unter der Rückseite eines abrollenden Rades oder unter einem im Schlamm versackten Fuß, der herausgezogen wird). Hinweise für ziehende Bewegungen haben die Untersuchungsergebnisse von WIERMANN (1998) geliefert.

### Schlußfolgerung

Aufgrund dieser Überlegungen, die hier nur beispielhaft dargestellt sind, muß der Schluß gezogen werden, daß der  $k$ -Faktor keine Bodenkonstante sein kann.

### Literatur

- Boussinesq, M.J. (1885): Application des Potentiels à l'Étude de l'Équilibre et du Mouvement des Solides élastiques.- Imprim. L.Danel, Lille.
- Defossez, P.; Richard, G. (2002): Models of soil compaction due to traffic and their evaluation.- Soil Till. Res. 67,61-64.
- Fröhlich, O.K. (1934): Druckverteilung im Baugrunde.- Springer, Wien.
- Gilgenberg-Hartung, A. (2002): Den Boden entlasten — Behutsamer Umgang zahlt sich langfristig aus.- dlz- agrarmagazin 53(2),68-72.
- Söhne, W. (1953): Druckverteilung im Boden und Bodenverformung unter Schlepperreifen.- Grundlagen Landtechnik 1953(5),49-63.
- Sommer, C. (2002a): Vorsorge gegen Bodenschadverdichtungen und Bodenerosion.- Bodenschutz 7,45.
- Sommer, C. (2002b): Der Boden unter Druck.- Landwirtschaft ohne Pflug 6/2002,3.
- Wiermann, C. (1998): Auswirkungen differenzierter Bodenbearbeitung auf die Bodenstabilität und das Regenerationsvermögen lößbürtiger Ackerstandorte.- SR Inst. Pfl.-ern. u. Bdkd., Univ. Kiel, Nr. 45, Kiel.

# Grundlagen des Stofftransfers in der Pedosphäre einer rekultivierten Halde im Gebiet des ehemaligen Uranbergbaus Ostthüringens

Nicole Beckers<sup>1</sup>, Thomas Raab<sup>2</sup> & Jörg Völkel<sup>1</sup>

## Einleitung

In Ostthüringen haben der zwischen 1945 und 1990 betriebene unter- und obertägige Abbau sowie die Aufbereitung von Uranerz die Landschaft umfassend umgestaltet. Hinsichtlich der Pedosphäre sind neben den unmittelbaren Eingriffen, wie Zerstörung nativer Böden oder Aufhaltung von Abraum und Armerz, indirekte Auswirkungen durch ein verändertes pedodynamisches Faktorengewebe in der Bergbaufolgelandschaft von Bedeutung. Im Rahmen des DFG-Forschungsprojektes „Böden auf künstlichen und natürlichen Substraten der ostthüringischen Bergbaufolgelandschaft als Senken und Quellen bergbaubürtiger Stoffe“ (Vo 585/10-1, -2) werden diese Auswirkungen untersucht.

Ziel der Studie ist es, die bergbaubürtigen Stoffe an zwei charakteristischen Standorten (Aue, Halde) qualitativ und quantitativ zu erfassen und die Stoffflüsse in der Pedosphäre zu bewerten. Untersucht werden Bodenproben aus Schürftgruben und Bodenlösung aus Saugkerzen. Im Falle der Halde steht die Frage einer „Aufladung“ der Abdeckschicht mit bergbaubürtigen Stoffen (v.a. Uran) aus dem Abraum im Vordergrund. Verschiedene Verlagerungspfade (u.a. kapillarer Aufstieg, Bioturbation) werden betrachtet.

## Untersuchungsgebiet und Methoden

Die Halde Stolzenberg befindet sich im Ronneburger Revier, ca. 15 km östlich von Gera, wenige hundert Meter südlich der AS Ronneburg der BAB 4. Sie wurde vor 1960 aufgeschüttet, 1978/1979 konturiert, mit Schieferverwitterungssubstrat abgedeckt (RAU et al. 1995: 335 f.) und schließlich mit Linden, Eichen und Lärchen in Monokulturen aufgeforstet.

Aus 7 Schürftgruben und von 12 Bodenmonolithen wurden bestandesabhängig insgesamt 114 Proben entnommen. An der Geländeoberfläche und am Schichtwechsel Abdeckschicht/Halde betragen die Beprobungsintervalle 3 cm sonst 10 cm.

An luftgetrockneten Proben wurden die Korngrößenverteilung, die pH-Werte in H<sub>2</sub>O und CaCl<sub>2</sub>, die KAKeff, die C-, N- und S-Gesamtgehalte und

Gesamtgehalte an Ti, V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Se, Sr, Y, Zr, Mo, Ba, Pb und U im HNO<sub>3</sub>/HClO<sub>4</sub>-Aufschluß (VÖLKE 1995: 22) bestimmt.

## Ergebnisse und Diskussion

### Physikochemische Eigenschaften der Halde

Die Abdeckschicht (jIC-Horizont) ist i.d.R. 80-100 cm mächtig und hat keine erkennbare Horizontierung. Der grau-schwarze Abraum hebt sich deutlich von der hangenden Abdeckschicht über eine scharfe Schichtgrenze ab. Die für beide Substrate berechneten arithmetischen Mittelwerte der analysierten Parameter sind in Tab. 1 zusammengefaßt.

Tab. 1: Mittelwerte ausgewählter Parameter der Profile auf Halde Stolzenberg.

Standardparameter	Abdeckschicht [n=77]	Abraum [n=25]
Korngrößenverteilung	13,2 % S	36,8 % S
	55,7 % U	35,3 % U
	31,1 % T	27,9 % T
pH in CaCl <sub>2</sub>	4,8	3,8
pH in Wasser	5,2	4,2
C-Gehalt (%)	0,6	3,7
N-Gehalt (%)	0,1	0,3
S-Gehalt (%)	0,02	0,4
BS (%)	89	68
Schwermetallgehalte	Abdeckschicht [n=64]	Abraum [n=20]
Ti (ppm)	133	63
Cr (ppm)	26	33
Co (ppm)	12	4
Ni (ppm)	29	42
Cu (ppm)	19	94
Zn (ppm)	65	58
Mo (ppm)	0,8	35
Pb (ppm)	19	137
U (ppm)	2	27

Die Abdeckschicht ist gegenüber dem Abraum reicher an Ton und Schluff, was auf die pedogene Vorverwitterung hinweist. Hohe C-, N- und S-Gehalte des Abraums gehen auf die sulfidhaltigen Schwarzschiefer zurück, die hier überwiegend die Halde aufbauen. Diese als Pyrit vorliegenden Sulfide verursachen eine markante, sprunghafte Abnahme der pH-Werte und der Basensättigung. Ferner unterscheidet sich der Abraum durch geogen hohe Gehalte an Ni, Cu, Zn, Mo, Pb und U. Dagegen sind in der Abdeckschicht die Gehalte an Ti und Co erhöht.

Universität Regensburg.

<sup>1</sup> Inst. für Geographie, AG Landschaftsökologie & Bodenkunde

<sup>2</sup> Inst. für Geschichte, Lst. für Vor- und Frühgeschichte.

D-93040 Regensburg

e-mail: nicole.beckers@geographie.uni-regensburg.de

### Tiefengradienten ausgewählter Eigenschaften

Bei der Tiefenstufen differenzierten Analyse sind die Proben zwischen 20 cm unter GOK bis 15 cm oberhalb des Abraums als „Mitte“ zusammengefaßt. Bei einer Vielzahl an Parametern sind deutliche Tiefengradienten vorhanden (Abb. 1 bis 3).

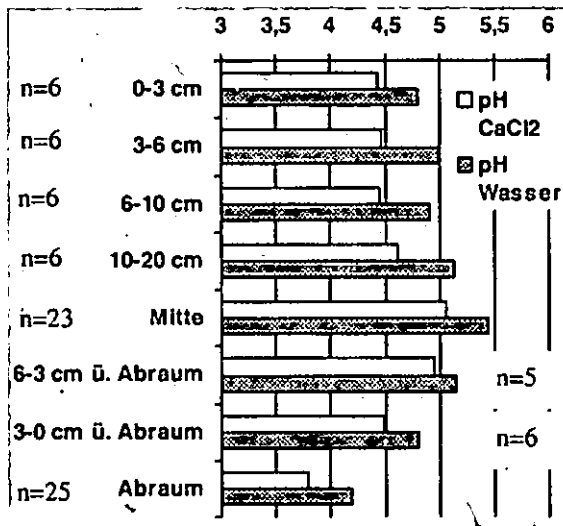


Abb. 1: Gemittelte Tiefenverläufe der pH-Werte in der Abdeckschicht und im Abraum.

Z.B. sind die Tiefenverläufe der pH-Werte in der Abdeckschicht nicht gleichförmig, sondern nehmen zur Geländeoberfläche und zum Schichtwechsel hin ab (Abb. 1). Parallel dazu verläuft die Basensättigung (Abb. 2).

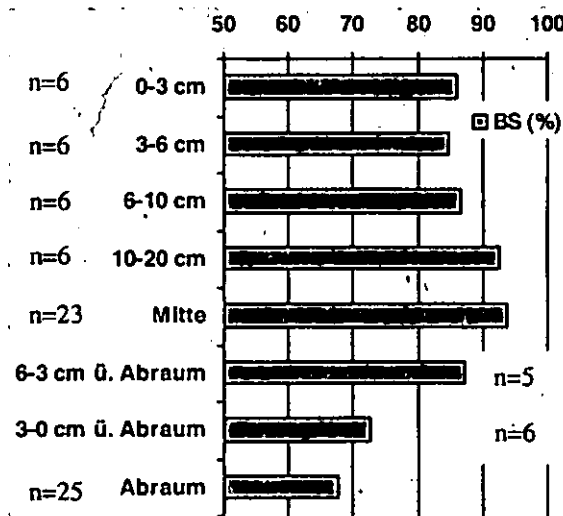


Abb. 2: Gemittelter Tiefenverlauf der Basensättigungen in der Abdeckschicht und im Abraum.

Damit verbunden sind Veränderungen der Schwermetall- und insbesondere U-Gehalte, die darauf verweisen, daß über die Versauerung Stoffflüsse initiiert werden (Abb. 3). Die Unterschiede in den U-Gehalten sind vergleichsweise gering (5,3 ppm), aber eine Gehaltsabnahme von der Geländeoberfläche in die Tiefe von 20 cm (2,2 auf 1,8 ppm) und eine Zunahme innerhalb der 6 cm

oberhalb des Schichtwechsels (2 auf 7 ppm) sind nachweisbar (Abb. 3).

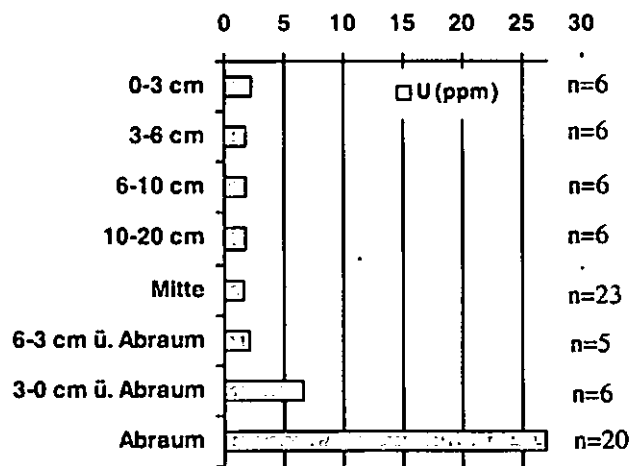


Abb. 3: Gemittelter Tiefenverlauf der U-Gehalte in der Abdeckschicht und im Abraum.

### Zusammenfassung

Auf der Halde Stolzenberg sind die Verteilungen der physikochemischen Parameter und Schwermetallgehalte primär substratbedingt. So sind in der Abdeckschicht Schluff- und Tongehalte, pH-Werte und Basensättigung sowie die Gehalte an Ti und Co höher. Dagegen ist der Abraum charakterisiert durch deutlich höhere Gehalte an C, N, S, Ni, Cu, Mo, Pb und U. Obwohl die 24 Jahre alte Abdeckschicht noch keine Horizontierung aufweist, ist eine initiale Bodenbildung über Versauerungsphänomene nachweisbar, die an zwei Fronten resp. Grenzflächen voranschreitet (Atmosphäre/GOK und Abdeckschicht/Abraum). Diese Versauerungsphänomene gehen einher mit Veränderungen der Tiefengradienten der Schwermetalle (v.a. Uran) und belegen bereits ablaufende Stoffflüsse.

### Literatur

- VÖLKE, J. (1995): Periglaziale Deckschichten und Böden im Bayerischen Wald und seinen Randgebieten als geogene Grundlagen landschaftsökologischer Forschung im Bereich naturnaher Waldstandorte. - Z. Geomorphol. N.F. Suppl., 96: VI + 301 S., 50 Abb., 11 Tab.; Berlin, Stuttgart (Gebrüder Borntraeger).
- RAU, D.; DAENECKE, R.; GAHLER, G.; GRÜN, M.; HEINZE, M. & A. RÖSSLER (1995): Rekultivierung und Sanierung im ehemaligen Uranerzabbaugebiet der Wismut im Raum Ronneburg/Ostthüringen. - Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., 77: 311-338.

# Physikalische Bodeneigenschaften an Neulandstandorten aus pleistozänen Sedimenten - Das Phänomen der temporalen Substratverfestigung

O. Bens<sup>1)</sup>, O. Stock<sup>1)</sup> und R.F. Hüttl<sup>1)</sup>

## Hintergrund und Fragestellung

Im Niederlausitzer Braunkohlerevier werden seit Mitte der 1990er Jahre gezielt sandige pleistozäne Sedimente mit hohem Carbonatgehalt zur Herstellung landwirtschaftlicher Rekultivierungsstandorte eingesetzt. Die so entstandenen Agrarflächen verfestigen bzw. zementieren in den Sommermonaten derart, dass die landwirtschaftliche Bodenbearbeitung sehr stark eingeschränkt ist und die Anlage von Bodenschürfen den Einsatz einer Spitzhacke notwendig macht.

Feldbeobachtungen zeigen, dass die Intensität der Verfestigung direkt von der Bodenwasserspannung, d.h. dem Austrocknungsgrad des Bodens, abhängig ist. Weiterhin muss ein wasserlösliches Bindemittel vorhanden sein, da sandige Substrate i.d.R. nur sehr geringe Kohäsionskräfte mobilisieren (vgl. Zhang, 1991).

In diesem Zusammenhang stellen sich folgende Fragen:

- Was bewirkt die beobachtete Substratverfestigung?
- Welche Intensität erreicht die Substratverfestigung unter Feldbedingungen?
- Wie stark erhöht der Verfestigungsprozess den Eindringwiderstand im Bereich der nutzbaren Feldkapazität?

## Material und Methoden

Die Untersuchungen erfolgten 2002/2003 an Proben einer landwirtschaftlich rekultivierten Fläche im Tagebau Jänschwalde im Niederlausitzer Braunkohlerevier. Die untersuchte Fläche wurde 1995 geschüttet und ab 1996 landwirtschaftlich rekultiviert. Die zur Herstellung der Untersuchungsfläche eingesetzten saalekaltzeitlichen Sedimente (Saale III) stammen aus dem südlichen Randbereich der Hornoer Hochfläche und repräsentieren überwiegend carbonathaltige Geschiebemergel- bzw. Geschiebesandhorizonte. Untergeordnet treten Bänderschlufluffe sowie Schmelzwassersande und Schmelzwasserschlufluffe auf.

Für die Ermittlung der Kohäsion wurden einaxiale Kastenscherversuche an ungestört gewonnenen Proben bei Auflaststufen von 100, 300 und 500 kN/m<sup>2</sup> durchgeführt. Eine Aufteilung der Schergeraden in eine textur- sowie strukturabhängige Teilgerade (Lebert und Horn, 1991) war nicht notwendig, da die untersuchten Proben Einzelkorngefüge aufwiesen. Der mit 0,05 mm/min sehr niedrig gewählte konstante Vorschub zielte auf eine Minimierung von Einflüssen durch Porenwasserüberdruck, da die Kohäsion an Proben mit Wasserspannungen von pF 0, pF 1,8, pF 2,8 und pF 6,8 ermittelt wurde.

Die Messung des Eindringwiderstands erfolgte an ungestört gewonnenen Proben in 100-cm<sup>3</sup>-Stechzylindern mittels Minipenetrometersonden bei einem konstanten Vorschub von 0,5 mm/min.

Wie bei den vorangegangenen Scherversuchen wurden die Proben auf pF 0, pF 1,8, pF 2,8 und pF 6,8 entwässert. Als Kraftaufnehmer für Proben bis pF 2,8 fungierte eine Waage mit einem Messbereich bis 6000 g und einer Genauigkeit von 1 g. Bei den lufttrockenen Proben (pF 6,8) kam ein an der Penetrometernaufnahme installierter Kraftaufnehmer mit einer Genauigkeit von 1 N (1 kg) zum Einsatz. Die verwendeten Penetrometernadeln besaßen Kegelflächen von 10, 20 sowie 30 mm<sup>2</sup> bei einem Öffnungswinkel von 60°, wobei sich der Schaft hinter der Kegelspitze verjüngte.

## Ergebnisse und Diskussion

### Substratcharakteristik

Das dominierende Kippsubstrat des untersuchten Rekultivierungsstandorts ist Kipp-Kalkschluffsand. In der Kornverteilung des Feinbodens dominiert die Sandfraktion mit über 70 M.-%. Mit mehr als 20 M.-% ist Schluff die zweite bestimmende Größe, während der Tonanteil mit Werten kleiner 5 M.-% deutlich in den Hintergrund tritt (Tab. 1).

Tabelle 1: Kornverteilung im Oberboden des untersuchten Rekultivierungsstandorts im Tagebau Jänschwalde.

Profil	gS	mS	fS	gU	mU	fU	T
Jä-01	13,0	31,4	30,5	9,7	9,9	2,1	3,3
Jä-07	6,0	19,9	44,9	17,1	7,1	3,2	1,8

Das Substrat zeigt eine in verschiedenen Dimensionen und Mustern wiederkehrende Zweiteilung in eine Sandmatrix mit darin eingebetteten Mergelaggregaten. Die Sandmatrix ist durch ein Einzelkorn-Mörtelgefüge gekennzeichnet. Bei diesem sind die Mineralkörner der Grob- und Mittelsandfraktion von Hüllen aus einem Feinsand-Schluff-Carbonat-Gemisch umgeben. Die Mergelaggregate weisen ein kohärentes Gefüge auf.

Der Gehalt der jungen Böden an organischer Bodensubstanz erreicht mit 1,5 M.-% nur etwa die Hälfte des Niveaus der Ackerstandorte im Tagebauvorfeld (3 M.-%).

Eine Besonderheit der untersuchten Kippenböden ist ihr hoher Carbonatgehalt von durchschnittlich 4 M.-%. Mit dem Carbonat existiert ein physikochemisch wirksames Bindemittel, bei dem die Verfestigungswirkung/Haftkraft mit Zunahme der Wasserspannung steigt.

Die untersuchten Rekultivierungsstandorte sind durch eine hohe jahreszeitliche Wasserdynamik gekennzeichnet. So sinkt der Bodenwassergehalt unter der Anbaufrucht Luzerne für viele Wochen auf bzw. sogar unter den permanenten Welkepunkt (Abb. 1). Daraus ergibt sich die Notwendigkeit, die Untersuchungen den im Feld gemessenen Austrocknungszuständen anzupassen.

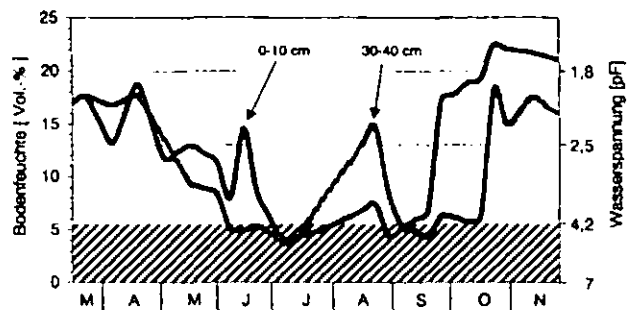


Abbildung 1: Verlauf der Bodenfeuchte unter Luzerne im Jahresgang 2002 am Standorte Jä-01 in den Tiefenstufen 0-10 cm und 30-40 cm; Tagebau Jänschwalde.

<sup>1)</sup> Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, PF 101344, 03013 Cottbus, stock@tu-cottbus.de, Tel.: 0355/69 4101

**Kohäsion**

Aus bodenkundlichen Untersuchungen ist bekannt, dass mit zunehmender Wasserspannung die durch Wasserbrücken zwischen den Mineralkörnern des Bodens verursachte Kohäsionskraft steigt (Snyder and Miller, 1985). Der Anstieg der Kohäsionskraft korreliert dabei positiv mit der Austrocknung des Substrats. Aus diesem Grund ähnelt die Grundform der Kurve von Wasserspannung und Kohäsion der Wasserspannung-Wassergehalts-Kurve.

Für Sande gilt dies jedoch nur eingeschränkt, da diese im trockenen wie wassergesättigten Zustand in der Regel kohäsionslos sind.

Dass die untersuchten schluffigen Sande trotzdem derart hohe Kohäsionskräfte mobilisieren, kann nur durch ein zementierendes Bindemittel erklärt werden. Diese Eigenschaft besitzt das reichlich enthaltene Carbonat. Es ist in der gesamten Bodenmatrix präsent und befindet sich überwiegend fein verteilt an den Kontaktpunkten zwischen den Mineralkörnern (Abb. 2).



Abbildung 2: Räumliche Verteilung von Carbonat (schwarze Pixel) in der Bodenmatrix von Jä-07 (REM-Aufnahme 2,5 mm x 2,5 mm).

Die Kohäsionskraft der untersuchten schluffigen Sande steigt von unter 10 kN/m<sup>2</sup> im wassergesättigten Zustand bis auf Maximalwerte von 115-130 kN/m<sup>2</sup> an lufttrockenen Präparaten (Abb. 3). Dieses entspricht einer Zugkraft von 11,5-13 t/m<sup>2</sup>. Vergleicht man dies mit der mittleren Zugkraft von Luftkalkmörtel von 100 kN/m<sup>2</sup> (Biegholdt und Thiele, 1996) so erhält man eine reale Vorstellung von der Intensität der Substratverfestigung.

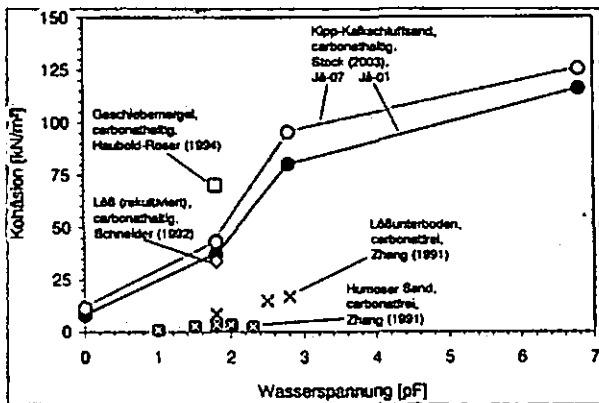


Abbildung 3: Vergleich von Kohäsions- und Wasserspannung ungestört gewonnener Proben aus carbonathaltigem pleistozänem Rekultivierungssubstrat (Stock et. al., 2003) mit Daten von Zhang (1991), Schneider (1992) und Haubold-Rosar (1994).

Vergleichswerte von Haubold-Rosar (1994) bestätigen, dass die im Lausitzer Braunkohlerevier zur landwirtschaftlichen Rekultivierung eingesetzten carbonathaltigen pleistozänen Sedimente allgemein hohe Kohäsionskräfte mobilisieren. Trotz ähnlicher Kornverteilung des Sandbodens von Zhang (1991) und des untersuchten Kipp-Kalkschluffands erreicht erster nur Kohäsionswerte von maximal 3,5 kN/m<sup>2</sup>. Der carbonatfreie Löss erreicht mit 17,0 kN/m<sup>2</sup> ebenfalls nur geringe Werte. Die Kohäsionsspannung des rekultivierten, stark carbonathaltigen Löss von Schneider (1992) ist mit der des Kipp-Kalkschluffands vergleichbar.

**Eindringwiderstand**

Der Eindringwiderstand eines Bodens ist vornehmlich von der Lagerungsdichte, dem Wassergehalt und bodenstabilisierenden Stoffen abhängig. Er wird, um eine Vergleichbarkeit der Daten zu gewährleisten, in der Regel bei Feldkapazität bestimmt. Dieser Zustand trifft für die untersuchten Standorte jedoch nur auf den Beginn der Vegetationsperiode zu (Abb. 1), da der Welkepunkt im Laufe der Vegetationsperiode z.T. wochenlang unterschritten wird. Aus diesem Grund wurde der Eindringwiderstand auch an stärker entwässerten Bodenproben bestimmt.

Anders als die Kohäsionskraft steigt der Eindringwiderstand mit steigender Wasserspannung exponentiell und nicht in Form einer pFWg-Kurve. Aus Abbildung 4 wird deutlich, dass der Eindringwiderstand an den untersuchten landwirtschaftlich rekultivierten Standorten noch vor Erreichen des Welkepunkts, also noch im Bereich pflanzenverfügbaren Wassers, den für das Wurzelwachstum von Pflanzen beschriebenen Grenzwert von 4 MPa überschreitet (Ehlers, 1993).

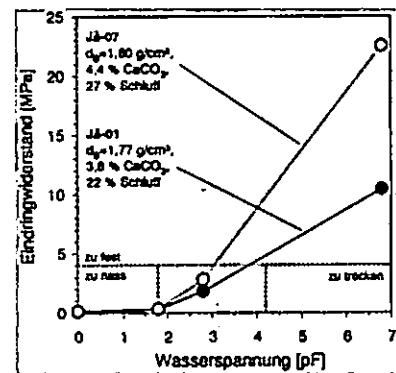


Abbildung 4: Eindringwiderstand in Abhängigkeit von der Wasserspannung an ungestört gewonnenen Proben aus carbonathaltigem pleistozänem Rekultivierungssubstrat.

**Zusammenfassung**

Die Untersuchungen zeigen: Die Verfestigung ist wassergehaltsabhängig, das sedimentbürtige Carbonat wirkt als Bindemittel, die im Feld wirksame Kohäsionsspannung ist mit der Zugkraft von Luftkalkmörtel vergleichbar und der Eindringwiderstand erreicht bereits im Bereich der nutzbaren Feldkapazität den Grenzwert für die Durchwurzelung.

**Danksagung**

Die Autoren danken der Vattenfall Europe Mining and Generation AG für die gewährte Unterstützung zur Realisierung des Forschungsvorhabens.

**Literatur**

Biegholdt, H.-A. und R. Thiele (1996): Praktische und theoretische Untersuchungen an ausgeführtem Mauerwerk zur Ermittlung der Materialkennwerte und ihres Einflusses auf das Tragverhalten am Beispiel der Leipziger Bundwand. In: Leipzig Annual Civil Engineering Report No.1, Universität Leipzig, 13-31. J. Ehlers, W. (1993): Kann Bodenbearbeitung zum Schutz des Bodens vor Verdichtung und Erosion beitragen? Mit. Dt. Bdkl. Ges. 72, 1447-1450. J. Lebert, M. and R. Horn (1991): A Method to predict the mechanical strength of agricultural soils. Soil & Tillage Research, 19, 275-286. J. Haubold-Rosar, M. (1996): Bodenphysikalische und -mechanische Eigenschaften landwirtschaftlich rekultivierter Böden aus Löss und Geschlebeermergel/Lehm sowie Möglichkeiten ihrer Melioration. Berichte aus der Geowissenschaft, Shaker Verl., Diss. 1994, Univ. Trier. J. Schneider, R. (1992): Gefügebildung in Neulandböden aus Löss und Hafenschlick und deren Auswirkungen auf bodenphysikalische und mechanische Parameter. Berichte aus der Geowissenschaft, Shaker Verl., Diss. 1991, Univ. Trier. J. Snyder, V.A. and R.D. Miller (1985): Tensile strength of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 49, 58-65. J. Stock, O., Bens, O. und R.F. Häußl (2003): Initiale Bodenbildung an landwirtschaftlichen Rekultivierungsstandorten - Fallbeispiel Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. In: Abschlussbericht zum Anwendungsorientierten Forschungsvorhaben zur Optimierung von Rekultivierungsmaßnahmen in der Vattenfall Europe AG, Cottbus, Sept. 2003. Zhang, H. (1991): Der Einfluß von organischer Substanz auf die mechanischen Eigenschaften von Böden. Diss. 1991, Univ. Hannover.



## Untersuchungen zur Elution eines stark anthropogen belasteten Bodens

W. Berger, J. Eckardt, U. Kalbe, G. Christoph

### Einleitung

Mit Einführung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) [1] hat sich die Beurteilung des Gefährdungspotenzials für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser grundlegend geändert. Entscheidend ist nicht mehr der Gesamtschadstoffgehalt im Feststoff, sondern der mit dem Bodenwasser mobilisierbare Schadstoffanteil, um dessen Eintrag aus der kontaminierten Fläche in das Grundwasser abschätzen zu können. Diese Abschätzung kann u.a. auf der Grundlage von Materialuntersuchungen im Labor (Elution, Extraktion) erfolgen. Für organische Schadstoffe ist vorzugsweise die Durchführung von Säulenversuchen vorgesehen. In diesem Beitrag werden die Ergebnisse von Säulen- und Batchversuchen an einem mit polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) belasteten Boden gegenübergestellt und diskutiert.

### Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden mit einem Boden eines ehemaligen Teerwerkstandortes durchgeführt, welcher im Verlaufe der Historie relativ stark mit PAK kontaminiert wurde. Bei dem Boden handelt es sich um einen schwach grobsandigen Mittelsand mit einem Durchlässigkeitsbeiwert  $K_f$  von ca.  $10^{-5} \text{ ms}^{-1}$ . Der pH-Wert betrug 8,8.

Um vergleichbare Elutionsuntersuchungen durchführen zu können, wurde der Boden mit Hilfe eines Cross-riifling-Verfahrens hinreichend homogenisiert.

Mit folgenden Methoden wurde das Elutionsverhalten des Bodens untersucht:

- Durchführung von Säulenversuchen in Anlehnung an DIN V 19736 [2], Kontaktzeit bis 164 h und Austausch von ca. 50 Porenvolumina

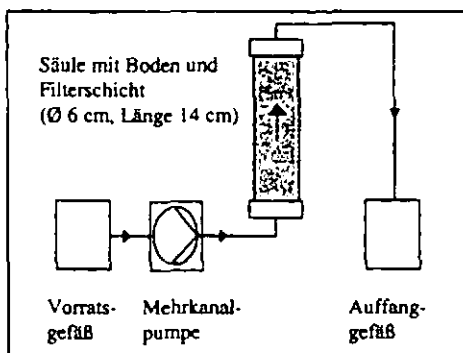


Abb. 1: Schematischer Säulenversuchsaufbau

- Herstellung und Untersuchung von Eluaten mit den Flüssigkeits-/ Feststoffverhältnissen von 2 l/kg (DIN EN 12457-1 [3]) sowie 10 l/kg (DIN 38414-4 [4]) bei einer Kontaktzeit von 24 h und unterschiedlichen Präparationsschritten für die chemische Analytik (Membranfiltration 0,45 µm, Zentrifugation 30 min /3800 g)
- Analytik der PAK nach DIN 38407-18 [5]

In den Eluaten wurden pH-Wert, DOC, Trübung und Leitfähigkeit bestimmt.

### Ergebnisse

Die bei den Säulenversuchen kumulativ mobilisierten PAK (Summe und nachgewiesene Einzelverbindungen) sind in Abbildung 2 dargestellt.

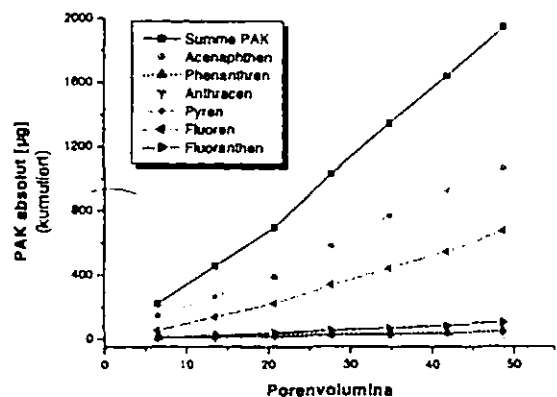


Abb. 2: Ergebnisse von Säulenversuchen mit PAK-belastetem Boden

Es zeigt sich, dass über einen Zeitraum von sieben Tagen bei einer relativ konstanten Freisetzungsrates insgesamt ca. 2000 µg PAK mobilisiert wurden. Die Konzentrationen im Säuleneluat betragen zu Beginn der Versuche (erste Messungen) 240 µg/l und zum Ende (nach ca. 50 ausgetauschten Porenvolumina) 335 µg/l Summe PAK.

Die Ergebnisse der Bestimmungen von Leitfähigkeit, Trübung und pH-Wert im Verlaufe der Säulenversuche sind in Abbildung 3 dargestellt.

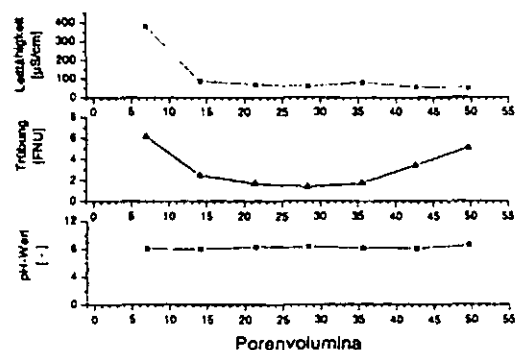


Abb. 3: Säulenversuchsergebnisse für Leitfähigkeit, Trübung und pH-Wert

Die Trübungswerte lagen in allen Fällen unter 10 FNU (Formacin Nephelometric Unit). In Abb. 4 bzw. Abb. 5 sind die Ergebnisse von Eluatuntersuchungen mit Flüssigkeit-/ Feststoffverhältnissen von 2 l/kg bzw. 10 l/kg jeweils mit unterschiedlichen Präparations-schritten für die chemische Analytik (Filtration, Zentrifugation) gegenübergestellt.

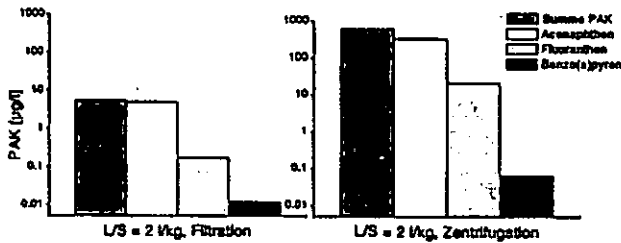


Abb. 4: Ergebnisse PAK-Konzentrationen in Eluaten mit Flüssigkeits-/Feststoffverhältnissen von 2 l/kg und unterschiedlicher Probenpräparation

Bei den Eluaten mit Flüssigkeits-/ Feststoffverhältnissen von 2 l/kg und 10 l/kg (Batchversuche) ist eine deutliche Abhängigkeit der ermittelten Konzentrationen von der Probenpräparation zur Abtrennung von Trübstoffen für die chemische Analytik zu erkennen. Die Gehalte der nur mit Hilfe einer Zentrifugation gewonnenen Eluate lagen unabhängig vom Flüssigkeits-/ Feststoffverhältnis um ein Vielfaches über denen der Eluate, bei denen eine Membran-Druckfiltration vorgenommen wurde (Faktor bis >100). Durch die Filtration wird ein stärkeres Abtrennen der Trübstoffe erreicht (FNU <1), an welche ein nicht unbedeutender Anteil der PAK gebunden ist.

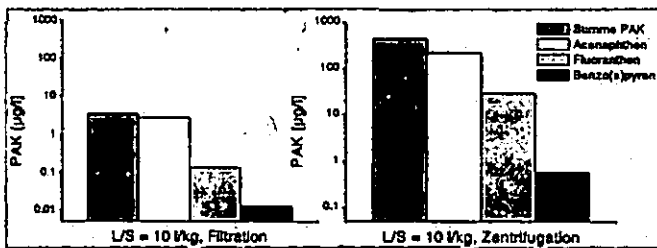


Abb. 5: Ergebnisse PAK-Konzentrationen in Eluaten mit Flüssigkeits-/Feststoffverhältnissen von 2 l/kg und unterschiedlicher Probenpräparation

Bei den Säulenversuchen wurden schon nach wenigen ausgetauschten Porenvolumina relativ geringe Trübungswerte erreicht. Dennoch sind die PAK-Gehalte in den Säuleneluaten vergleichsweise hoch (Abb.2). Vergleiche von Batch- und Säulenversuchen an Böden, die mit Polychlorierten Biphenylen (PCB) belastet waren, ließen ähnliche Tendenzen erkennen [6].

### Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse von Säulen- und Batchversuchen mit einem PAK-belasteten Boden zeigen stark voneinander abweichende Schadstoffkonzentrationen in den wässrigen Eluaten. Die Filtration der in Batch-Versuchen gewonnenen Eluate führt offensichtlich zu deutlichen Minderbefunden.

Bei Elutionsuntersuchungen sind die Randbedingungen bezüglich der Probenpräparation, der Versuchsdurchführung sowie die begleitenden Parameter sorgfältig zu dokumentieren, da eine unkritische Interpretation von Analysenbefunden zu unterschiedlichen Bewertungen bezüglich des Gefährdungspotenzials eines Altstandortes führen kann.

### Literatur

- [1] Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV): BGBl. I, 1554ff (16.07.1999)
- [2] DIN V 19 736: Bodenbeschaffenheit, Ableitung von Konzentrationen organischer Stoffe im Bodenwasser, Ausgabe Oktober 1998
- [3] DIN EN 12457-1: Charakterisierung von Abfällen; Eluierung - Deklarationstest für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen, Teil 1: Einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits/Feststoffverhältnis von 2 l/kg und einer Korngröße unter 4 mm (ohne oder mit Korngrößenreduzierung), Ausgabe Februar 2000
- [4] DIN 38414-4: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S 4) Ausgabe Oktober 1984
- [5] DIN 38407-18: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Gemeinsam erfassbare Stoffgruppen (Gruppe F - Teil 18: Bestimmung von 15 polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) durch Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie (HPLC) mit Fluoreszenzdetektion (F 18), Ausgabe Mai 1999
- [6] GRATHWOHL, P. (2000): Materialuntersuchung in Säulenversuchen als Teil der Sickerwasserprognose: Konzeption, Reproduzierbarkeit, Kosten und Interpretation der Ergebnisse.- Bodenschutz 2.2000, 38-42

# Ein- und zweidimensionale Modellierung der Wasserflüsse in heterogenen, forstlich rekultivierten Kippenböden des Braunkohletagebaues

Uwe Buczko<sup>1</sup>, Horst H. Gerke<sup>2</sup>, Reinhard F. Hüttl<sup>3</sup>

## Einleitung

Für die ehemaligen Tagebaue des Lausitzer Braunkohlereviere werden Daten über Quantität und Qualität der in das Grundwasser eingetragenen sauren Sickerwässer benötigt. Die Heterogenität erschwert dabei die Modellierung der Wasser- und Stoffflüsse. Die meist verwendeten 1D-Modelle sind daher vermutlich fehlerbehaftet. Ziele dieses Beitrages sind zum einen eine verbesserte Quantifizierung der Wasser- und Stoffflüsse in Kippenböden des Braunkohletagebaues, und zum anderen eine Quantifizierung der räumlichen Variabilität der Wasser- und Stoffflüsse unter Einbeziehung der Kippenstrukturen und gemessener Bodenparameter.

## Standort

Der Untersuchungsstandort „Bärenbrücker Höhe“, 12 km NE von Cottbus, wurde 1977 als Aussenkippe der Tagebaue Cottbus-Nord und Jänschwalde verkippt. Er besteht aus grobklastischen Sedimenten tertiären und quartären Alters. 1978 wurde er mit 190 t/ha CaO in Form von Kesselhausasche melioriert, die bis 40 cm Tiefe eingepflügt wurde. 1982 erfolgte eine Aufforstung mit *Pinus nigra*. Über einen Zeitraum von fast zwei Jahren wurde das Sickerwasser aus 1,10 m Bodentiefe räumlich aufgelöst mit einem Zellenlysimeter erfasst (Hangen 2003). Die räumliche Heterogenität der Bodeneigenschaften wurde u.a. in Bezug zur Hydrophobie dokumentiert (Gerke et al. 2001).

## 1D-Simulation des Wasserhaushalts

Der Wasserhaushalt wurde für den Zeitraum Mai 1995 bis März 1999 (Scherzer 2001) mit dem 1D SVAT (soil-vegetation-atmosphere-transfer) Model SOIL/COUP (Jansson & Karlberg 2001) simuliert, auf der Basis von gemessenen Klimadaten, und Bodentensionen in 20, 60 und 100 cm Tiefe.

<sup>1</sup> Lehrstuhl Hydrologie, Univ. Bayreuth, E-Mail: Uwe.Buczko@uni-bayreuth.de

<sup>2</sup> Institut f. Bodenlandschaftsforschung, Leibniz-Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Müncheberg

<sup>3</sup> Lehrstuhl f. Bodenschutz u. Rekultivierung, Brandenburgische Technische Universität Cottbus

Diese Simulationen wurden unter Beibehaltung der Parameter bis September 2001 fortgeführt. Für das Jahr 2001 standen gemessene Sickerwasserraten vom Zellenlysimeter zur Verfügung. Abb. 1 zeigt Monatswerte der mit dem 1D-Modell simulierten und der gemessenen Sickerraten. Die mit dem 1D Modell simulierte Tiefensickerung ist deutlich geringer als die in 2001 gemessenen Raten. Im trockenen Jahr 2001 ist die simulierte Tiefensickerung fast null, während im Zellenlysimeter bis zu 18 mm pro Monat gemessen wurden. Wird die Evapotranspiration im 1D-Modell so verringert, dass die Summe der simulierten Tiefensickerung für den Zeitraum Januar bis September 2001 gleich der gemessenen Tiefensickerung ist, erhält man für den Zeitraum bis 1999 wesentlich höhere simulierte Tiefensickerungen (Dreieckssymbole in Abb. 1). Das Maximum der simulierten Tiefensickerung in 2001 liegt jedoch im Mai, während die gemessenen Sickerwassermengen im März am höchsten sind.

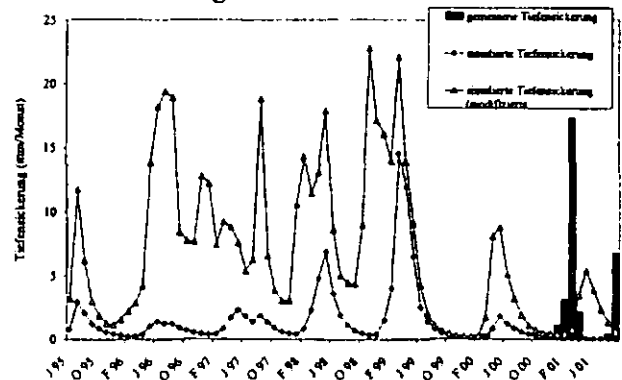


Abb. 1: 1D-Simulation - simulierte und gemessene Tiefensickerung (Monatswerte).

## 2D-Simulationen

Für die 2D-Simulationen wurde das numerische Finite-Elemente Modell Hydrus-2D (Simunek et al. 1999) verwendet. Der simulierte Querschnitt wurde aufgrund visueller Kriterien von Detailaufnahmen nach Abgraben des Bodenmonoliths konstruiert. Demnach wird die 40 cm mächtige, homogene Meliorationsschicht an der Oberfläche von mehreren, mit 35 Grad einfallenden Kippstrukturen unterlagert. Die hydraulischen Parameter der einzelnen Kippenstrukturen wurden, ähnlich wie in Buczko (1999), auf Basis der gemessenen Textur, Lagerungsdichte und der Kohlegehalte berechnet. Die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit wurde mit der Kozeny-Carman Gleichung berechnet. Dabei wurde der Gehalt an kohligen Partikeln von über 2 mm Durchmesser von der durchflossenen Porosität abgezogen. Die pF-WG-Beziehung wurde für die sandige Matrix mit dem Arya-Paris-Modell berechnet. Für die Sand-Kohlegemische der einzelnen Kipprippen wurde die pF-WG-Kurve jeweils als volumengewichtetes Mittel der Kurven für die Sandmatrix und derjenigen der kohligen Partikel berechnet (Abb. 2).

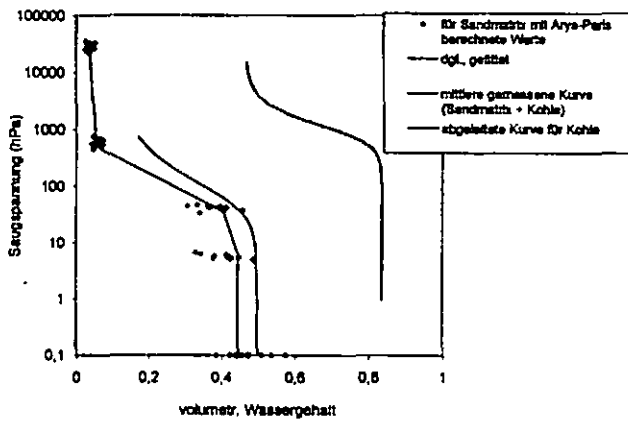


Abb. 2: Berechnung der gesamt-pF-WG-Kurve für kohlehaltigen Kippenboden.

Es wurden Szenarien simuliert, wobei vor allem die räumliche Verteilung der bodenhydraulischen Parameter variiert wurde. Abb. 3 zeigt Tageswerte der gemessenen und simulierten Sickerwasserflüsse für verschiedene räumliche Verteilungen der hydraulischen Parameter (L1A: homogen; L1B: geostatistische Variabilität; L1C: mehrere in sich homogene Kipprippenstrukturen; L1D: Kipprippen plus kleinräumige geostatistische Variabilität). Das Maximum der simulierten Sickerwasserflüsse ist um etwa 2 Wochen gegenüber dem Maximum der gemessenen Sickerwasserflüsse verschoben.

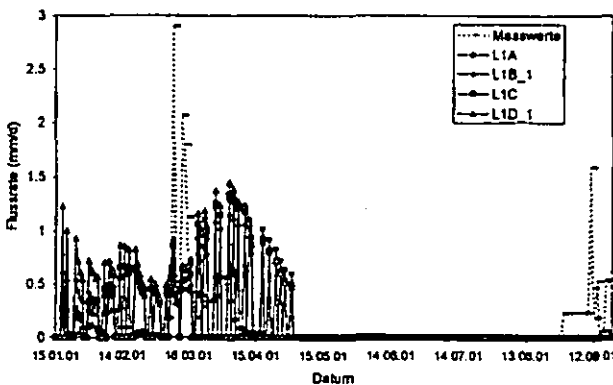


Abb. 3: 2D-Simulation - Tageswerte der gemessenen und simulierten Sickerwasserflüsse.

Die am Standort gemessenen Sickerwasserflüsse zeigen eine extreme räumliche Variabilität, die durch die 2D-Simulationen nur rudimentär wiedergegeben wird (Abb. 4).

Die aus den Messungen ermittelte zeitliche und räumliche Variabilität der Sickerwasserflüsse lässt sich auch durch Hysterese der pF-WG-Funktion, noch durch Anisotropie der hydraulischen Leitfähigkeit, und auch nicht durch verschiedene Wurzelverteilungen nachsimulieren. Dies trifft in noch stärkerem Maße für die Simulation des Bromid-Tracerversuchs zu (hier nicht dargestellt): Während im Zellenlysimeter bereits nach 2 Monaten Bromid im Sickerwasser gemessen wurde, betrug die durchschnittliche simulierte Tiefenverlagerung über einen Zeitraum von fast 11 Monaten lediglich 25 cm.

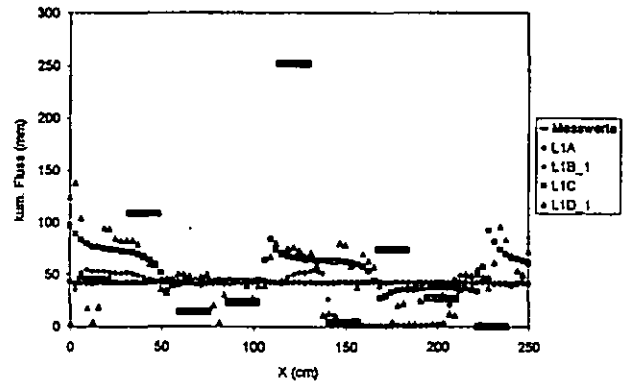


Abb. 4: Räumliche Variabilität der gemessenen und simulierten Sickerwasserflüsse (Summe Januar bis September 2001).

### Schlussfolgerungen

Die in-situ gemessenen Sickerwasserflüsse können in ihrer Summe zwar mit einem 1D-SVAT-Modell nachsimuliert werden, jedoch mit einer deutlichen zeitlichen Verzögerung. Ein 2D-Modell mit Kippstrukturen und hydraulischen Parametern, gibt die zeitliche Verteilung der gemessenen Sickerwasserflüsse besser wieder, scheitert aber bei der räumlichen Variabilität und bei der Beschreibung des Stofftransports. Der im untersuchten Kippboden beobachtete präferenzielle Fluss kann vermutlich nur mit anderen Modellansätzen beschrieben werden (z.B. Dual-Porositätsmodell).

### Literatur

- Buczko, U. 1999. Modellierung des Wasserflusses und Stofftransports in der wasserungesättigten Zone heterogener Braunkohletagebau-Abraumkippen der Lausitz. Cottbuser Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung, Bd. 6.
- Gerke, H.H., Hangen, E., Schaaf, W. & Hüttl, R.F., 2001. Spatial variability of potential water repellency in a lignitic mine soil afforested with *Pinus nigra*. *Geoderma* 102, 255–274.
- Hangen, E. 2003. Präferenzierter Fluss in einem heterogenen aufgeforsteten Kippboden. Cottbuser Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung, Bd. 19.
- Jansson, P-E & Karlberg, L. 2001. Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere systems. Royal Institute of Technology, Dept of Civil and Environmental Engineering, Stockholm 325pp., ([ftp://www.lwr.kth.se/CoupModel/CoupModel.pdf](http://www.lwr.kth.se/CoupModel/CoupModel.pdf))
- Scherzer, J. 2001. Der Wasserhaushalt von Kiefernforsten auf Kippböden der Niederlausitz. Cottbuser Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung, Band 16.
- Simunek, J., Sejna, M. & van Genuchten, M. Th., 1999. The HYDRUS-2D Software Package for Simulating the Two-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media, Version 2.0.- U.S. Salinity Laboratory, Riverside, CA.

# Diversität des Wasserflusses in Acrisols, N-Thailand

Holger Ciglasch,<sup>1</sup> Wulf Amelung,<sup>1</sup>

Suphot Tootrakool<sup>2</sup> und Martin Kaupenjohann<sup>1</sup>

## Einleitung

Ausdehnung der landwirtschaftlichen Nutzflächen und Intensivierung der Produktion gehen in den Tropen mit massiven Steigerungen des Agrochemikalienaufwands einher. Bereits 1996 wurden in Thailand 45.000 t Pflanzenschutzmittel (PSM) importiert (1). Im nordthailändischen Obstbau werden überwiegend Insektizide und Fungizide eingesetzt. Über deren umweltschädliche Nebenwirkungen wird zwar in der Presse berichtet, aus Thailand ist uns aber erst eine wissenschaftliche Untersuchung zum Umweltverhalten von PSM bekannt, die sich auf ein Flusswasser-Screening im Tiefland beschränkt, wo überwiegend Reisanbau auf Nassfeldern betrieben wird (2). In Landnutzungssystemen wie etwa dem Obstbau, die nicht im direkten Austausch mit dem Oberflächengewässer stehen, sind die Transportprozesse, die zum Austrag der PSM aus dem Anbaubereich führen, ungleich komplexer als im Reisanbau. Besondere Bedeutung hat hierbei der sogenannte präferenzielle Fluss (3). Mit dieser Arbeit soll

- eine Methode etabliert werden, mit der in einer thailändischen Litschiplantage kleinräumig Wasser und Schadstoffflüsse erfasst werden können.
- präferentieller Fluss identifiziert werden.
- die Relevanz des präferenziellen Flusses für den PSM-Austrag aus dem betrachteten Acrisol untersucht werden.

## Material und Methoden

Vor der Regenzeit 2001 wurden in einer Lytcheeplantage in Mae Sa Mai, 30 km NO von Chiang Mai, N-Thailand zwei Profile mit einer tensionsgesteuerten Saugplattenan-

lage (4) ausgestattet (jeweils 17 Platten mit 9 cm Ø; Abb.1; ecoTech, Bonn). Nach manueller Applikation von PSM auf die Fläche oberhalb der Extraktionsanlage gewannen wir über acht Wochen im zweitägigen Rhythmus Bodenlösung, die nach der Methode von Nikolakis et al. (5) auf PSM analysiert wurde. Die Heterogenität des Fließfeldes wurde mit einer Modifikation des Simpson Index (6, Gl. 1) beschrieben.

$$SI = \sum q_i^2$$

$$q_i = \frac{\text{Volumen Saugplatte } i}{\text{Gesamtvolumen alle Platten}} \quad (Gl. 1)$$

## Ergebnisse und Diskussion

Es gelang, den Unterdruck im Extraktionssystem mit einer Abweichung von durchschnittlich 2 bis 4 hPa auf das mittlere Matrixpotenzial des Bodens einzustellen, sodass eine Beprobung des tatsächlich perkolierenden Wassers erfolgte (7). Somit lieferten die tensionsgesteuerten Saugplatten Flussdaten, die eine statistische Analyse des Fließfeldes ermöglichten. Die Heterogenität des Fließfeldes, ausgedrückt als Simpson Index, korrelierte bei mittleren Flussraten unter 4 mm in zwei Tagen negativ logarithmisch ( $r^2=0.80$ ) mit der gesammelten Perkolatmenge (Abb. 2).

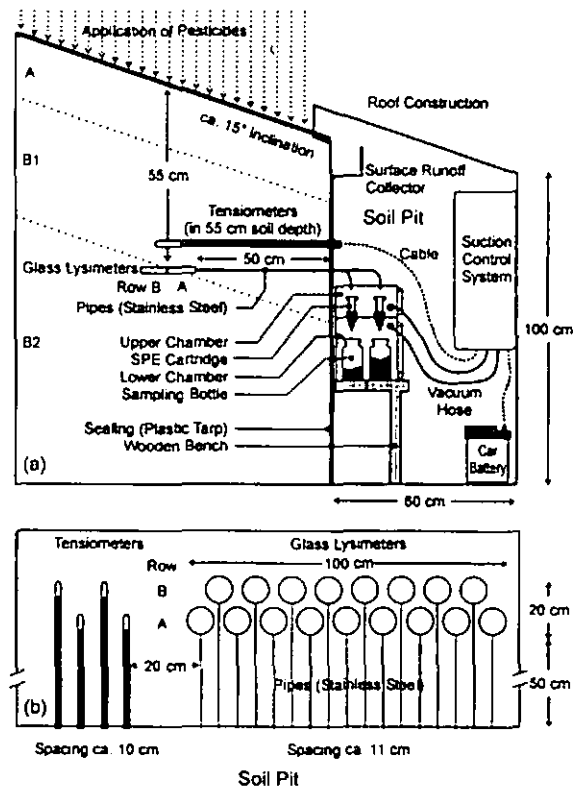


Abb. 1: Design der Probenahme. (a) Querschnitt durch das Hangprofil. (b) Aufsicht.

<sup>1</sup> Technische Universität Berlin, Sekr. BK, Salzufer 12, 10587 Berlin

<sup>2</sup> Chiang Mai University, Faculty of Agriculture, Institute of Soil Science and Conservation, Chiang Mai 50200, Thailand

Dieser präferenzielle Fluss bei niedriger Wassersättigung des Bodens ist als *fingering* ( $\delta$ ) interpretierbar. Bei höheren mittleren Flussraten als 4 mm in zwei Tagen knickt die Beziehung zwischen Simpson Index und Perkolatmenge ab und verläuft fast horizontal (Abb. 2). Dies bedeutet, dass sich oberhalb dieses Schwellenwertes ein verhältnismäßig homogenes Fließfeld einstellt, in welchem Matrixfluss das Transportregime dominiert. Diese Tatsache bewirkt, dass während des Transportes der Pestizide in der Bodenlösung ein chromatographischer Effekt auftritt. Mit Ausnahme von Cypermethrin, das in der applizierten Formulierung Lösungsvermittler enthält, sinkt deshalb die Wiederfindung der PSM mit steigendem Oktanol-Wasser Verteilungskoeffizienten (Abb. 3). Allerdings findet der überwiegende Transport der Stoffe im *first flush*, der nach dem ersten Starkregenereignis nach Applikation erfolgt, statt. Anscheinend tritt zwar bei nahezu wassergesättigtem Boden präferenzielles Fließen in Form von Makroporenfluss auf, jedoch verändert dies quantitativ die Fließfeldheterogenität zu wenig, um sich im Simpson Index sichtbar niederzuschlagen. Nach wenigen Tagen (maximal zwei Wochen) waren keine Pestizide mehr in der Bodenlösung detektierbar, vermutlich aufgrund kurzer Feldhalbwertszeiten der untersuchten Stoffe (vgl. 9).

### Schlussfolgerungen

Das gewählte Versuchsdesign erwies sich als geeignet, um perkolierendes Wasser in einem Acrisol kleinräumig zu erfassen und auf PSM-Rückstände zu analysieren. Die mittlere Perkolatmenge, die in 55 cm Bodentiefe gesamt-

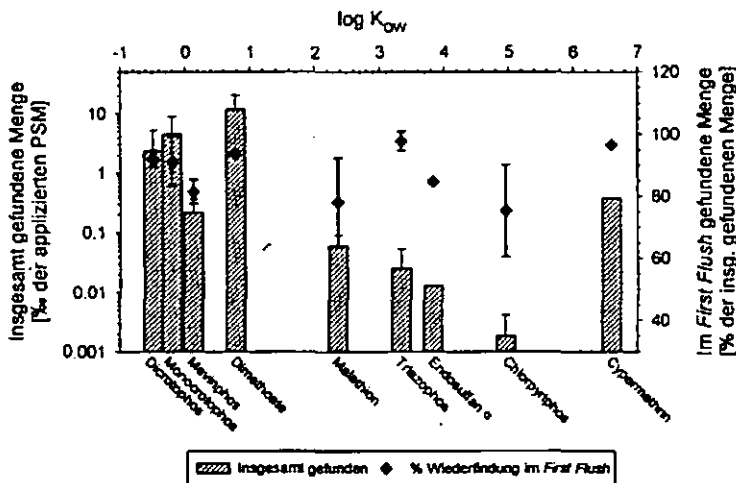


Abb. 3: Wiederfindungen der applizierten PSM als Anteil der Applikationsmenge sowie im *First Flush* in Abhängigkeit des Oktanol-Wasser Verteilungskoeffizienten ( $K_{ow}$ ).

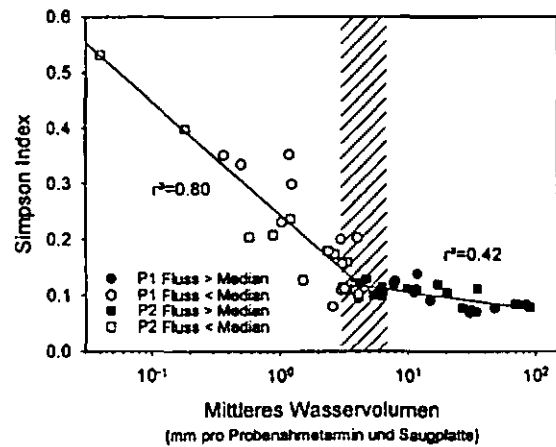


Abb. 2: Simpson Index der Fließfeldheterogenität in Abhängigkeit des mittleren Wasservolumens pro Saugplatte, das am jeweiligen Probenahmetermin gesammelt wurde.

melt wurde steuerte das Fließregime. Hierbei ließ sich ein Schwellenwert feststellen, unterhalb dessen das Fließfeld von einem durch Matrixfluss dominierten Regime auf *fingering* umschaltete. Dieser präferenzielle Fluss bei geringer Bodenfeuchte trug jedoch kaum zur Translokation von PSM bei: Ihr Austrag erfolgte, unabhängig von physikochemischen Eigenschaften der Wirkstoffe, fast ausschließlich im ersten Niederschlag nach Applikation (*first flush*). Im Hinblick auf eine Grundwassergefährdung durch die untersuchten PSM ist somit von besonderer Bedeutung, wie viel Zeit zwischen Applikation und dem ersten Starkregenereignis vergeht.

### Literatur

- Center for Agricultural Information *Agricultural statistics of thailand, crop year 1997/98*; Center for Agricultural Information: Bangkok, Thailand, 1998.
- Baun, A.; Bussarawit, N.; Nyholm, N. Screening of pesticide toxicity in surface water from an agricultural area at Phuket Island (Thailand). *Environmental Pollution* 1998, 102, 185-190.
- Flury, M. Experimental evidence of transport of pesticides through field soils - A review. *Journal of Environmental Quality* 1996, 25, 25-45.
- Siemens, J.; Kaupenjohann, M. Quantifizierung der Sickerung, Methodenvergleich und Validierung. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 1999, 91, 879-881.
- Nikolakis, A.; Amelung, W.; Zech, W. Multirückstandsanalyse von Pflanzenschutzmitteln in Böden und Gewässern Thailands. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 1999, 91, 449-452.
- Simpson, E. H. Measurement of Diversity. *Nature* 1949, 163, 688-688.
- Ciglasch, H.; Amelung, W.; Tootrakool, S.; Kaupenjohann, M. Diversity of water flow pattern and pesticide fluxes in a tropical upland soil, N-Thailand. *Water Resources Research* submitted.
- Hillel, D.; Baker, R. S. A descriptive theory of fingering during infiltration into layered soils. *Soil Science* 1988, 146, 51-56.
- Laabs, V.; Amelung, W.; Pinto, A.; Zech, W. Fate of pesticides in tropical soils of Brazil under field conditions. *Journal of Environmental Quality* 2002, 31, 256-268.

# Der Transfer von Wasser und Stoffen von der Atmosphäre ins Grundwasser in einem Kiefernwald Ökosystem – Messungen und Modellierungsansätze

M. Deurer<sup>1</sup> und J. Böttcher<sup>1</sup>

## Einleitung

Viele Aquifere im norddeutschen Flachland, die zur Trinkwassergewinnung genutzt werden, befinden sich unter Kiefernwald. Entsprechend ist die Prognose des Transfers von Stoffen aus der Atmosphäre ins Grundwasser wichtig für den Schutz und das Management der Trinkwasserqualität.

Für den Standort Fuhrberger Feld, einen Kiefernwald über einem grundwassernahen Gley-Podsol aus Mittelsand nördlich von Hannover, liegen umfangreiche Erkenntnisse vor. Das Verteilungsmuster von Bestandesniederschlag und -deposition zeigt für die Zeit der Grundwasserneubildung (~Nov.-März) eine deutliche Korrelation zur Geometrie der Baumkronen (Böttcher et al., 1997; Teichert, 2000). Erstaunlich ist, dass auch nach dem Transport der Stoffe durch die ungesättigte Zone das Verteilungsmuster der Bestandesdeposition im Frühjahr am oberflächennahen Grundwasser identifiziert werden kann (Böttcher et al., 1997; Teichert, 2000).

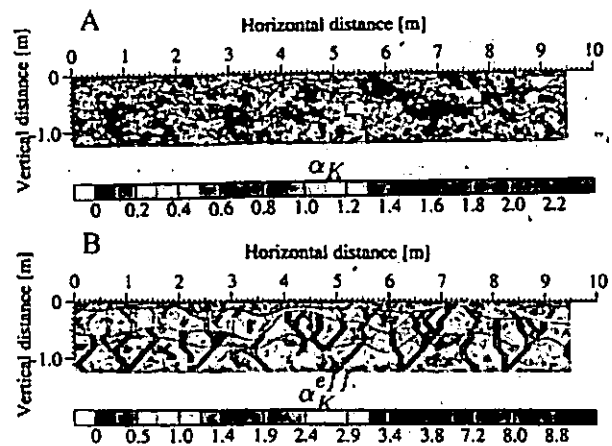
**Ziel der Arbeit** war es u.a. folgende Frage zu klären: *Welche hydraulischen Eigenschaften sind grundsätzlich notwendig, um das Muster der Bestandesdeposition von Chlorid im oberflächennahen Grundwasser während der Zeit der Grundwasserneubildung wiederzufinden?*

## Material und Methoden

Die Frage wurde mit Hilfe numerischer Simulationen des Transportes von Chlorid an einem zweidimensionalen, 10 m langen Transekt entlang von zwei Bäumen bearbeitet. Am Standort fanden entlang eines solchen 10 m langen Transektes detaillierte, zeitlich und räumlich aufgelöste Messungen statt (Teichert, 2000; Deurer, 2000). Die Verteilung des Bestandesniederschlags und der -deposition von Chlorid im Zeitraum der Grundwasserneubildung, wie auch die Verteilung der Chloridkonzentrationen und der Matrixpotentiale im Boden zu Beginn der Grundwasserneubildung standen als Rand- und Anfangsbedingungen für die Simulationen zur Verfügung. Die am Standort gemessenen hydraulischen Eigenschaften wurden mit zwei

verschiedenen Ansätzen parameterisiert (s. Abb. 1). **A)** Räumlich korrelierte variable Eigenschaften mit Hilfe von Skalierungsfaktoren, die sich den mittleren Eigenschaften einzelner Horizonte unterordnen. (Deurer et al., 2001). **B)** Entspricht A mit einer Ausnahme. Ein Teil der gemessenen Variabilität der hydraulischen Leitfähigkeit wird durch eine horizontübergreifende, netzartige Sekundärstruktur erhöhter Leitfähigkeit repräsentiert. Die Topologie dieser skalenabhängigen Sekundärstruktur wurde aus der kleinräumig gemessenen Struktur der Wasserretention abgeleitet (Deurer et al., 2003).

Die mit den verschiedenen Ansätzen berechneten Verteilungsmuster von Chlorid an der Grundwasseroberfläche wurden mit dem Muster der Bestandesdeposition verglichen. Zusätzlich wurde mit Hilfe der Spektralanalyse die kleinräumige Periodizität gemessener (30 m lange Transekte, Beprobungsabstand 0.5 m) wie auch simulierter Chloridkonzentrationen (10 m Transekt) des oberflächennahen Grundwassers analysiert.



**Abbildung 1:** Die Variabilität des Skalierungsfaktors der hydraulischen Leitfähigkeit. Die durchgezogenen Linien markieren die Horizontgrenzen. **A)** Ansatz A **B)** Ansatz B.

## Zusammenfassung der Ergebnisse

Für die simulierte Verteilung des Chlorid im oberflächennahen Grundwasser (OGW) während der Periode der Grundwasserneubildung treten am untersuchten Standort zwei Phasen auf.

**Zu Beginn** wird die Verteilung eindeutig vom Muster der Anfangsbedingung, d.h. der Verteilung des Chlorid im Bodenprofil geprägt (s. Abb. 2). Da Chlorid passiv von den Pflanzen mit dem Wasser aus dem Boden aufgenommen wird, ist diese Verteilung ein Resultat der Verteilung und Dichte aktiver Wurzeln. Die Art der Vorgabe hydraulischer Eigenschaften (Ansatz A oder B) spielt zu diesem Zeitpunkt keine Rolle.

**Nach der (weitgehenden) Auswaschung des Musters der Anfangsbedingung** aus dem Bodenprofil spielen die

<sup>1</sup> Institut f. Bodenkunde, Uni Hannover, email: deurer@ifbk.uni-hannover.de

hydraulischen Eigenschaften dagegen eine entscheidende Rolle.

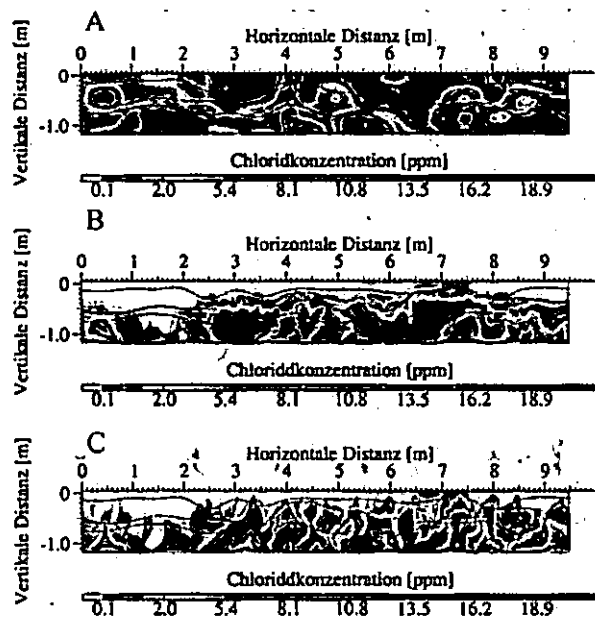


Abbildung 2: Die Chloridkonzentrationen zu Beginn der Grundwasserneubildung (A, Messung) und mit verschiedenen Ansätzen nach ~100 mm Bestandesniederschlag: B) Simulation mit Ansatz A C) Simulation mit Ansatz B.

Bei Vorgabe von Modell A zeigt die Verteilung des Chlorid im OGW keinen Zusammenhang mit der Bestandesdeposition. Die vertikale Korrelation hydraulischer Eigenschaften (~0.15 m) ist im Verhältnis zur Transportstrecke (~1.2 m) für ein „Durchpausen“ der Deposition zu kurz. Bei Vorgabe von Ansatz B) mit einer horizontübergreifenden Transportstruktur, lässt sich die Struktur der Deposition im oberflächennahen Grundwasser widererkennen (s. Abb. 3).

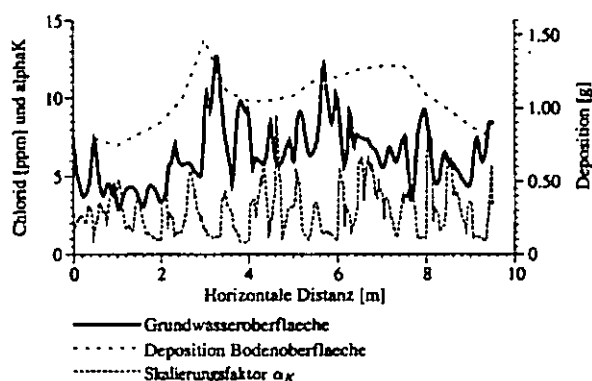


Abbildung 3: Die simulierte (Ansatz B) Verteilung des Chlorid im OGW am Ende der Grundwasserneubildung (~200 mm). Zum Vergleich ist die Struktur der Deposition im selben Zeitraum und der Verlauf der vertikal gemittelten Skalierungsfaktoren der Leitfähigkeit dargestellt.

Bei der Spektralanalyse von im Frühjahr gemessenen Chloridkonzentrationen im OGW an mehreren verschiedenen Transekten in unterschiedlichen Jahren ergab sich stets eine signifikante Periodizität von ~1.0 – 1.3 m (s. Abb. 4). Die Vorgabe einer horizontübergreifenden Transportstruktur (Ansatz B) führt zeitweilig ebenfalls zu einer Periodizität der simulierten Chloridkonzentrationen mit einem Peak bei etwa 1 m (s. Abb. 4).

Mit Hilfe der benutzten netzwerkartigen Sekundärstruktur der hydraulischen Leitfähigkeit sind wir in der Lage zwei signifikante Merkmale des Chloridtransportes am Standort zu repräsentieren. Sie ermöglicht ein Durchpausen der Depositionsstruktur von der Bodenoberfläche ans OGW. Gleichzeitig kann sie auch die kleinräumigere Struktur der Chloridkonzentrationen mit einer Periode von etwa 1 m reproduzieren.

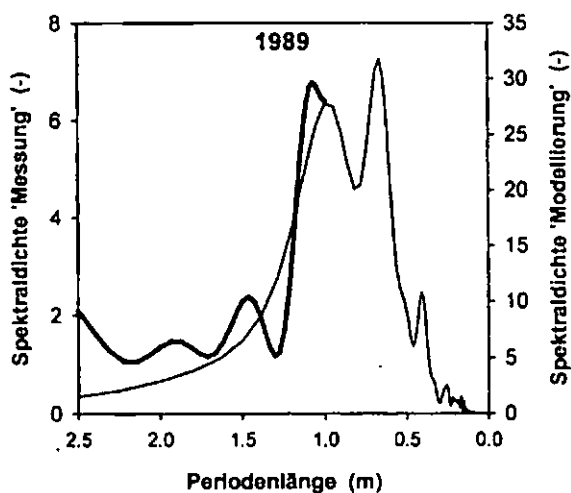


Abbildung 4: Spektralanalyse der entlang eines Transektes gemessenen (schwarze Linie) und simulierten (blaue Linie) Chloridkonzentrationen im OGW. Aus den Datenreihen wurden per Hochpassfilterung Schwingungsanteile mit Periodenlängen > 2.5 m herausgerechnet.

### Literatur

- Böttcher, J., Lauer, S., Stöbel, O., Puhmann, M., (1997): Spatial variability of canopy throughfall and groundwater sulfate concentrations under a pine stand. *J. Environ. Qual.*, 26, 503-510.
- Deurer, M., Duijnsveld, W. H. M., Böttcher, J., Klump, G., (2001): Heterogeneous solute flow in a sandy soil under a pine forest: Evaluation of a modeling concept. *J. of Plant Nutr. Soil Sci.*, 164, 601-610.
- Deurer, M. (2000): The dynamics of water and solute flow in the unsaturated zone of a coniferous forest: Measurement and numerical simulation. *Horizonte-Herrenhäuser Forschungsbeiträge zur Bodenkunde*, Vol. 2.
- Deurer, M., Green, S.R., Clothier, B.E., Böttcher, J., Duijnsveld, W.H.M. (2003): Drainage networks in soils. A concept to describe bypass-flow pathways. *J. of Hydrol.*, 272, 148-162.
- Teichert, A. (2000): Raum-Zeit Strukturen von Messgrößen des Stoffhaushaltes eines grundwasserernahen sauren Sandbodens unter Kiefernwald. *Horizonte-Herrenhäuser Forschungsbeiträge zur Bodenkunde*. Vol. 5.



# Effektive hydraulische Eigenschaften heterogener Bodenstrukturen

W. Durner<sup>1</sup>, K. Foit<sup>1</sup>, C. Beyer<sup>2</sup>, S. Iden<sup>1</sup>

## Einleitung

Die inverse Modellierung instationärer Fließexperimente entwickelt sich zunehmend zu einer Standardmethode zur Charakterisierung der hydraulischen Funktionen von Böden. Die grundlegenden Anforderungen an die experimentellen Abläufe sowie an die Anzahl, die Art und die Qualität von Messdaten, die für eine genaue und zutreffende Schätzung der hydraulischen Eigenschaften benötigt werden, sind heute für übliche Bestimmungsverfahren wie Multi-Step-Ausflussverfahren oder Verdunstungsverfahren gut bekannt. Wenn solche Verfahren dennoch zu uneindeutigen oder nicht brauchbaren Resultaten führen, so ist dies ein deutlicher Hinweis darauf, dass wenigstens eine der zugrundeliegenden Annahmen in Hinblick auf das verwendete hydraulische Modell oder den Typ der angenommenen hydraulischen Eigenschaften inadäquat ist, oder dass effektive quasi-homogene makroskopische Eigenschaften für das untersuchte System überhaupt nicht existieren.

In einer numerischen Studie haben wir untersucht, wie sich deterministische heterogene Substrukturen in Bodenkörpern auf die Ergebnisse eines typischen Multi-Step-Ausfluss-Experiments auswirken. Wir untersuchten drei Typen von Strukturen: (1) geschichtete Böden, (2) Böden mit Makroporen, und (3) Böden mit horizontalen Tonlinsen niedriger Permeabilität, die den vertikalen Wasserfluss stark behindern.

## Material und Methoden

Die Bodensäulen wurden zweidimensional als 10cm × 10cm großes Gebiet simuliert. Die Entwässerung der voll aufgesättigten Säulen erfolgte in 5 Stufen schrittweise über den unteren Rand, bis auf ein Potential von -200 cm. Die kumulativen Ausflüsse sowie die Tensionen in den Tiefen 2.5 und 7.5 cm Tiefe wurden ausgedünnt und dienten als Daten in der Zielfunktion der nachfolgenden inversen Simulation. Die Bodenkörper setzten sich jeweils aus den zwei Materialien „schwach lehmiger Sand“ und „sandiger Lehm“ zusammen, wobei beide Materialien über van-Genuchten-Mualem-Funktionen parametrisiert wurden (Tab. 1).

Tab. 1: Van Genuchten-Parameter der Materialien.

	$\theta_r$	$\theta_s$	$\alpha$	$n$	$K_s$	$\tau$
	-	-	$cm^{-1}$	-	$cm d^{-1}$	-
Sl <sup>1</sup>	0.05	0.4	0.04	2.0	240	0.5
Ls	0.05	0.4	0.03	1.4	40	0.5

Zwölf Konstellationen wurden untersucht: 4 Varianten waagerechter Schichtungen, 2 Varianten senkrechter Schichten, 2 schachbrettartige Zusammensetzungen, 2 Fälle mit vertikalem präferentiellen Fließpfad (150-fach erhöhte Leitfähigkeit), sowie 2 Fälle eines sandigen Lehms mit zwei schlecht leitenden Tonlinsen (150fach erniedrigte Leitfähigkeit) (Abb. 1).

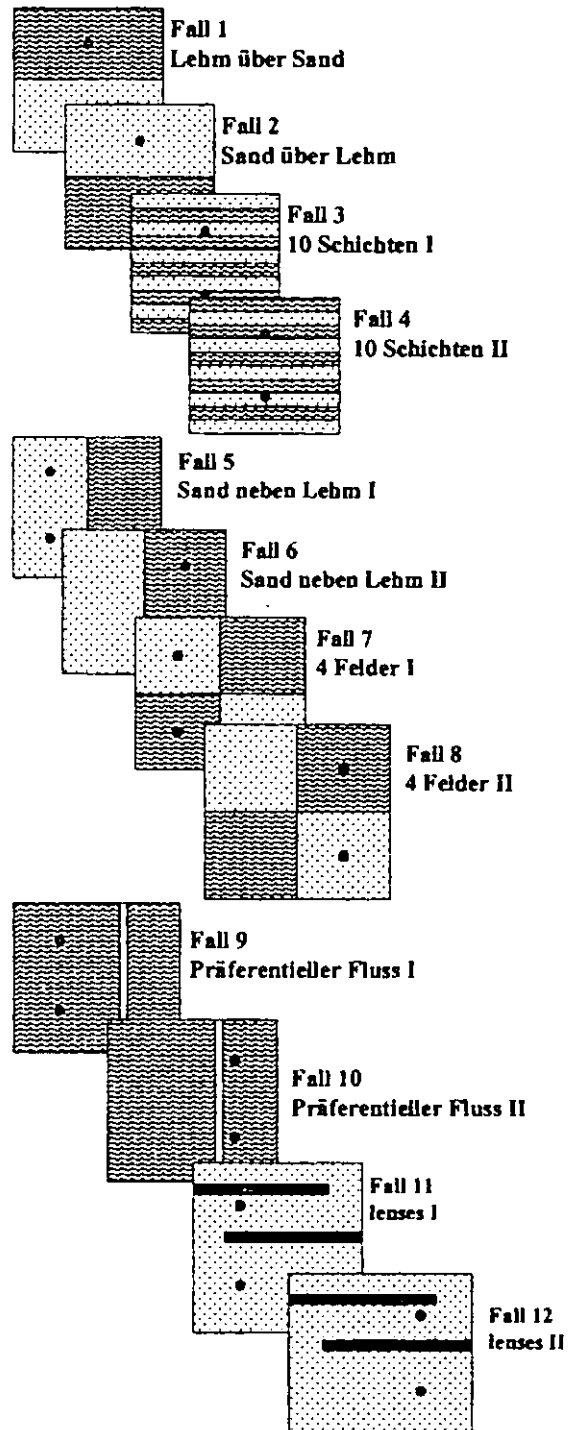


Abb. 1: Untersuchte Modellsysteme. Die Punkte kennzeichnen die Tensiometerpositionen.

<sup>1</sup>Institut für Geoökologie, TU Braunschweig, e-mail: [w.durner@tu-bs.de](mailto:w.durner@tu-bs.de)

<sup>2</sup>Zentrum für Angew. Geowissenschaften, Uni Tübingen.

Die synthetischen Messdaten wurden durch inverse Simulation mit einem eindimensionalen Modell gefittet. Als Typus der effektiven hydraulischen Eigenschaften wurden wiederum van Genuchten-Mualem-Funktionen vorgegeben.

### Ergebnisse und Diskussion

Im allgemeinen waren die Abweichungen zwischen „beobachteten“ und simulierten Tensions- und Ausflussdaten zwar systematischer Natur, jedoch insgesamt sehr gering, d.h. in der Größenordnung eines Hundertstel des Messwertes (Abb. 2). In der Praxis würden solche systematischen Abweichungen vermutlich durch das Rauschen der Messdaten verwischt und wären kaum zu erkennen.

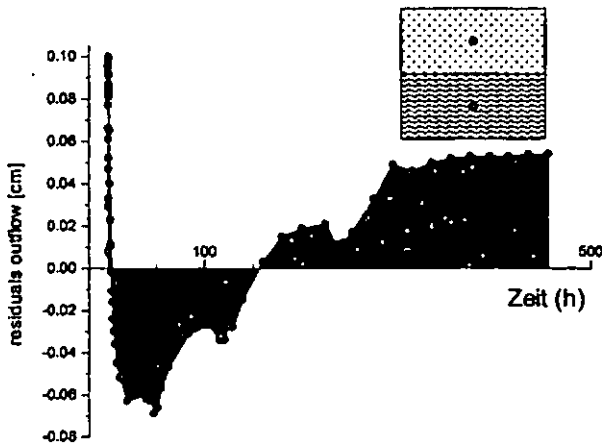


Abb. 2: Residuenplot für den Fit der Ausflussdaten im Fall 2 („Sand über Lehm“). Der kumulative Ausfluss am Schluss des Experiments betrug 2.5 cm; die relativen Abweichungen sind also im einstelligen Prozentbereich.

Die aus der inversen Simulation resultierenden effektiven Retentionsfunktionen lagen für alle geschichteten Systeme sehr nahe an den theoretischen Kurven, die sich als gewichtete Summen der Teilsysteme ergeben. Die effektiven Leitfähigkeitskurven lagen für die fein geschichteten Systeme ebenfalls etwa beim geometrische Mittel der Leitfähigkeiten der Ausgangsmaterialien. Im Falle der Grob-schichtungen zeigte sich allerdings, dass die Materialeigenschaft der Schicht am Säulenauslass die effektive Leitfähigkeitskurve dominiert. Im Beispiel „Sand über Lehm“ ähnelt die effektive Leitfähigkeitsfunktion somit weitgehend der Funktion des Lehms (Abb. 3).

Ein besonders interessantes Verhalten zeigten die inversen Simulationen der beiden Varianten „Präferentieller Fluss“ (Fall 9 und 10) und der Varianten mit „Tonlinsen“ (Fall 11 und 12). Für den Fall präferentiellen Flusses zeigten sich keine nennenswerten Abweichungen zwischen beobachteten und simulierten Tensionen. Die Entwässerung eines Teils der Bodensäule über den präferentiellen

Fließpfad führte jedoch in der Frühphase des Experiments zu einer deutlichen Differenz zwischen „beobachteten“ und simulierten Ausflüssen. Die mangelhafte Anpassung in diesem Bereich konnte auch durch Erhöhung des Gewichts dieses Datentyps in der Objektfunktion nicht verbessert werden. Hier müsste zur Verbesserung der Anpassung ein anderes Modell für die effektiven hydraulischen Eigenschaften verwendet werden. Dieser Effekt wird in realen Multi-Step-Ausflussexperimenten häufig beobachtet.

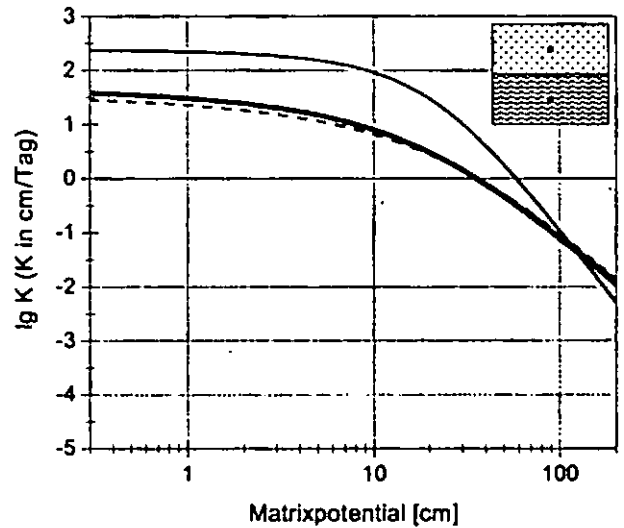


Abb. 3: Effektive Leitfähigkeitsfunktion eines geschichteten Bodens „Sand über Lehm“ (fett durchgezogen). Fein durchgezogen: Sand; Gestrichelt: Lehm.

Für die untersuchten Konstellationen 11 und 12 („Tonlinsen“) zeigte sich der gegenteilige Effekt. Als einzige Fälle im untersuchten Spektrum war die inverse Simulation hier nicht in der Lage, die synthetischen Tensionsdaten befriedigend wieder zu geben. Um so bemerkenswerter erscheint es, dass in diesen Fällen die Übereinstimmung der invers simulierten und synthetischen Ausflussdaten perfekt war. Sowohl im Fall „präferentieller Fließpfad“ als auch im Fall „Tonlinsen“ lagen die ermittelten effektiven Eigenschaften sehr nahe an den jeweiligen Matrixeigenschaften.

### Schlussfolgerungen

Es zeigte sich, dass sich das hydraulische Verhalten intern inhomogener Bodensysteme meist gut mit effektiven quasi-homogenen Bodeneigenschaften beschreiben lässt. Die Abweichungen zwischen der inversen Simulation und den „beobachteten“ Daten sind in der Regel zwar systematisch, jedoch klein. Nur in einzelnen Fällen sind die Abweichungen so deutlich, dass das Nichtzutreffen der Homogenitätsannahme offensichtlich wird. In diesen Fällen führt die Verwendung einer flexibleren effektiven Retentionskurve zu einer deutlichen Verbesserung.

## Zur Textur- und Porositätsbestimmung kohlehaltiger Kippböden

M. Einecke<sup>1</sup>, H. H. Gerke<sup>2</sup>, R.F. Hüttl<sup>1</sup>

### Einleitung

Kohlehaltige Kippböden in der Niederlausitzer Braunkohletagebauregion sind gekennzeichnet durch heterogen verteilte poröse kohlige Brocken, fein verteilte staubförmige kohlige Substanz, hohe Salzkonzentrationen und niedrige pH-Werte, infolge oxidativer Verwitterung von Pyrit. In bisherigen Arbeiten (z.B. Pflug et al. 1998, Neumann 1999) wurde die Texturanalyse kohlehaltiger Kippböden des Lausitzer Reviers ausschließlich mit Standardmethoden (Hartge und Horn 1992, Schlichting et al. 1995) durchgeführt. Dabei wird der Kohlenstoffanteil der untersuchten Proben durch Oxidation mittels Wasserstoffperoxid vor der eigentlichen Körnungsanalyse entfernt. Der volumetrische Anteil kohliger Substanz wurde aus dem Kohlenstoffgehalt des Bodens geschätzt (Thomas 1969).

Die Verwendung der Standardmethoden erscheint jedoch hinsichtlich der Untersuchung der Wasser- und Stoffverlagerung in kohlehaltigen Kippböden kaum geeignet, da die kohligen, genau wie die mineralischen Partikel zum Aufbau der festen Phase und der Gestalt des Porenraums beitragen. Außerdem werden Untersuchungen der Retention durch porenraumändernde Lösungs- und Fällungsreaktionen beeinträchtigt. Ziel dieser Arbeit ist, die Textur und Porositätsuntersuchungen für Kippböden zu verbessern. Die Ergebnisse sollen sich für die Ableitung von Pedotransferfunktionen zur Vorhersage bodenhydraulischer Parameter kohlehaltiger Kippböden eignen.

### Material und Methoden

Zunächst erfolgt eine Abtrennung kohliger Fragmente > 2 mm. Für die Fraktion < 2 mm erfolgt vor der Texturanalyse zunächst eine Entsalzung. Dann wird die kohlehaltige Substanz >0,2 mm nass abgesiebt und kohlige Aggregate von mineralischen Partikeln mittels Natriumpolywolframatlösung von 2 g cm<sup>-3</sup> Dichte getrennt. Durch Tauchwägung wassergesättigter kohliger Aggregate in Heptan wird deren Volumen bestimmt. Mittels der Partikeldichte, ebenfalls über Tauchwägung gemessen, werden Porosität sowie volumetrischer Anteil kohliger Aggregate am Feinboden bestimmt.

Die Textur der kohlenstaubhaltigen Fraktion < 0,2 mm wird dann mit der Standardmethode (Entsalzen, C-Zerstörung, Dispergierung, Nasssiebung, Köhn-Pipette-Sedimentation) bestimmt. Das Volumen der Fragmente > 2 mm wird nach dem Verdrängungsprinzip mittels des Gerätes GeoPyc (Fa. Micromeritics) in einem quasi-flüssigen Medium (DryFlow) bestimmt. Die Untersuchungen wurden an Bodenmaterial vom Kippenstandort *Bärenbrücker Höhe* durchgeführt, dessen Oberboden bis in 40 cm Tiefe durch Meliorationsmaßnahmen gekennzeichnet ist.

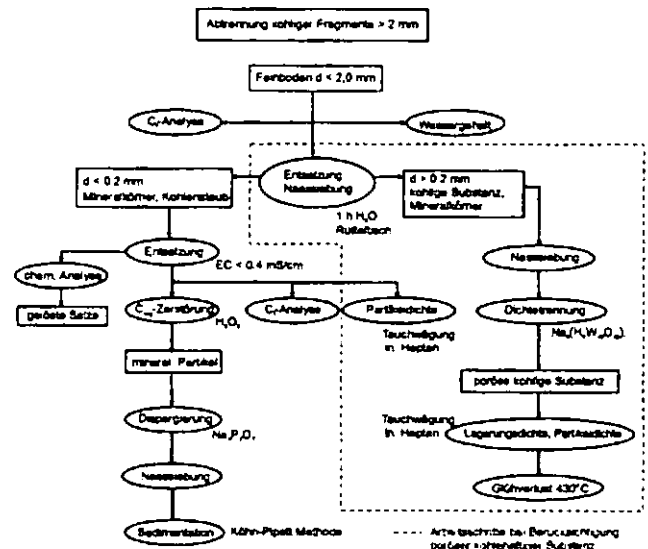


Abb. 1: Schema der Texturanalyse kohlehaltiger Kippböden

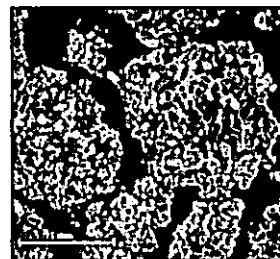


Abb. 2: Vergrößerung kohliger Aggregate einer unbehandelten Bodenprobe

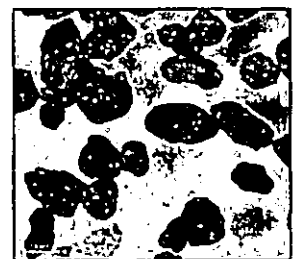


Abb. 3: mittels Entsalzung und Nasssiebung abgetrennte Fraktion 0,63 < d < 2 mm



Abb. 4: kohlige Fragmente (0,63 < d < 2 mm) nach Dichtentrennung



Abb. 5: mineralische Partikel (0,63 < d < 2 mm) nach Dichtentrennung

### Ergebnisse

Mikroskopische Untersuchungen zeigten, dass für diesen sandigen Boden die zusätzliche Nasssiebung bei 0,2 mm und die Dichtentrennung die meisten kohligen Aggregate entfernte. Der mineralische Rest enthielt so geringe Mengen an kohliger Substanz (meist Staub) die sich mit H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> zerstören ließ. Die Massenverluste durch lösliche Salze, etwa

<sup>1</sup> Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, Brandenburgische Technische Universität Cottbus (BTUC), Postfach 101344, D-03013 Cottbus. (Tel.: +49-355/69-4239, einecke@tu-cottbus.de).

<sup>2</sup> Institut für Bodenlandschaftsforschung, Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Eberswalder Straße 84, D-15374 Müncheberg (Tel.: +49-33432/82-229, Fax: +49-33432/82-280, hgerke@zalf.de).

0,5 %, wurden quantifiziert. Der Massenanteil an kohligen Aggregaten (0,2–2 mm) lag zwischen 14 % im Oberboden und 5 % im Unterboden; die Lagerungsdichten bei  $1,1 \text{ g cm}^{-3}$ . Die mineralischen Partikel (< 2 mm) setzten sich aus Quarz und Glimmer zusammen und waren überwiegend feinsandig im Mittel ( $n=215$ , Standardabweichung in Klammern) 86 % (3,0) Sand, 6 % (2,6) Schluff und 8 % (2,4) Ton.

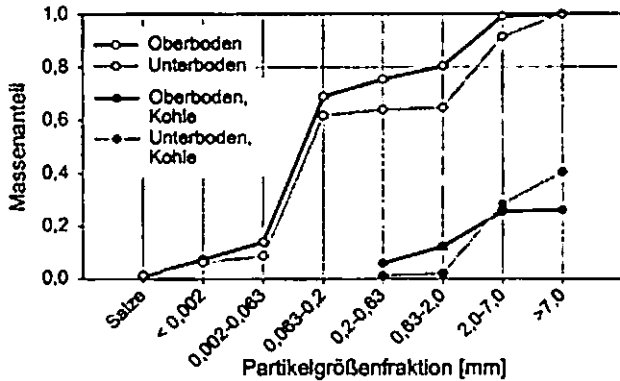


Abb. 6: Kumulative Massenanteile der Korngrößenklassen, beispielhaft für Proben ( $n=3$ ) des Ober- und Unterbodens.

Die Trockenlagerungsdichten der kohligen Fragmente lagen im Mittel bei  $1 \text{ g cm}^{-3}$  (< 2 mm) bzw.  $1,2 \text{ g cm}^{-3}$  (> 2 mm). Die mittleren Partikeldichten der kohlehaltigen Fragmente lagen in einer Spanne von 1,9 bis  $2,1 \text{ g cm}^{-3}$ . Die Partikeldichte der Kohlenstaub-Mineralmatrix lag bei  $2,37 \text{ g cm}^{-3}$ .

Tab. 1: Mittelwerte der Raum- und Partikeldichten poröser kohligler Fragmente (Standardabweichung und Anzahl der Messungen in Klammern; <sup>a</sup> Tauchwägung; <sup>b</sup> Dryflowmessung).

	Fraktion [mm]	Raumdicthe, $\rho_p$ [g/cm <sup>3</sup> ]	Partikeldichte, $\rho_s$ [g/cm <sup>3</sup> ]	Porosität, $\theta$ [-]	
poröse kohlige Substanz	0,2 – 0,63	1,036 (0,25) (28 <sup>a</sup> )	1,913 (0,23) (24 <sup>a</sup> )	0,47	
	0,63 – 2	1,05 (0,17) (26 <sup>a</sup> )	1,961 (0,13) (24 <sup>a</sup> )	0,47	
	2 – 7	1,221 (0,06) (646 <sup>b</sup> )	2,039 (0,23) (526 <sup>b</sup> )	0,41	
	> 7	1,217 (0,14) (603 <sup>b</sup> )	2,121 (0,22) (86 <sup>b</sup> )	0,43	
Sandmatrix + Kohlenstaub	< 0,2		2,37 (0,18) (64 <sup>a</sup> )		
		kohliges Fragment, C-reich		kohliges Aggregat, C-arm	
Fraktion [mm]	Raumdicthe, $\rho_p$ [g/cm <sup>3</sup> ]	Partikeldichte, $\rho_s$ [g/cm <sup>3</sup> ]	Raumdicthe, $\rho_p$ [g/cm <sup>3</sup> ]	Partikeldichte, $\rho_s$ [g/cm <sup>3</sup> ]	
2-7	1,178 (0,11) (100 <sup>b</sup> )	1,897 (0,18) (90 <sup>b</sup> )	1,335 (0,07) (76 <sup>b</sup> )	2,140 (0,14) (75 <sup>b</sup> )	
>7	1,185 (0,133) (230 <sup>b</sup> )	1,982 (0,19) (93 <sup>b</sup> )	1,285 (0,14) (219 <sup>b</sup> )	2,254 (0,18) (44 <sup>b</sup> )	

Aus Massenanteilen und Ergebnissen der Dichteuntersuchungen konnten die volumetrischen Anteile der festen Partikel ermittelt werden. (beispielhaft in Abb. 7 für eine Probe des Ober- und Unterbodens dargestellt)

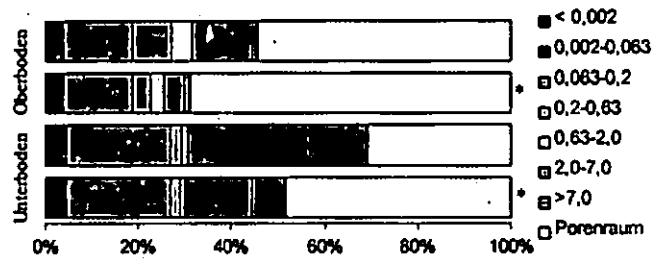


Abb. 7: Volumenanteile der Korngrößenklassen [mm], bei \* unter Berücksichtigung der inneren Porosität der kohligen Substanz

### Schlussfolgerungen

Die erweiterte Texturmethode erlaubt die Analyse der gesamten mineralischen und kohligen Festphase. Mittels Salzlösung und Siebung bei 0,2 mm kann der größte Teil der kohligen Substanz vor der C-Zerstörung abgetrennt werden. Die innere Porosität der in Aggregaten vorliegenden kohligen Substanz wird mit bestimmt. Die mineralische Fraktion des untersuchten Kippkohle-Bodens ist homogen und besteht aus Feinsand, Heterogenität beruht fast ausschließlich auf der räumlichen Verteilung der Menge und Form der kohligen Substanz. Durch die Porosität kohligler Aggregate und Fragmente wird das Speichervermögen dieser Böden erhöht. Die Duale Textur- und Porositätsbestimmung erlaubt die Entwicklung einer Pedotransferfunktion für kohlehaltige Kippböden. In dieser sind noch Effekte aufgrund von Benetzungshemmung und hohen Salzgehalten zu berücksichtigen.

### Literatur

Hartge, K.H. und Horn, R. (1992): Die physikalische Untersuchung von Böden. Stuttgart.  
 Neumann, C. (1999): Zur Pedogenese pyrit- und kohlehaltiger Kippsubstrate im Lausitzer Braunkohlerevier. Cottbuser Schriften Bd. 8.  
 Pflug, W., Hrsg. (1998): Braunkohletagebau und Rekultivierung. Berlin Heidelberg New York.  
 Schlichting, E., Blume, H.P. und Stahr, K. (1995): Bodenkundliches Praktikum. Berlin, Wien.  
 Thomas, S. (1969): Untersuchungen über die Feuchtigkeitsverhältnisse von Kippböden des Braunkohlenbergbaus in der Niederlausitz. Dissertation der HU Berlin.

### Danksagung

Für die finanzielle Unterstützung im Rahmen des SFB 565 möchten wir uns bei der Deutschen Forschungsgemeinschaft, sowie bei R. Hyscher, F. Damalie, E. Tangang und E. Afrifa für deren Hilfe im Labor bedanken.

# Physikochemische Charakterisierung von Bodenaggregatrand-schichten und -kernen einer ackerbaulich genutzten Pararendzina

Ruth H. Ellerbrock, Horst H. Gerke

## Problemstellung und Ziele

Bioporen oder Aggregatrand-schichten können als bevorzugte Fließ- und Transportwege dienen und somit Auswirkung auf die Bilanzierung des Stoffhaushaltes haben. Hinzu kommt, daß Auskleidungen von Wurmröhren und Wurzelgängen (Bioporen) oder Cutane (Aggregatrand-schichten) von der Matrix abweichende physikochemische Eigenschaften und unterschiedliche mineralische und organische Zusammensetzung aufweisen können. Die Untersuchungen (Ellerbrock & Gerke 2004) wurden durchgeführt, um insbesondere gefügeb- bedingte, kleinräumige Unterschiede in der Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz verschiedener Gefügee- lemente zu analysieren und mit transportrelevanten physikochemischen Eigenschaften in Beziehung zu setzen.

## Material und Methoden

Dazu wurden aus einem strukturierten, lehmigen Ackerboden (Tiefen: 0-30 und 40-60 cm) Fragmente und Aggregate entnommen und manuell in Rand-schicht und Kern getrennt. Die Proben wurden luftgetrocknet und auf 2 mm gesiebt. Die leicht lösliche OBS dieser Teilproben wurde mit Heißwasserextraktion und die schwer lösliche OBS mit Natriumpyrophosphateextraktion isoliert. Die Extrakte wurden gefriergetrocknet und mittels Fourier-Transform Infrarot (FT-IR) Spektroskopie untersucht (Ellerbrock et al. 1999). Die FT-IR Spektren wurden mit einem BioRad FTS 135 als Transmissionsspektren aufgenommen. Die nach OBS-Zerstörung erhaltenen Spektren der mineralischen Anteile wurden mittels Spektrensubtraktion zur Korrektur verwendet. Der Anteil der funktionellen Gruppen wurde durch Auswertung relevanter Absorptionsbanden quantifiziert. Parallel dazu wurden KAK, Textur, Permeabilität, Diffusivität und Benetzungswinkel bestimmt. Die KAK-Bestimmung erfolgte an 5 g Boden. Die Mengen an austauschbaren Bariumionen wurden mittels Atomabsorptions-Spektroskopie (Leineweber et al. 1993) bei einem Meßfehler von  $\pm 0,5$  cmol<sub>c</sub>/kg bestimmt.

## Ergebnisse und Diskussion

Der C<sub>org</sub>-Gehalt (Tabelle 1) im Ah- ist zwar höher als der im CSd Horizont, die Unterschiede zwischen Aggregatrand- und -kernmaterial sind jedoch vermutlich nicht signifikant.

Tabelle 1: C<sub>org</sub>-, KAK- und pH-Werte der Proben.

Proben		C <sub>org</sub> [g/kg]	KAK [cmol/kg]	pH
Aggregate AP	gesamt	22,95	16,90	6,74
	Kern	22,44	17,72	6,86
	Rand	21,81	15,49	-
Aggregate CSd	gesamt	4,01	17,32	6,90
	Kern	5,09	15,94	6,89
	Rand	3,80	15,42	-

Die KAK-Werte der Ackerbodenproben (Aggregat- ränder und -kerne) unterscheiden sich kaum vonein- ander (Tabelle 1). Die FT-IR der Aggregatproben (Abbildung 1) zeigen, dass sich der leicht lösliche OBS-Anteil aus Aggregaträndern und -kernen in seiner Zusammensetzung unterscheidet.

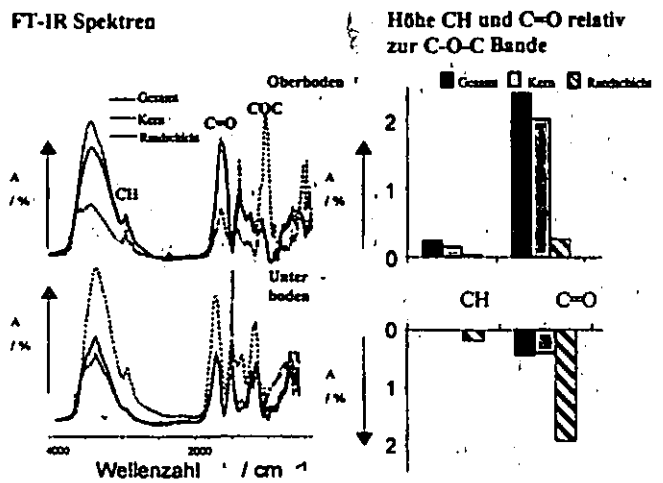
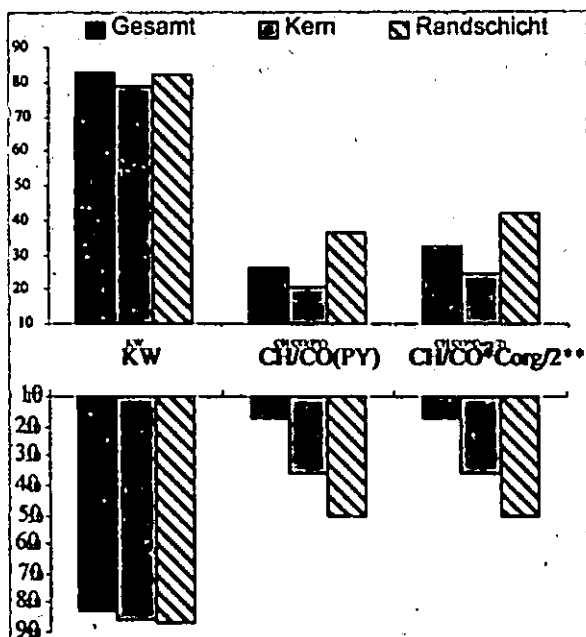


Abb. 1 FT-IR Spektren der OBS(HW) aus Aggrega- ten, Aggregatrand-schichten und -kernen.

Die FT-IR Spektren der OBS von Aggregatkern- und Gesamt-aggregatmaterial des Ah-Horizontes zeigen höhere Absorptionsintensitäten für die C=O-Bande (Carboxylgruppen), als die Spektren der OBS des Randmaterials. Die FT-IR Spektren der OBS aus Aggregatkernen und Gesamt-aggregaten des CSd-Horizontes zeigen hingegen geringere und die der Aggregatränder eine höhere Absorptionsintensität der C=O Bande. Eine mögliche Ursache dafür kann eine Relokalisation wasserlöslicher, C=O haltiger OBS aus dem Ober- in den Unterboden sein. Die Vermutung wird dadurch unterstrichen, das im CSd-Horizont die OBS aus den Aggregaträndern höhere C=O-Gehalte aufweist als die der Aggregatkerne (Abbildung 1 unten). Weiterhin zeigen die Aggregat- ränder aus dem Unterboden ein größeres potentielles Sorptionspotential für hydrophobe Substanzen als die entsprechenden Aggregatkerne. Die FT-IR Spektren des schwerer löslichen OBS-Anteils (mit Na- Pyrophosphat isolierbar) zeigen für den Ackerboden kaum eine Differenzierung in Rand- und Kernberei- che. Dies kann dadurch begründet sein das sich Un-

terschiede im stabileren Anteil der OBS erst längerfristig einstellen - und dies mindestens für den Oberboden durch die Bodenbearbeitung bedingte jährliche Durchmischen immer wieder aufgehoben wird. Anders als in früheren Untersuchungen sandiger Böden (Ellerbrock et al. 2001) wird für die hier untersuchten lehmigen Böden keine Abhängigkeit der KAK der Böden von der Zusammensetzung der heißwasser-löslichen OBS gefunden. Dies ist sicherlich auf den relativ hohen Tongehalt zurückzuführen, der die KAK wesentlich bestimmt.

Abb. 2. Kontaktwinkel der Aggregatproben und de-



ren FT-IR Daten (Verhältnis CH/CO Bande).

Die Benetzbarkeit von Böden hängt nicht nur vom  $C_{org}$  Gehalt, sondern auch von der Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz ab. Nach Capriel et al. (1992) kann die Intensität der CH-Bande genutzt werden um die Hydrophobizität von Böden zu bestimmen. Neben den CH-Gruppen bestimmt auch das Vorhandensein anderer funktioneller Gruppen wie der C=O Gruppe (Morrison & Boyd, 1983) die Hydrophobizität der organischen Substanz. Dies spiegelt sich deutlich in der Beziehung zwischen FT-IR Daten (Verhältnis CH zur C=O-Absorptionsbanden-Intensität) und den Kontaktwinkeln der lufttrockenen Bodenproben wieder: Die höheren CH/CO-Verhältnisse (Indiz für eine relativ höhere Hydrophobizität) in den Aggregaträndern haben etwas erhöhte Kontaktwinkel zur Folge (Abb.2).

### Schlußfolgerungen

Die Aggregatrandschicht des hydromorphen lehmigen Ackerbodens (Csd-Horizont) hat, bei relativ geringerer Kationenaustauschkapazität im Vergleich zum Kern, ein höheres Sorptionspotential für unpolare Substanzen, meist organischen Ursprungs. Die Zusammensetzung der OBS und ihre räumliche Verteilung sind daher bezüglich der Verlagerung gelöster

Stoffe bedeutsam. Eine Vernachlässigung solcher kleinräumiger Variabilität physikochemischer Eigenschaften bei der Analyse von Mischproben kann zu Fehlern bei der Beschreibung von Stofftransportprozessen und biogeochemischen Reaktionen in strukturierten Böden führen.

Ungeklärt sind Fragen, wie die genaue Lage der funktionellen Gruppen im ungestörten Gefüge aussieht, wie die tatsächliche Zugänglichkeit ist, inwieweit Umgebungsbedingungen verändernd wirken, und welche Eigenschaften damit effektiv wirksam werden können.

Um zu prüfen, ob eine derartige kleinräumige Differenzierung (in der OBS-Zusammensetzung) zwischen Gefügeelementen und Bodenkompartimenten häufiger vorkommt und an anderen Standorten zu finden ist, sind weiterführende Untersuchungen erforderlich.

### Danksagung

Die hier vorgestellten Untersuchungen wurden vom Bundesministerium für Landwirtschaft und Forsten und dem Ministerium für Land- und Forstwirtschaft des Landes Brandenburg gefördert. Die Bodenproben des Ackerstandortes wurden von M. Köhne und S. Meier-Windel (Universität Kiel) dankenswerterweise zur Verfügung gestellt. Prof. Bachmann veranlaßte die Aufnahme der Kontaktwinkel und half bei der Interpretation der Daten. Herr Rath führte die FT-IR Analysen durch.

### Literatur

- Capriel, P., Härter, P. & Stephenson, D. 1992. Influence of management on the organic matter of a mineral soil. *Soil Science*, 153, 122 - 128.
- Ellerbrock, R.H., Höhn, A. & Rogasik, J. 1999. Functional Analysis of soil organic matter with respect to soil management. *European Journal of Soil Science* 50, 65-71.
- Ellerbrock R. H., Höhn A. & Gerke H. H. 2001. FT-IR Studies on Soil Organic Matter Composition Influenced by Different Land Use. In: Reynolds W.D. Drury C.F. Tan C.S. (ed); *Proceedings of the Soil structure/Carbon Workshop Eastern Canada Soil Structure Workshop August 1999 in Leamington, Ontario*. National Library of Canada 211-219.
- Ellerbrock R.H. & Gerke H.H. 2004. Characterisation of organic matter from aggregate coatings and biopores by Fourier Transform Infrared spectroscopy. *European Journal of Soil Science*, in press
- Meyer-Windel S., Gerke H.H., Lennartz B., Ellerbrock R. & Köhne M. 1997. Sorptionseigenschaften strukturierter Böden und von bevorzugten Fließbahnen. *Mitteilungen Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft* 85, 437-440.
- Morrison R.T. & Boyd N.B. 1983. *Lehrbuch der organischen Chemie*. VCH, Weinheim.

# Analyse von natürlichen und modellgenerierten Zeitreihen mit Komplexitäts- und Informationsmaßen

Stefan Engelhardt <sup>1)</sup>, Bernd Huwe <sup>1)</sup>

## 1. Einleitung

In den letzten Jahren hat sich in der ökologischen Modellbildung ein völlig neuer Beschreibungsansatz für ökosystemare Zusammenhänge entwickelt.

Bisher wurden Ökosysteme durch ihre Stoff- und Energieflüsse vorwiegend prozeßorientiert beschrieben. Um das Systemverhalten im Modell adäquat abzubilden, ist in der Regel ein tieferes Verständnis über die Koppelung der einzelnen Parameter erforderlich. In diesem klassischen Ansatz wird das Ökosystem als Energiemetapher beschrieben (Lange 1999).

Natürliche System lassen sich aber auch durch ihre Informationsflüsse beschreiben. Information meint hier auf einer Metaebene die Information, die sich aus der Struktur und Komplexität von Zeitreihen in ihrer räumlichen und zeitlichen Variabilität ergibt.

Komplementär zur Energiemetapher folgt hieraus die Informationsmetapher (Lange 1999), in der die Information als Schlüsselgröße zum Verständnis ökosystemarer Prozesse fungiert (Hauhs und Lange 1996).

Die Werkzeuge für diese neuartige Analyse von Zeitreihen sind Komplexitäts- und Informationsmaße (KIM), die Zeitreihen auf den in ihnen selbst enthaltenen Informationsgehalt und ihre interne Struktur untersuchen.

Betrachtet werden Zeitreihen des Wasserhaushaltes in einem bewaldeten Einzugsgebiet, da man dem Wasser eine Schlüsselrolle als Transportmedium in Ökosystemen zuschreiben kann und die Datenverfügbarkeit relativ gut ist.

Ein bestimmtes Prozeßverständnis für die Koppelung der Komponenten des Wasserkreislaufes wird ausdrücklich nicht vorausgesetzt. Das System wird quasi „von aussen“ betrachtet und aus den Daten der Zeitreihen selbst werden Aussagen über Systemeigenschaften und das zukünftige Verhalten der Zeitreihen abgeleitet.

## 2. Methoden

Die Zeitreihen werden mit dem Programm SYMDYN (Wolf 1999) analysiert, das die KIM berechnet. Die benutzten Maße stammen ursprünglich aus der Informationstechnologie.

Der Informationsgehalt einer Zeitreihe steigt mit dem Grad ihrer Zufälligkeit stetig an und erreicht bei einem rein stochastischen Signal seinen Maximalwert.

Die Komplexität als Maß für die innere Struktur ist bei deterministischen und bei rein zufälligen Zeitreihen jeweils null und durchläuft dazwischen ein Maximum.

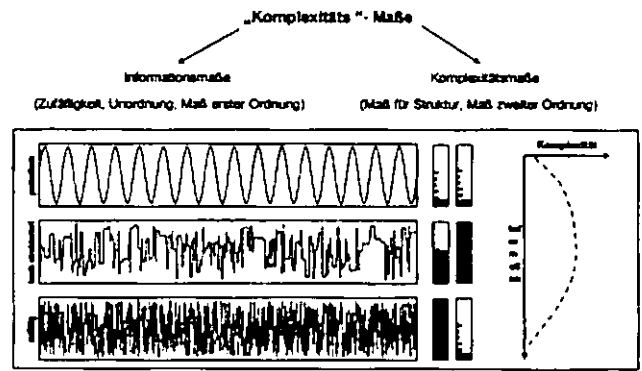


Abb. 1: Informationsgehalt und Komplexität von Zeitreihen als Funktion der Struktur

Als Maß für die Information wird die der Mittlere Informationsgewinn (MIG) nach Wackerbauer et. al. 1994 verwendet, für die Komplexität die Fluktuationskomplexität nach Bates & Shepard 1993.

## 3. Erste Ergebnisse

Die Ergebnisse der Komplexitätsanalyse mit SYMDYN lassen sich als Plot der Komplexität gegen den Informationsgehalt gut darstellen. Die Punkte liegen theoretisch immer unter der sog. Bernoullischen-Grenzkurve, die einen rein stochastischen Prozeß beschreibt.

Die Komplexitätsanalysen haben gezeigt, dass die Zeitreihen der einzelnen Kompartimente des Wasserkreislaufs charakteristische Informations- und Komplexitätsmaße annehmen. Diese Maße sind geeignet den Systemzustand qualifiziert zu beschreiben. Darüber hat sich gezeigt, dass diese Maße auch kleine Änderungen der Eigenschaften eines Ökosystems anzeigen können.

So liegen Niederschlagszeitreihen typischerweise im rechten Bereich der Bernoulli-Grenzkurve während Bodenfeuchte und Abflußsignale weiter nach links verschoben sind. D.h. die stochastische Komponente ist im Niederschlagssignal deutlich größer als in den nachfolgenden Kompartimenten des Wasserkreislaufes. Man könnte auch sagen, das Ökosystem funktioniert wie ein Filter, der bestimmte Frequenzen im Signalinput (Niederschlag) herausfiltert und ein gedämpftes Signal als Output (Abfluß) weiterleitet.

Dieser Effekt der Informationsverarbeitung in Ökosystemen ist in Abb. 2 für Niederschlags-, Bodenfeuchte, Xylemfluss- und Abflußdaten aus dem Untersuchungsgebiet Sperrgraben bei Oberammergau dargestellt. Eine wichtige Erkenntnis in diesem Zusammenhang ist, dass das Aggregationsniveau der Daten entscheidenden Einfluß auf die Ergebnisse hat. Je größer man es wählt desto weiter „wandern“ die KIM's im MIG-FC-Diagramm entlang der Bernoulli-Kurve nach rechts. Das Maximum wird in der Regel bei einem Aggregationsniveau im Bereich von Tageswerten (6h bis 24h) erreicht. Abb. 3 zeigt diesen Effekt exemplarisch für den langjährigen Abfluß der Halbammer.

<sup>1)</sup> Universität Bayreuth, Abt. Bodenphysik  
Universitätsstr. 30, 95440 Bayreuth  
Email: bernd.huwe@uni-bayreuth.de  
stefan.engelhardt@uni-bayreuth.de

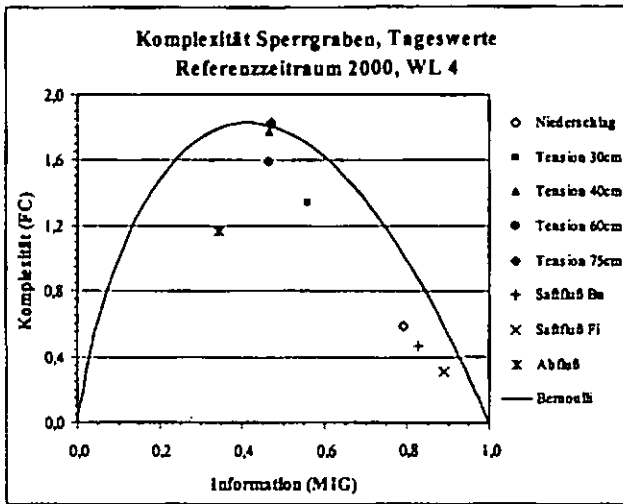


Abb. 2: Kompartimente des Wasserkreislaufs

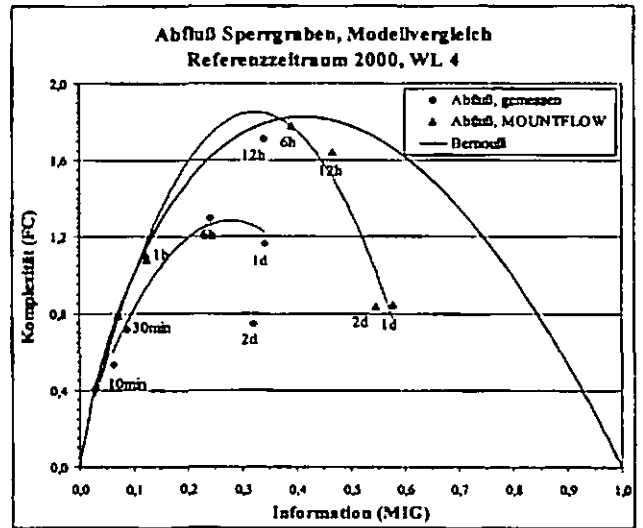


Abb. 5: Modellvergleich MOUNTFLOW und Messdaten

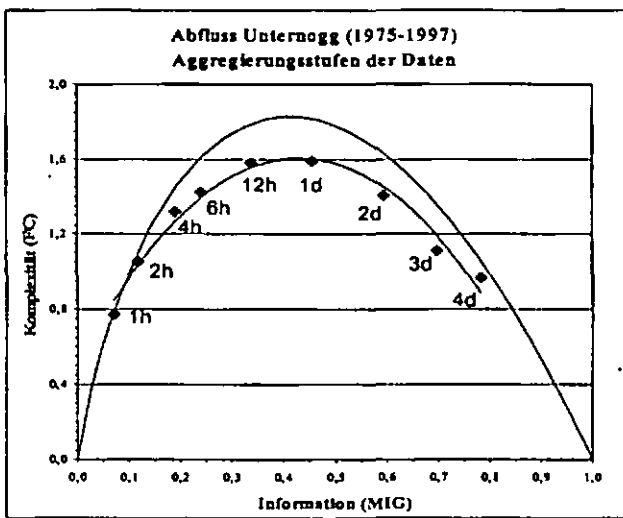


Abb. 3: Einfluß der Aggregation der Daten auf KIM

Die KIM's sollen auch ein Werkzeug sein, um die Simulationseigenschaften von Modellen zu bewerten. Je besser die KIM's in den modellgenerierten Zeitreihen mit denen der natürlichen Zeitreihen übereinstimmen, desto besser bildet ein Modell die interne Struktur des natürlichen Prozeßgeschehens ab.

Die Abbildungsleistung der Modelle läßt sich dann unabhängig vom Grad ihrer Kompliziertheit, der Freiheitsgrade und Parameter an einem von der Natur vorgegebenem Strukturmaß messen.

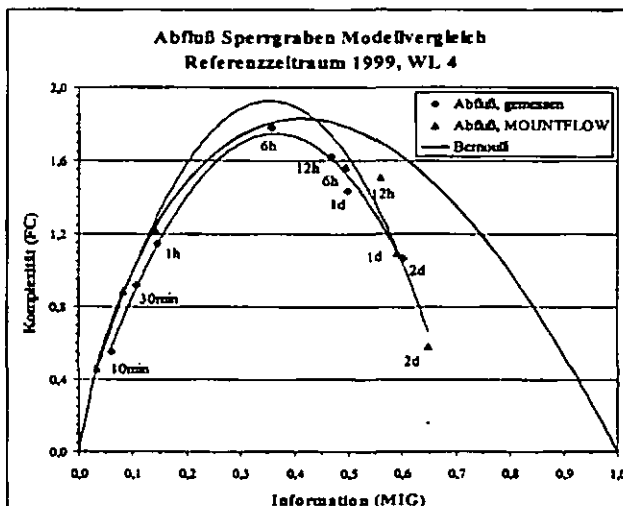


Abb. 4: Modellvergleich MOUNTFLOW und Messdaten

Für das Gebietsabflußmodell MOUNTFLOW (Schäfermeier 2003) ergeben sich für den Referenzzeitraum 1999 gute Übereinstimmungen der KIM's zwischen den natürlichen und den modellgenerierten Zeitreihen. Im Jahr 2000 sind die Abweichungen größer, wobei die Modelldaten aber für die einzelnen Aggregierungsniveaus auch die typische paraboliformige Anordnung zeigen. Das zeigt dass die wesentlichen Prozesse, die die Informationsverarbeitung im Kompartiment Boden für das Untersuchungsgebiet bestimmen, durch das Modell im Kern abgebildet werden.

#### 4. Ausblick

Die KIM haben sich als sinnvolle Instrumente erwiesen, mit denen Zeitreihen analysiert werden können. Ihr Potential als nützliches Werkzeug in der Bodenphysik und darüber hinaus ist damit aber noch lange nicht erschöpft.

Sie sind sehr sensible Maße, die auch kleine Veränderungen und Störungen in Zeitreihen detektieren können und sind somit eine sinnvolle Ergänzung zu konventionellen statistischen Methoden. Komplexitäts- und Informationsmaße können in diesem Sinne ein neues Gütemaß für die Bewertung von Modellen sein.

#### 5. Literatur

Hauhs, M., Lange, H. (1996): Ökologie und Komplexität. In: B. Köstner und M. Vogt (Hrsg.), "Mensch und Umwelt: Eine komplexe Beziehung als interdisziplinäre Herausforderung" Forum für interdisziplinäre Forschung, Vol. 16, S. 46-64.

Hauhs, M., Lange, H., Lischoid, G., Kastner-Maresch A. (1998): Möglichkeiten und Grenzen in der Modellierung naturnaher Ökosysteme. In: Dikau, R., Heinritz, G. and Wiessner, R. (eds.), Global Change - Konsequenzen für die Umwelt, pp. 188-206. Franz Steiner Verlag, Stuttgart

Lange, H., Hauhs, M., Romahn, C. (1997): Classification of terrestrial ecosystems with complexity measures. In: Schweitzer, F. (ed.), Self-Organization of Complex Structures: From Individual to Collective Dynamics, pp. 293-306. Gordon and Breach, London.

Lange, H. (1999): Charakterisierung ökosystemarer Zeitreihen mit nichtlinearen Methoden. Bayreuther Forum Ökologie Bd. 70

Schäfermeier, J.-P. (2003): persönliche Datenüberlasung

Wolf, F. (1999): Berechnung von Information und Komplexität in Zeitreihen - Analyse des Wasserhaushaltes in bewaldeten Einzugsgebieten. Bayreuther Forum Ökologie Bd. 65

Bates, J.E. und H.K. Shepard (1993): Measuring complexity using information fluctuation. - Physics letters A, 172: 416-425

Wackerbauer, R., A. Witt, H. Atmanspacher, J. Kurths und H. Scheingraber (1994): A comparative classification of complexity measures. - Chaos, solitons & fractals, 4: 133-173



## Statistische, bildanalytische Auswertung von Röntgen-Computertomographischen (CT) Aufnahmen eines Lössbodens

Kathrin Gallmeister und Rafiq Azzam

### 1. Einleitung

Im Rahmen des durch das BMBF-geförderten Forschungsschwerpunktes "Sickerwasserprogose" wird am Lehrstuhl für Ingenieurgeologie und Hydrogeologie der Einfluss der Makroporen auf das Durchlässigkeitsverhalten bindiger Böden untersucht. Die Porengröße und -verteilung bestimmen die präferenziellen Fließwege und beeinflussen somit die Verweildauer beim Stofftransport (Lennartz 2003).

Ziel des Vorhabens ist die Entwicklung einer Methodik zur Quantifizierung des Makroporenflusses über standardisierte gesättigte Durchlässigkeitsversuche. Um mit diesen Versuchen die Leitfähigkeit eines Bodens im ungesättigten Zustand charakterisieren zu können, muss das Gefüge samt des Porensystems bekannt sein, welches ein charakteristisches Ergebnis hervorruft. Das Gefüge wird hier mit Hilfe der Röntgen-Computertomographie (CT) statistisch erfasst und mit Hilfe der Computergestützten Bildanalyse in Gruppen eingeteilt.

### 2. Methodik

Die CT-Untersuchungen wurden an zwei verschiedenen CT-Geräten, einem Fächerstrahl CT mit einer Auflösung von 0,1 mm und einem 4-Zeiler Spiraltomographen mit einer Auflösung von 0,5 mm durchgeführt. Die zwei Untersuchungsserien wurden an Profilen von Parabraunerde über Lössablagerungen an zwei verschiedenen Standorten vorgenommen. Am Standort 1, der makroskopisch deutlich weniger Großporen besitzt als Standort 2, wurden 48 Stechzylinderproben mit den Maßen 10 x 10 cm entnommen. Am Standort 2 wurden zwölf 100 x 9,0 cm Bohrkern gewonnen. Um ungestörte Probenqualität zu gewährleisten, wurden die Kerne einzeln geprüft und ausgewählt. Randliche Störungen, die durch den Entnahmeprozess entstanden sind, konnten trotzdem nicht ausgeschlossen werden. Um den Einfluss dieser Randeffekte auf das Ergebnis der statistischen Auswertung nicht mit aufzunehmen, wurde jedes Tomogramm auf einen Kernbereich mit einem Durchmesser von 4,0 cm ausgeschnitten bzw. auf 7,5 cm digital reduziert.

Bei der digitalen Bildauswertung wurde mit Hilfe einer Kalibrationsprobe der Grauwert festgelegt, der die untere Grenze des trockenen Feststoffes in seiner primären Lagerungsdichte beschreibt. Auf diesen Grenzwert wurden alle Tomogramme untersucht und die so beschriebenen Polygone als Makroporenflächen definiert. Die kleinsten Flächen sind auf Grund der Auflösung der CT-Geräte auf 0,25 mm<sup>2</sup> und 0,01 mm<sup>2</sup> entsprechend festgelegt, so dass nach der Definition von LUXMOORE (1981) die Makroporen, sowie einen Teil der Mesoporen erfasst werden können.

### 3. Ergebnisse

Die Untersuchungen der Proben aus Standort 1 mit einem Gesamtporenvolumen von ca. 43 % ergaben ein mit dem CT ermitteltes Porenvolumen zwischen 0,96 % und 5,67 %. Gesättigte Durchlässigkeitsversuche an diesen 48 Proben zeigten, dass die Durchlässigkeitsbeiwerte generell der Korngröße entsprechend um  $2,1 \times 10^{-6}$  m/s liegen (Abb. 1, Probe 37). Eine merkliche Erhöhung der Durchlässigkeiten auf Werte um  $2,55 \times 10^{-5}$  m/s wurde an 8 Proben gemessen, sie korrelieren mit einer Häufung von Porenradialen > 1,4 mm (Abb. 1, Probe 48).

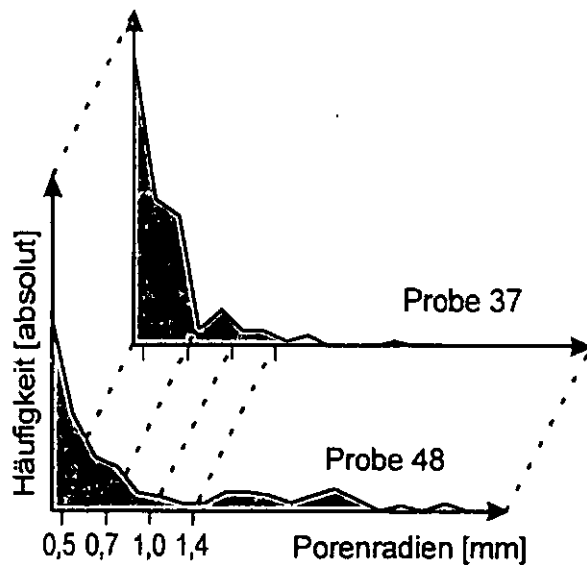


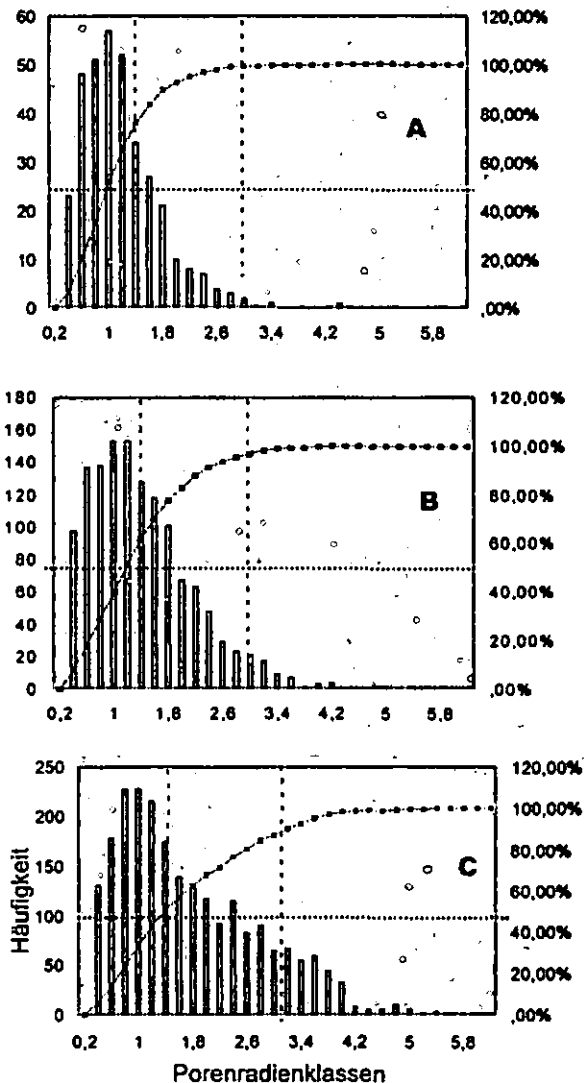
Abbildung 1: Häufigkeitsverteilung der mit dem CT ermittelten Porenradialen an zwei Proben (37 und 48) des Standortes 1.

Am Standort 2 konnten an dem mit dem 0,5 mm-auflösenden CT-Gerät untersuchten Probenabschnitten von ca. 20 cm Länge drei verschiedene charakteristische Gruppen festgestellt werden.

Gruppe A (Abb. 2): mit einem durchschnittlichen Makroporenanteil (CT ermittelter Porenraum) zwischen 0,12 % und 0,27 % liegen davon ca. 80 % der Porenradialen in Porenradialenklassen bis 1,4 mm.

Gruppe B (Abb. 2): die mittlere Makroporenanteile dieser Gruppe liegen mit 0,4 % bis 0,7 % zwischen den prozentualen Anteilen von Gruppe A und C, jedoch zeigt die Porenradienverteilung mit einem deutlichen Maximum um 1,0 mm und nur weniger als 4 % der Radien größer 3,0 mm eine ähnliche Verteilung wie die Gruppe A.

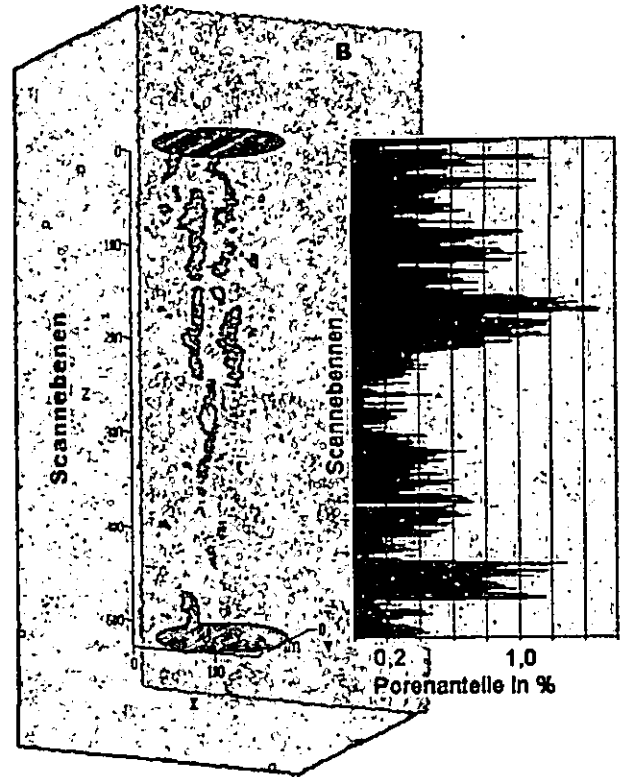
Gruppe C (Abb. 2 u. 3): in dieser Gruppe wurden im Mittel Makroporenanteile zwischen 0,76 % und 1,41 % erfasst, wobei nur ca. 60 % der Porenradien zu Klassen  $\leq 1,4$  mm Radius zu erkennen sind und noch ca. 20 % der gesamten im CT erkennbaren Porenräume Radien größer 3,0 mm zugeordnet werden.



**Abbildung 2:** Porengrößenverteilung und Summenkurve an repräsentativen Proben für die drei Gruppen A, B und C.

Die Gruppen A und B unterscheiden sich in dem Gesamtmakroporenvolumen, zeigen aber beide in den CT-Bildern eine diffuse Verteilung dieser Porenräume. Gruppe C kann mit einem großen Makroporenvolumen und einer weiten Streuung der Porenradien bis über 3,0 mm beschrieben werden. Die CT-Bilder

dieser Gruppe zeigen deutlich ausgeprägte, zusammenhängende Makroporenstrukturen in vorwiegend vertikaler Orientierung (Abb. 3).



**Abbildung 3:** Links: dreidimensionale Darstellung der gestapelten Tomogramme (Scannebenen) einer ca. 25 cm langen Probe der Gruppe C mit einem Durchmesser von 7,5 cm. Der Feststoff in seiner primären Lagerungsdichte ist transparent und der Makroporenraum farbig dargestellt. Rechts: Prozentualer Makroporenanteil der einzelnen Scannebenen des entsprechenden Probenabschnittes.

#### 4. Ausblick

An weiteren Proben soll die anfangs ermittelte Korrelation zwischen den Strukturgruppen und dem Durchlässigkeitsverhalten verifiziert werden. An den gleichen Proben wird dann das Verhalten bei Beregnungsversuchen im ungesättigten Zustand untersucht, um eine Beziehung zwischen Makroporenstruktur und einem präferenziellen Fluss als Funktion von Beregnungsrate und Bodenfeuchte zu erhalten.

#### 5. Literatur

- BEVEN, K., GERMANN, P. (1982): Macropores and Water Flow in Soils.- Water Resource Research, Vol. 18, No. 5, S. 1311-1325
- LENNARTZ, B. (2003): Die Bestimmung der Schadstoffkonzentration im Sickerwasser (Sickerwasserprognose) unter Berücksichtigung des schnellen Stofftransportes.- altlasten spektrum, Vol. 4, S. 184-191
- LUXMOOR, R. J. (1981): Micro-, meso- and macroporosity of soil.- Soil Science Society of America Journal Vol. 45. in Beven K. Germann P. (1982) Macropores and Water Flow in Soils.- Water Resource Research, Vol. 18, No. 5, S. 1311-1325

## Ansätze zur Parameterisierung des Bodengefüges in 2-Regionen Transportmodellen

Horst H. Gerke<sup>1</sup>

### Einleitung

In strukturierten Böden mit Aggregatgefüge kann es unter bestimmten Bedingungen zu präferenzweiser Verlagerung mit lokalen Ungleichgewichten im Wasserpotenzial oder in den Konzentrationen gelöster Stoffe zwischen Intra- und Interaggregatporenraum kommen. Die gefügebedingten Ursachen für derartige subskalige Effekte können auf Unterschieden zwischen Interaggregat- und Matrixporosität sowie auf Geometrie und physikochemische Eigenschaften an Gefügegrenzflächen beruhen. Das Problem für die Modellierung besteht darin, die Gefügeeigenschaften in Form von quantitativen, makroskopischen Modellparameter abzubilden. Parameter des Massentransfers zwischen Matrix- und Grobporensystem konnten bislang nicht direkt gemessen, sondern höchstens über Anpassungsverfahren ermittelt werden. In diesem Beitrag sollen Ansätze zur unabhängigen Bestimmung vorgestellt werden.

### Methodik

Im Dual-Permeabilitätsmodell (Gerke und van Genuchten, 1993) sind neben den regionsspezifischen hydraulischen Funktionen besonders die Austauschparameter vom Gefüge abhängig. Für den Wassertransferterm erster Ordnung sind dies die Form  $\beta$ , die Größe  $a$  und die Durchlässigkeit  $K_a$  der Grenzfläche zwischen Grobporen- und Matrixporensystem. Hier soll der Geometrieparameter  $\beta$  im Mittelpunkt stehen. Für 2 Böden mit unterschiedlichem Gefüge wurden Formfaktoren aus dem auf die mittlere Länge der Gefügeelemente bezogenen Verhältnis zwischen Oberfläche und Volumen von Bodenaggregaten abgeleitet.

Dazu wurden Röntgen-Computertomographie-Meßwerte von 'ungestört' entnommenen Bo-

denproben mit unterschiedlichem Gefüge ausgewertet (Abb. 1).

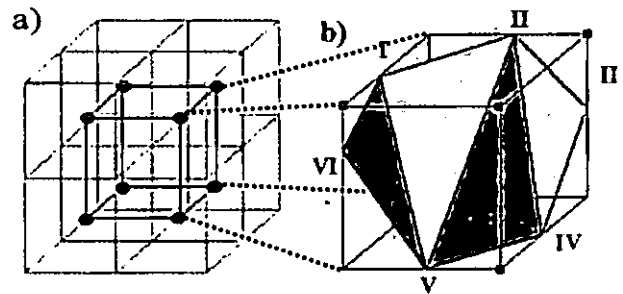


Abbildung 1: Prinzip der Flächenberechnung durch Triangulation in Abhängigkeit vom Grenzwert der Hounsfield Einheiten mit räumlicher Interpolation.

### Ergebnisse

Für unterschiedliche Dichte-Grenzwerte, die je nach Bodenart und Gefügeform die jeweiligen funktionellen Gefügegrenzflächen beschreiben, wurden charakteristische Verhältnisse zwischen Oberflächen und Volumen gefunden (Abb. 2).

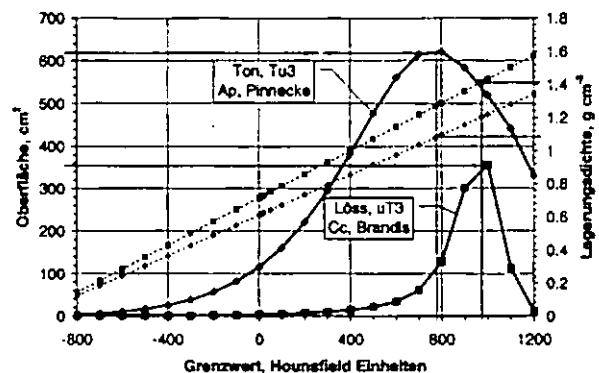


Abbildung 2: Oberflächengröße und mittlere Lagerungsdichte,  $\rho_b$ , in Abhängigkeit vom Grenzwert der Hounsfield Einheit (HE) für den Ton-Ap- und den Löss-Cc-Horizont. Die Lagerungsdichte wurde berechnet nach Rogasik et al. (1999):

$$\rho_b = \frac{\rho_w \rho_t (HE + 1000)}{\rho_w (HE_t + 1000) + 1000 w \rho_t}$$

unter Verwendung der Wasser-,  $\rho_w$  und Festsubstanzdichte,  $\rho_t$ , dem HE-Wert der Festsubstanz,  $HE_t$ , und dem gravimetrischen Wassergehalt,  $w$ .

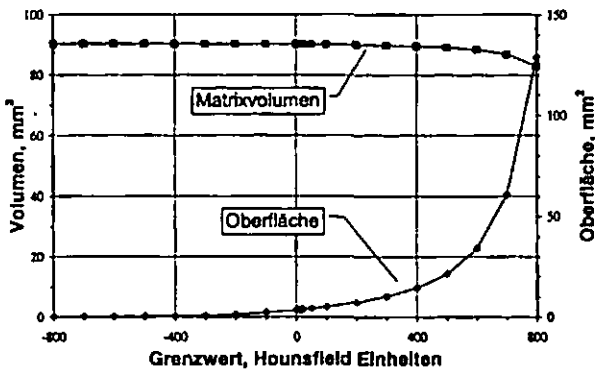
Im Bereich der für ideale Geometrien (Tabelle 1) zu erwartenden Werte lassen sich spezifische Grenzwerte ableiten.

Für den Löss Cc-Horizont nimmt das von der relativ dichteren Matrix gebildete Volumen (Abb. 3) erst bei höheren HE-Grenzwerten nennenswert ab.

<sup>1</sup>Horst H. Gerke, Institut für Bodenlandschaftsforschung, Leibniz-Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e. V., Eberswalder Straße 84, D-15374 Müncheberg, hgerke@zalf.de.

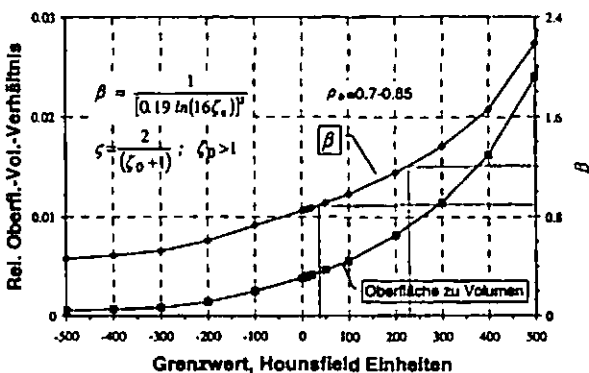
**Tabelle 1:** Werte des dimensionslosen Geometrie-Koeffizienten  $\beta$  für unterschiedliche Gefügeformen der Matrix (Gerke und van Genuchten 1996).

Gefügeform	Idealisierte Geometrie	Wert für $\beta$
Subpolyeder	Kugeln	22.7
Polyeder	Würfel	20
Prismatisch	Festzylinder	8
Risse	Vertikal plattig	3
Bioporen	Hohlzylinder	1.5



**Abbildung 3:** Oberflächengröße und Volumina der relativ dichter gelagerten Bodenbereiche (Matrix) in Abhängigkeit vom Grenzwert der Hounsfield Einheit (HE) für den Löss-Cc-Horizont.

Die nach Gerke und van Genuchten (1996) berechneten Werte für  $\beta$  (Abb. 4) liegen für den von 'Nadelstichporen' durchsetzten Löss Cc-Horizont im Bereich der für zylindrische Geometrien erwarteten  $\beta$ -Werte von 0.8 bis 1.0.



**Abbildung 4:** Normalisiertes Oberflächen-Volumen-Verhältnis,  $\zeta = a \cdot (A_m / V_m)$ , und Geometrie-Koeffizient  $\beta$  in Abhängigkeit vom Grenzwert der Hounsfield Einheit (HE) für den Löss-Cc-Horizont. Die Formel zur Berechnung von  $\beta$  ist für Radial-Diffusion in Hohlzylindermantel-Geometrien, wobei  $\zeta_0$  das Verhältnis von äußerem zu innerem Radius,  $(a + b) / a$ , ist. HE-Werte zwi-

schen 0 und 200 entsprechen einer Lagerungsdichte von etwa 0,7 bis 0,85 g/cm<sup>3</sup>.

Die subskaligen Maße der Gefügeoberflächen könnten jedoch auch unabhängig vom jeweiligen Modellansatz zur Analyse von gefügebedingten Effekten bezüglich Austausch-, Sorptions- und Reaktionsprozesse von Bedeutung sein.

**Diskussion und Schlussfolgerungen**

Zur unabhängigen Bestimmung der Parameter von 2-Regionen-Modellen sind neue methodische Ansätze erforderlich. Aus Röntgen-CT-Daten lassen sich geometrische Parameter in Abhängigkeit vom Gefüge ermitteln. Die Trennung nach Bodenzonen unterschiedlicher Dichte ergibt je nach Gefügeform charakteristische Verhältnisse zwischen 'innerer' Oberfläche und Matrixvolumen. Die genaue Trennung der zwei Porenregionen bleibt jedoch problematisch. Eine zusätzliche Markierung der tatsächlich an der Wasser- und Stoffverlagerung beteiligten Gefüge-Oberflächen scheint erforderlich. Untersuchungen der Grenzflächen zwischen den Fließregionen tragen zum besseren Verständnis der Funktionen des Bodengefüges im Wasser- und Stoffhaushalt bei.

**Danksagung**

Ich danke Herrn Sascha Bargebuhr, der sich im Rahmen seiner Diplomarbeit mit der Auswertung von CT-Daten befasste und ein PASCAL-Computerprogramm namens "Voxel" zur Grenzflächen- und Volumenberechnung erstellte.

**Literatur:**

Gerke H. H., M. T. van Genuchten, A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media, *Water Resour. Res.*, 29(2), 305-319, 1993.  
 Gerke, H. H., M. T. van Genuchten, Macroscopic representation of structural geometry for simulating water and solute movement in dual-porosity media, *Advances in Water Resources*, 19(6), 343-357, 1996.  
 Rogasik, H., J. W. Crawford, O. Wendroth, I. M. Young, M. Joschko, K. Ritz, Discrimination of soil phases by dual energy X-ray tomography. *Soil Science Society of America Journal*, 63, 741-751, 1999.

**Pendelnder präferentieller Fluss und Stofftransport in Sanden mit Kaskadenanlage der Fließbahnen**

Gernandt, P. und Meyer, B., Göttingen

Beim Eindringen von Regenwasser in ganz oder partiell getrockneten Sand bilden sich – wie drei Versuche mit einem 1-m<sup>3</sup>-Glaslysimeter demonstrieren – Leitbahnnetze für den Wasser- und Stofftransport aus, die eine kaskadenförmige Anordnung mit Wechsel horizontal angeordneter Lamellen und senkrechter Abstürze aufweisen. Über die Frage des Transports von im Regenwasser enthaltenen Soluten wird dadurch entschieden, dass bei der Anlage des Systems gewissermaßen „tote“ Winkel entstehen, die im weiteren Verlauf der Durchwaschung nicht mehr durchspült werden und ihre Lösungsbestandteile nur durch Diffusion an die „Dochte“ mit fließendem Wasser abgeben können.

Die Versuche (Versuchsbeschreibung s. Tab 1), über die hier berichtet werden soll, zeigen aber, dass einmalig angelegte Fließbahnen in Sanden nicht als starr-beständig zu betrachten sind. Durch eine von der Beaufschlagungsrate mit Wasser und der intermediären Akkumulation von Wasser im Oberboden hin- und herpendelnden Benutzung von primär angelegten Wasserleitbahnen kann es zu einem irregulären Muster der Verteilung beim basalen Austritt (durch eine Vielzahl von Einzelabflüssen (171) an der Lysimeterbasis zu erfassen s. Abb. 1) der Solute kommen.

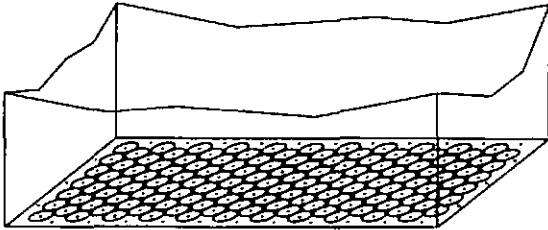


Abb. 1: Anordnung der Abflüsse an der Lysimeterbasis

Tab. 1: Versuchsmaterial, -dauer und Abflussanzahl

Versuch	Material S (µm)	Dauer (d)	Anzahl aktiver Abflüsse	Max. Anzahl zeitgleich aktiver Abflüsse
I	630 – 355	287	12	8
II	630 – 355	38	64	46
III	< 355	120	94	60

Die Tabelle zeigt, dass das Abflussgeschehen in allen drei Versuchen als durchaus heterogen anzusehen ist. Das Abweichen der Anzahl zeitgleich aktiver Abflüsse von der Anzahl der über den ganzen Versuch aktiven Abflüsse resultiert aus einer ständig pendelnden Bewegung der Abflusszentren entlang der Lysimeterbasis. Vereinfacht dargestellt: Die Abflüsse im linken Lysimeterteil fördern weniger bzw. kein Wasser wenn es im rechten Lysimeterteil zu höheren Abflussraten kommt und umgekehrt.

Das Fazit aus den Versuchen ist Folgendes: Beim Eindringen von Wasser in trockenen Sand werden - unterschiedlich in Abhängigkeit von der Körnung des Sandes - Infiltrationsstrukturen des Wassers herausgebildet, die aus Lamellen auf horizontalen Schichtstrukturen des Sandes und vertikalen Zungen oder Keilen mit stark bevorzugtem Fließen bestehen, die aber auch eine vorausgegangene lamelläre Präformation überdecken.

Die gebildeten horizontalen Lamellen entstehen einmalig beim Vorgang der Wasserinfiltration und werden später nicht mehr durchflossen. Sie nehmen bestenfalls noch an einem langsamen diffusiven Stoffaustausch mit dem durchflossenen Leitsystem teil.

Andere Lamellen leiten Wasser und seine Inhaltsstoffe horizontal und geben das Wasser durch vertikale Anastomosen kaskaden-

förmig an die darunter liegenden Lamellen weiter oder verlängern sich seitlich bis sie einen neuen ableitenden „Docht“ finden.

Lässt man den Sand nicht austrocknen, so erhält der statische Wassergehalt das geschaffene Fließsystem. Offenbar ist dies auch noch der Fall, wenn der Wassergehalt durch Verdunstung auf 66 Prozent des statischen Wassergehaltes erniedrigt wird. Es ist aber zu erwarten, dass nach einer völligen Austrocknung des Sandes bei erneuter Infiltration von Wasser auch gänzlich neue Fließstrukturen entstehen können.

Nach den Beobachtungen der Versuche lässt sich die in Abb. 2 skizzierte Modellvorstellung über die strukturelle Anordnung und Funktion der Wasserlamellen in Sandböden entwerfen. Primäre Ursache ist die, bei der schichtweisen Befüllung des Lysimeters mit trockenem Sand entstehende, Bildung dünner Sedimentlagen. Innerhalb solcher Sedimentlagen kann es zu einer Entmischung der sedimentierenden Korngrößen kommen und zwar in der Weise, dass unten die größeren Körner abgesetzt werden und der Feinheitsgrad nach oben hin zunimmt. Auch ohne diese Entmischung ist an der Oberfläche solcher Sandlagen mit einer pflasterartigen Einordnung der Körner zu rechnen, zwischen denen sich feinere Poren ausbilden.

Die unter der Obergrenze liegende *Saumzone* der Sedimentlage entfaltet deswegen einen kapillaren Sog, weswegen sie hier im hydraulischen Sinne auch als *Dochtzone* (D) bezeichnet werden soll. Sie kann sich entweder aus einer vertikal durchwandernden Wasserzunge her vollsaugen oder – wenn Wasser durch die Sedimentlagen sickert – dieses Wasser kapillar binden.

An ihrer Unterseite bilden sich tragende Menisken aus, welche die gröberkörnige *Kernzone* nach oben „versiegeln“. Die Dochtzone wirkt dann als ein für Luft undurchlässiger Verschluss, der aber von Wasser passiert werden kann, wenn der hydrostatische Druck in der sich darüber nächsten Sedimentlage aufbauenden *Einstauzone* (E) groß genug wird.

Die Kernzone der Sedimentlage ist hier hydrologisch als „*Ablaufzone*“ bezeichnet. Sie enthält, nachdem vorübergehend ein- oder durchgetretenes Wasser abgelaufen ist, nur Wasserreste, die in Form verstreuter Kornberührungs-Menisken statisch gebunden sind. Der übrige Porenraum ist mit Luft erfüllt, die in ihrem eingeschlossenen Zustand (confined air) Atmosphärendruck aufweist, oder – je nach hydrodynamischer Situation – unter höherem Druck steht.

An der Basis der Sedimentlage, die hier als *Basiszone* bezeichnet ist, kann sich durch vertikale oder horizontale Einspeisung über der Dochtzone der darunter folgenden Sedimentlage innerhalb der Grobkornlage eine *Einstauzone* (E) für ungespanntes Wasser ausbilden, das von der Dochtzone getragen wird. Die Dicke dieser Stauzone kann während des hydrodynamischen Geschehens im Sandkörper zunehmen. Dies führt dazu, dass irgendwann ein Zeitpunkt erreicht wird, an dem der hydrostatische Druck an irgendeiner Stelle groß genug wird, um die Spannung der tragenden Menisken zu überwinden.

Es kommt dann zu dem, was in Abb. 2 als vertikaler „Durchbruch“ bezeichnet ist. Dieses wird makroskopisch erkennbar, wenn man einen Wasserpuhl durch eine wasserlamellierte Sandsäule schiebt, die vorher durch freien Wasserablauf auf ihren statischen Wasservorrat eingestellt war. Der Verlauf der perkolierenden Welle wird dadurch sichtbar, dass die Lamellen vorübergehend deutlich anschwellen und dann wieder abschwellen.

Nach Abb. 2 bestehen die Wasserlamellen also aus dem Verbund von Dochtzone D und Einstauzone E, wobei die Dochtzone beim Austrocknen des Sandes wegen ihrer Kapillarspannung länger erhalten bleibt und bei der nächsten Befeuchtung des Sandes die Fließstrukturen wieder vorgibt.

Die Stärke der *Zwischenlamellen* und die Frage nach ihrem Wassergehalt ist nur unter Betrachtung der Körnung, ihrer sedimentären Entmischung oder der Orientierung und der Mächtigkeit der Sedimentlagen zu betrachten.

P. Gernandt  
Nonnenstieg 95  
37075 Göttingen  
Email: pgernandt@t-online.de

B. Meyer  
Inst. f. Bodenwissenschaft  
Von-Siebold-Str. 4  
37075 Göttingen

Werden die Einstauzonen von einer – in der Abb. 2 von einer beispielsweise rechts gedachten breiteren Zunge her – seitlichen Quelle mit kapillar ungespanntem Druckwasser gespeist, so können sie unter Anschwellen selbst bei sehr geringem Gefälle das Wasser über große Strecken hinweg lateral transportieren. Sie gehören damit ebenfalls zu dem System der präferentiellen Fließbahnen.

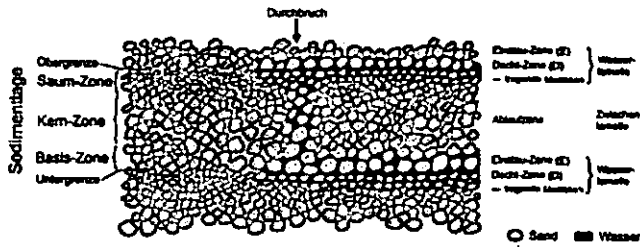


Abb. 2: Modell 1 – Vorstellung zur Struktur der Wasserlamellen

Ein Ergebnis der Versuche ist zum einen im Modell 1 dargestellt, das die Entstehung und Anordnung von Wasserlamellen im Mikromaßstab betrachtet. Im Modell 2 (Abb. 3) soll dagegen übersichtsmäßig die Ausbildung von Fließwegen für Wasser beim Eindringen in trockenen Sand dargestellt werden. Es ist eine vereinfachende schematische, die Ergebnisse der Versuche zusammenfassende Modellskizze.

Das auf die Oberfläche in Schüben aufgebrachte Niederschlagswasser -A- drängt die im Sand enthaltene Luft nach unten vor sich her. An der Oberfläche der einzelnen Sandlagen bilden sich Wasserlamellen. Dazwischen bleibt Luft eingeschlossen. Die enge Punktierung zeigt die statischen Wassermenisken an, die zusammen mit der Luft den vertikalen Leitwiderstand bedingen. In den sich verdickenden Wasserlamellen -B- fließt Wasser zur Dränzung -C- hin. Die Lage der Dränzung ist zufällig und nicht faktoriell vorauszusagen. Trocknet man den Sand nach Beendigung des Versuches vollständig, entsteht bei erneuter Befeuchtung die Dränzung oft an anderer Stelle. Das in der Dränzung nach unten abströmende Wasser bildet zahlreiche aufeinanderfolgende Lamellen mit dazwischen liegenden Luftmeniskenwasser enthaltenden Sandlagenkernzonen. Der im Modell 1 beschriebene Mechanismus des Aufbaus eines hydrostatischen Überdrucks in der Wasserlamelle, als Auslöser für den faden- oder tunnelförmigen Durchbruch des Wassers durch die lufthaltigen Schichtkerne, wirkt sich in der Dränzone beim Abwärtsströmen des Wassers in einer Wellenbewegung aus. Sie ist in der Skizze durch eine unterschiedliche Dicke der Wasserlamellen angedeutet. Die Lamellen schwellen beim Durchströmen des Wassers von oben nach unten aufeinanderfolgend auf und ab.

Aus der Dränzung C mit ihren periodisch auftretenden ungespannten Wasserlamellen saugen die „Dochtzone“ (Modell 1) der Sedimentlagen Wasser ab oder aber: Es fließt auch lateral-lamellär in den trockenen Sand. Dabei entwickeln sich „tote“ oder „Sackgassenlamellen“ -D-, die später nicht mehr durchfließen werden, und Leit-Lamellen -E und F-, die zu horizontalen Leitbahnen werden und neu entstehende Dränzonen nähren können. Dabei kommt es zu dem, was man als Kaskadenfließen bezeichnen sollte, da horizontales und vertikales Fließen miteinander wechseln -E-F-G-.

Bei gleicher Dicke der horizontalen Sandschichten hängen Dicke und Abstand der Wasserlamellen von der Körnung des verwendeten Sandes ab. Sand der Fraktion < 355 µm hat auf jeder Sandschicht eine Lamelle gebildet, so dass die Dränzung bei oberflächlicher Betrachtung als homogen durchfeuchtet erscheint, was jedoch nicht der Fall ist. Bei größerer Körnung sind die Lamellen dünner und haben größere vertikale Abstände.

Die Frage, wie groß die Inseln trockenen Sandes sind, die bei der Befeuchtung ausgespart werden, wird ebenfalls von der Körnung her beantwortet. Die hier gegebene Modellskizze ist typisch für größeren Sand. Bei feinerem Sand schließt sich das System aus den hier durch die Buchstaben B bis G gekennzeichneten Lam-

mententypen schneller und täuscht dadurch oft ein frontales Eindringen (piston flow) vor, das erst durch die Verwendung von Farbtacem widerlegt wird.

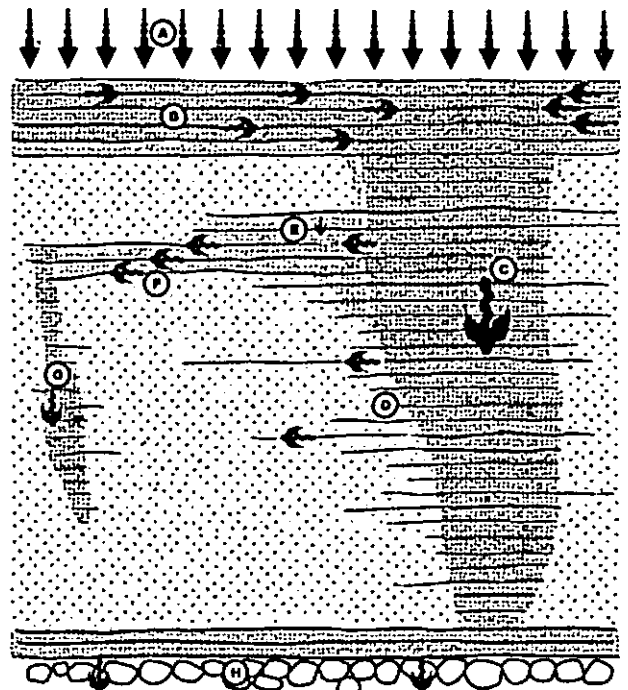


Abb. 3: Modell 2 - Ausbildung von Fließwegen für Wasser beim Eindringen in trockenen Sand

Mit dem abströmenden Wasser kann feines Material verlagert werden. Dieses Material (vorwiegend Ton) kann in den Stauzonen tieferer Bereiche Wasserlamellen in Form von Tonbändern nachzeichnen und ein bestehendes Abflusssystem dauerhaft etablieren (s. Abb. 4).



Abb. 4: Im Versuch III in 80 cm Tiefe entstandene Tonbänder

#### Literatur

- BECKER, K.W., MEYER, B., MUCH, W.: Versickerungsverhalten von Ackerböden auf glazialen Vorschüttungen. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 85, 1, 63-66, 1997
- GERNANDT, P.: Räumliche Differenzierung der Sickerwasserströme in Sandbodenmodellen. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 88, 363-366, 1998
- GERNANDT, P., MEYER, B.: Wasser- und Stofftransport in Sanden - Erkenntnisse aus Modellversuchen in Glassylindern. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 96, 1, 73-74, 2001
- GERNANDT, P.: Transport von Wasser, Soluten und Dispersionen in wasserungesättigtem Sand. Dissertation (bislang unveröffentlicht), Fakultät f. Agrarwissenschaften, Universität Göttingen, 2003
- GERNANDT, P., BECKER, K.-W., MEYER, B.: Horizontale Differenzierung des vertikalen Wasserflusses in groben Mittelsanden in einem Modelllysimeter. BAL-Bericht. 9.Lysimetertagung, 157-158, 2001
- MEYER, B., BECKER, K.-W.: Kaskadenfluss in Böden und Folgen für die Anwendung der Lysimetertechnik. BAL-Bericht. 9.Lysimetertagung, 203-206, 2001
- SIEBNER, C.S., BECKER, K.W., MEYER, B.: Beobachtungen zum dispersiven Wasser- und Soluttransport in Sandböden. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 85, 1, 167-170, 1997

## Stabilisierung von organischer Substanz durch hydrophobe Grenzflächen auf Aggregaten und Primärpartikeln

Marc-O. Göbel<sup>1</sup>, Jörg Bachmann<sup>1</sup>, Susanne K. Woche<sup>1</sup> und Walter R. Fischer<sup>2</sup>

### Einführung

Die kontrollierte Steuerung der Vorräte an organischer Substanz (OS) setzt neben der Kenntnis von Bildungs- und Abbauvorgängen auch die Kenntnis von Stabilisierungsmechanismen voraus. Von Bedeutung sind dabei Prozesse, die zu einer physikalischen Isolierung von OS in der Matrix führen. In diesem Zusammenhang stehen die physikalische Trennung durch Strukturbildung (Aggregation) und durch Nichtbenetzung (Hydrophobie) der festen Oberflächen (hydraulische Trennung) und die damit verbundene Ausbildung dauerhaft trockener Bereiche im Boden gleichwertig im Mittelpunkt.

Aufgrund der reduzierten Verfügbarkeit von Wasser liegen im Bereich hydrophober Grenzflächen ungünstigere Bedingungen für mikrobielle Abbauprozesse vor. Darüber hinaus reduzieren hydrophobe Grenzflächen effektiv die Infiltration in den Boden. Damit einher geht eine Verringerung der Verschlämungsneigung und die Erhöhung der Aggregatstabilität.

Benetzungshemmungen im Boden beruhen auf einer Reduzierung der Grenzflächenenergie der festen Phase, die in der Regel auf organisches Bodenmaterial (Huminstoffe, Pflanzenreste) oder auf hydrophobe Eigenschaften bestimmter Bodenorganismen (z.B. Pilze) zurückzuführen ist. Als Parameter zur Quantifizierung der Benetzbarkeit dient der Kontaktwinkel  $\theta$ , der das Dreiphasensystem (fest-flüssig-gasförmig) im Gleichgewicht repräsentiert.

### Material und Methoden

Es wurden verschiedene landwirtschaftliche (Luvisols) und forstwirtschaftliche Böden (Dystric Cambisol, Haplic Podzol) sowie Regenwurmexkremente (Rendzina) hinsichtlich ihrer Benetzungseigenschaften untersucht:

Eine direkte Messung des Kontaktwinkels ist aufgrund des partikulären Charakters von Böden nicht möglich. Die Kontaktwinkel wurden daher auf indirektem Wege mit der Kapillaraufstiegsmethode bestimmt. Hierbei wird die Massenzunahme einer Bodenprobe in Kontakt mit Wasser und einer vollständig benetzenden Flüssigkeit (n-Hexan) mit einem Präzisionstensiometer aufgezeichnet. Unter Berücksichtigung von Oberflächenspannung, Viskosität und Dichte lässt sich aus dem Verhältnis der quadrierten Massenzunahme für Wasser und n-Hexan der Kontaktwinkel berechnen.

### Ergebnisse

Die gemessenen Kontaktwinkel liegen im Bereich von 0° (vollständig benetzbar) bis 90° (hydrophob). Im Vergleich zu den landwirtschaftlich genutzten Böden (Luvisols) zei-

gen die forstwirtschaftlichen Böden (Dystric Cambisol, Haplic Podzol) im allgemeinen stärkere Benetzungshemmungen.

Der Tiefenverlauf der Kontaktwinkel (Abb. 1) zeigt eine deutliche Variabilität der Benetzbarkeit innerhalb der Bodenprofile. Die höchsten Kontaktwinkel sind bei den untersuchten Düngungsvarianten im obersten Horizont zu finden. Dies ist vermutlich auf die höheren Gehalte an organischem Kohlenstoff ( $C_{org}$ ) zurückzuführen. Der starke Anstieg der Kontaktwinkel in den unteren Horizonten der beiden Mais-Varianten lässt sich jedoch nicht mit den  $C_{org}$ -Gehalten in Beziehung setzen.

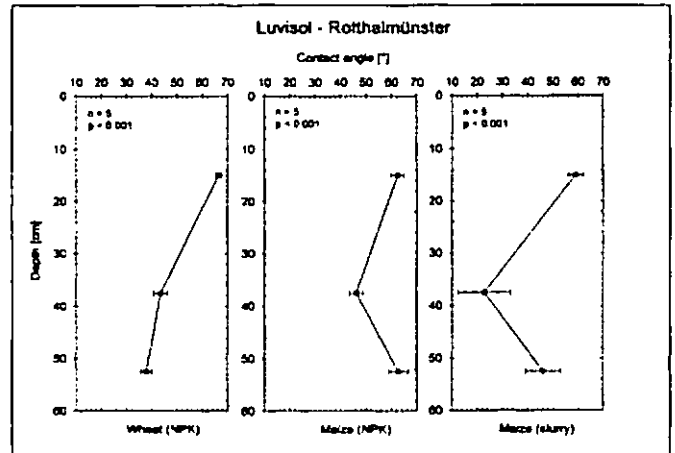


Abb. 1

Abb. 2 zeigt den Tiefenverlauf der Kontaktwinkel am Beispiel eines Dystric Cambisols. Der Ah-Horizont weist mit 88° den größten Kontaktwinkel auf. Mit zunehmender Tiefe werden die Kontaktwinkel zunächst kleiner (Bv-Horizont) und steigen im SdBv2-Horizont wieder an. Die Kontaktwinkel in den oberen Horizonten korrespondieren mit den  $C_{org}$ -Gehalten, die großen Winkel im SdBv2-Horizont und darunter lassen sich jedoch nicht mit dem  $C_{org}$ -Gehalt korrelieren. Es scheint jedoch eine Beziehung zwischen dem Kontaktwinkel und dem Abbaugrad der organischen Substanz ((Ac/Al)<sub>v</sub>-Quotient) zu bestehen ( $C_{org}$ -Gehalte und (Ac/Al)<sub>v</sub>-Quotienten aus Rumpel, Kögel-Knabner und Bruhn, 2002; Organic Geochemistry, 33: 1131-1142).

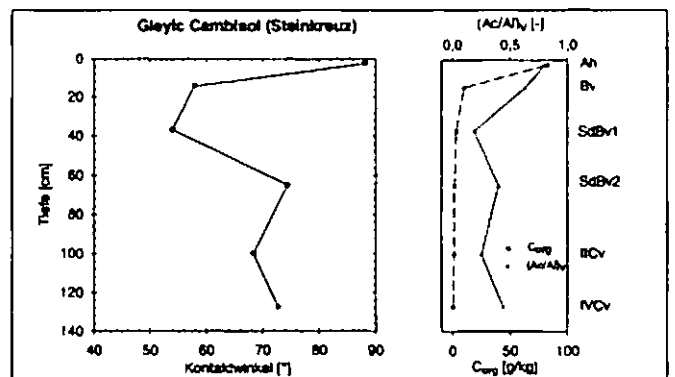


Abb. 2

Neben dem Gehalt an organischem Kohlenstoff und dem Abbaugrad der organischen Substanz, besitzt der aktuelle Wassergehalt (Wasserpotential) einen dynamischen Einfluss auf die Benetzbarkeit von Böden.

<sup>1</sup>Institut für Bodenkunde, Universität Hannover  
Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover  
e-mail: goebel@ifbk.uni-hannover.de

Dieser Zusammenhang ist in Abb. 3 dargestellt. Sowohl für Aggregate (2-4 mm) als auch für homogenisierte Aggregate besteht eine deutliche Abhängigkeit zwischen Kontaktwinkel und Wasserpotential, wobei die größten Winkel im Bereich kleinerer (weniger negativer) Potentiale auftreten. Im trockenen Zustand (-1000 MPa) ist das Material dagegen vollständig benetzbar (KW=0°). Die gemessenen Winkel können für eine individuelle Bodenprobe eine Spannbreite von bis zu 90° aufweisen.

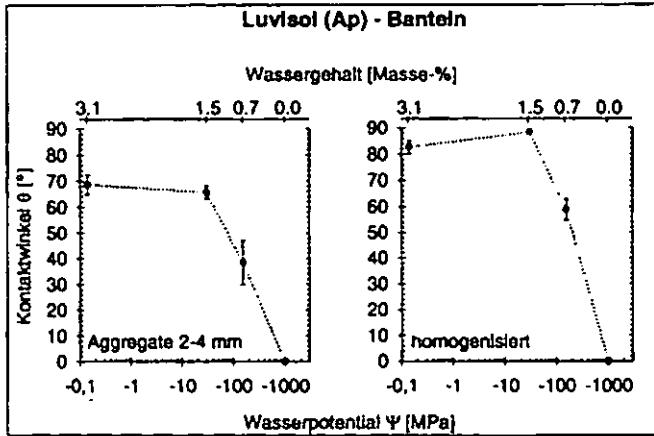


Abb. 3

Abb. 4 zeigt die Wasser-Aufnahmekurven von Aggregaten eines Luvisols (KW: 38°) und von Regenwurmexkrementen aus einer Rendzina (KW: 85°). Die Proben unterscheiden sich deutlich in ihren Aufstiegsraten. Die hydrophoberen Regenwurmexkreme zeigen im markierten Bereich eine um den Faktor 20 geringere Rate auf, die sich im Zeitverlauf weiter reduziert. Während die Luvisol-Aggregate bereits nach 6 s vollständig aufgesättigt sind, ist bei den Regenwurmexkrementen die maximale Wasseraufnahme erst nach etwa 2500 s erreicht. Dabei besitzen beide Böden eine vergleichbare maximale Aufnahmekapazität.

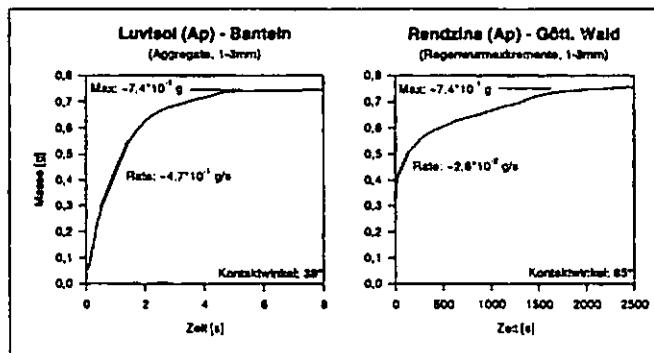


Abb. 4

In Abb. 5 ist der stabilisierende Effekt der durch Hydrophobie bedingten Verringerung der Infiltrationsrate dargestellt. Die Zugabe von deionisiertem Wasser führt bei den Luvisol-Aggregaten bereits nach 5 s zu einer deutlichen Strukturveränderung. Nach 30 min sind die Aggregate fast vollständig zerfallen. Die hydrophoben Regenwurmexkreme zeigen hingegen auch nach 30 min nur einen sehr geringen - auf den Rand beschränkten - Strukturverlust.

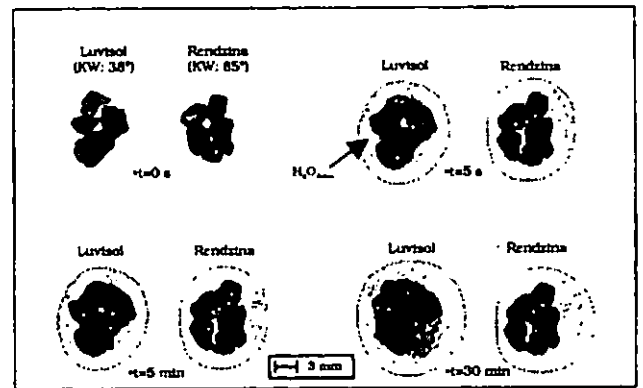


Abb. 5

In Abb. 6 ist der Zusammenhang zwischen Aggregierung und C-Mineralisation dargestellt. Sowohl beim Weizen- als auch beim Grünland-Standort ist die Mineralisationsrate der Aggregate kleiner verglichen mit den homogenisierten Proben. Die Aggregierung bewirkt demnach eine Stabilisierung von organischer Substanz. Darüber hinaus ist der Einfluss der Benetzungseigenschaften auf die C-Mineralisation zu erkennen: Aus dem weniger hydrophoben Weizen-Material (KW: 65°) wird prozentual mehr Kohlenstoff freigesetzt als aus dem Grünland-Material (KW: 79°). Dies ist vermutlich auf die Nichtbenetzung von Partikeloberflächen zurückzuführen. In diesen Bereichen ist der mikrobielle Abbau gehemmt.

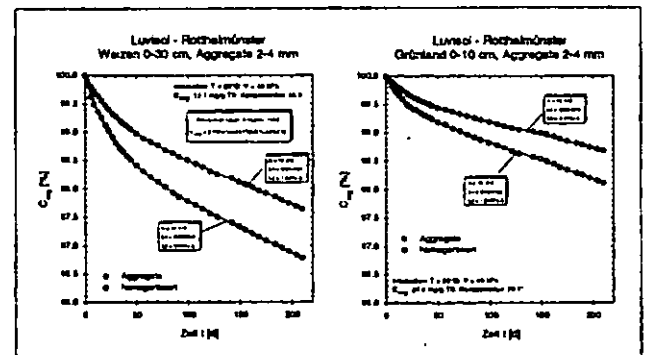


Abb. 6

### Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse zeigen, dass Hydrophobie ein Böden relevantes Phänomen ist. Der Grad der Hydrophobie scheint dabei zum einen vom Gehalt an organischem Kohlenstoff und zum anderen vom Abbaugrad der organischen Bodensubstanz abhängig zu sein. Darüber hinaus besitzt der aktuelle Wassergehalt einen entscheidenden Einfluss auf die Benetzbarkeit. Hydrophobe Eigenschaften führen zu einer Verringerung der Kohlenstoff-Mineralisation und können damit zur Stabilisierung von organischer Substanz beitragen. Dies geschieht zum einen mittelbar durch die Erhöhung der mechanischen Stabilität von Aggregaten aufgrund verringerter Infiltrationsraten und zum anderen unmittelbar durch die Nichtbenetzung von Partikeloberflächen, die zu einer Verringerung der mikrobiellen Aktivität infolge Wassermangels führt.

*Die Arbeiten wurden mit finanzieller Unterstützung der Deutschen Forschungsgemeinschaft (SPP 1090 - Böden als Quelle und Senke für CO<sub>2</sub>) durchgeführt.*



# Simulation der Phosphorausträge aus Lysimetern unter landwirtschaftlicher Nutzung

von

F. Godlinski<sup>1</sup>, B. Lennartz<sup>1</sup>, R. Meissner<sup>2</sup> & E.W. Reiche<sup>3</sup>

## EINLEITUNG

Neben dem lateralen (erosiven) Eintrag von P in Gewässer gibt es zunehmend Hinweise, dass auch die vertikale P-Verlagerung eine bedeutende Rolle bei der Belastung der Wasserressourcen in Hinblick auf eine Eutrophierung spielt.

Ziel der Untersuchung war es, die relevanten Prozesse für eine P-Verlagerung anhand einer umfangreichen Datenbasis aus Lysimeterversuchen aufzuklären und mit Hilfe eines Simulationsprogramms zu analysieren.

## MATERIAL UND METHODEN

Die Untersuchungen wurden an 24 quadratischen Lysimetern mit einer Gesamttiefe von 1,25 m durchgeführt. Diese wurden mit 0,3 m Oberboden und 0,7 m Unterboden befüllt und seit 1985 gleichartig bewirtschaftet. Sie unterscheiden sich hinsichtlich Bodenart (Sand, sandiger Lehm, Lehm und toniger Schluff aus Löß), Nutzung (Acker und Grasland), Düngermenge (gestaffelte Mineraldüngung) und Beregnungshöhe.

Die Sickerwasserrate der Lysimeter wurde monatlich erfasst und in dieser die Gesamt-P Konzentration gemessen. Jährlich wurde in einer Probe des Oberbodens mittels Extraktion mit Doppellactat (DL-P) und anschließender Messung der Elementkonzentration der pflanzenverfügbare P-Anteil bestimmt. Zudem wurde der Gesamt-P Gehalt (P<sub>t</sub>) mittels Hypobromidaufschluss ermittelt. Der Zeitraum der Untersuchungen beträgt 11 Jahre (Okt. 1991 – Sep. 2002).

## MODELLANSATZ

Grundlage der Simulation ist das Modell WASMOD [1], dass um ein P-Modul erweitert wurde.

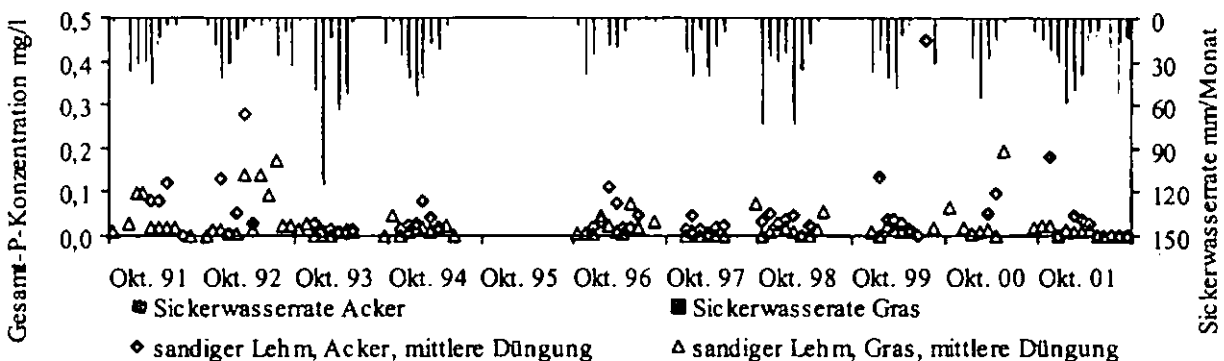


Abb. 2 P-Konzentrationen im Sickerwasser bei unterschiedlicher Nutzung (sandiger Lehm)

In dem entwickelten Ansatz wird zwischen vier P-Fractionen und entsprechenden Austauschprozessen unterschieden (Abb. 1).

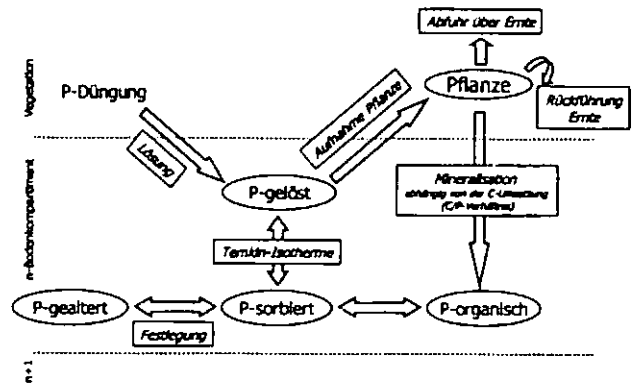


Abb. 1 P-Pools und relevante Prozesse in WASMOD-P

## ERGEBNISSE UND DISKUSSION

**Wasserhaushalt:** Die Sickerwasserrate der Lysimeter schwankte in Abhängigkeit von der Bodenart, Nutzung und Düngermenge. Die Lysimeter mit Grasbewuchs wiesen die höchsten Sickerwassermengen auf, wobei meistens mit steigender Düngung die Sickerwasserrate sinkt (Tab. 1). Diese Ergebnisse bestätigen Untersuchungen von Meissner et. al. 1995 [2].

Tab. 1 Anteil des Sickerwassers am Niederschlag in % (Niederschlagssumme 9252 mm in 11 Jahren)

Düngung	Sand			sandiger Lehm			Lehm			toniger Schluff		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
Gras	27	25	23	24	22	20	30	26	24	28	24	26
Acker	21	17	16	11	14	13	16	13	11	11	9	7

**P-Haushalt:** Die P-Konzentration im Sickerwasser variierte in Abhängigkeit von der Bodenart und Nutzung. Die mit Sand befüllten Lysimeter wiesen die höchsten P-Konzentrationen auf (Mittelwert 0,49 mgP/l), alle anderen Bodenarten lagen im Mittel bei < 0,05 mgP/l. Zudem ließ sich ein Einfluss der Nutzung nachweisen (Abb. 2).

<sup>1</sup>Institute of Soil Science and Plant Nutrition, University of Rostock, Justus-von-Liebig-Weg 6, 18059 Rostock <sup>2</sup>UFZ-Centre for Environmental Research Leipzig-Halle GmbH, Department of Soil Science, Lysimeter Station Falkenberg, 39615 Falkenberg, <sup>3</sup>Firma DigSyLand, Institut für Digitale Systemanalyse und Landschaftsdiagnose, Zum Dorfteich 6, 24975 Husby

Die P-Konzentrationen und P-Austräge wiesen Schwanken in Abhängigkeit von den Untersuchungsgrößen Bodenart, Nutzung und Düngung auf. Für sandige Böden mit Grasland konnten P-Austräge bis zu 1,3 kg (ha a)<sup>-1</sup> beobachtet

werden. Bei allen anderen Bodenarten lagen die P-Austräge im langjährigen Mittel unter  $0,1 \text{ kg (ha a)}^{-1}$ . Die P-Frachten der Lysimeter zeigten, dass trotz ausgeglichener bzw. negativer P-Bilanzen im Oberboden P ausgetragen werden kann. Der Unterboden dient dabei als Speicher, der nach langjähriger Nutzung eine deutliche Anreicherung aufweist [3].

*Simulation des Wasserhaushaltes:* Der Wasserhaushalt wird mit der Richards-Gleichung beschrieben [1]. Die Eingangsparameter wurden aus der Körnung geschätzt ( $\theta/\psi$  und  $K_s$ ). Als obere Randbedingung wurden die Zeitreihen der meteorologischen Größen gewählt.

Die kumulative Sickerwassermenge (Okt. 1991- Sep. 2002) konnte bei sandigem Lehm gut abgebildet werden. Hingegen wurde bei Sand der Wert überschätzt (im Mittel um 23 %) und bei Lehm sowie tonigem Schluff unterschätzt (im Mittel um 29 % und 49 %). Die Güte der Wiedergabe der Sickerwasserdynamik variierte zwischen den Varianten (Abb. 3).

entsprechen. Eine Abbildung der Dynamik ist mit den bisherigen Eingangsdaten noch nicht möglich. Eine Sensitivitätsanalyse soll Aufschluss über den Einfluss der einzelnen P-Pools und Adsorptionsparameter geben.

#### AUSBLICK

In zukünftigen Arbeiten ist der Einfluss physikalischer Ungleichgewichte auf die Sickerwasserbildung und den Verlauf der P-Konzentrationen im Sickerwasser zu analysieren. In einem ersten Schritt werden dabei die Umsetzungen in den einzelnen P-Pools in die Untersuchungen einfließen.

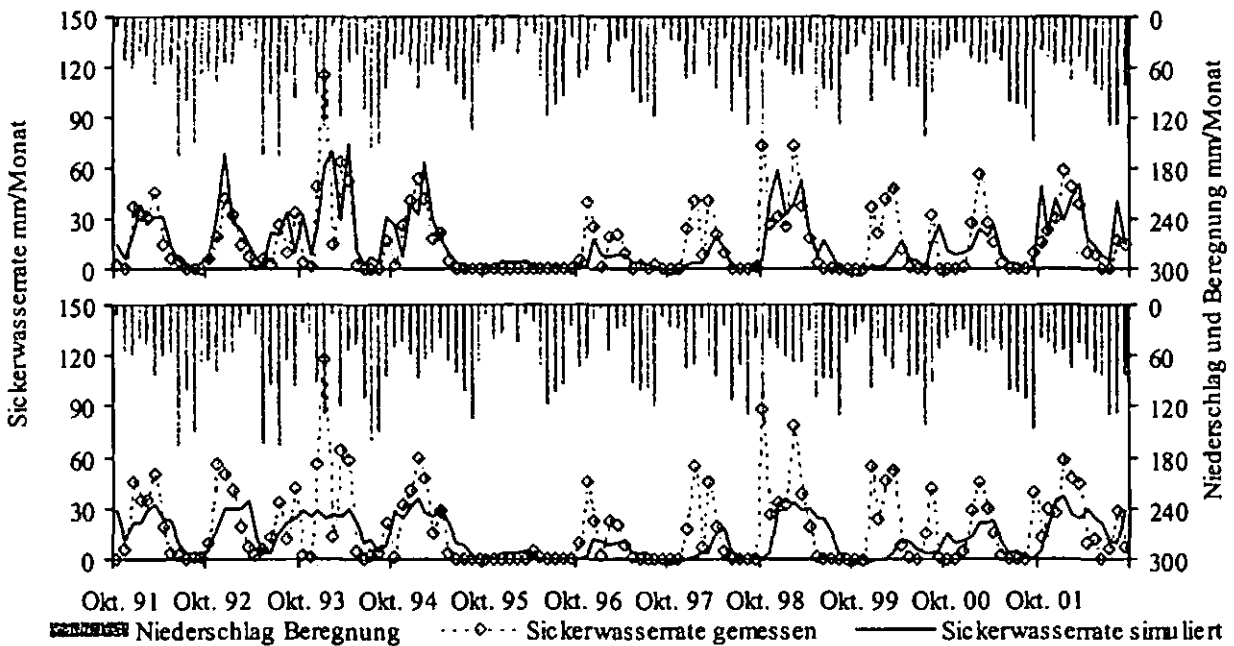


Abb. 3 Gemessene und berechnete Sickerwasserrate (sandiger Lehm – oben und Lehm - unten)

Für alle Bodenarten konnte anhand der Modellrechnungen ein Einfluss der gestaffelten Düngung auf die Sickerwasserbildung nachgewiesen werden. Die Unterschätzung der Sickerwasserraten deutet darauf hin, dass in den strukturierten Böden (Lehm & toniger Schluff) möglicherweise bevorzugte Fließbahnen zu höheren Fließraten und damit insgesamt zu höheren Sickerwassermengen führten als bei Annahme von Matrixfluss.

*Simulation des P-Haushaltes:* Erste Simulationsergebnisse zeigten, dass die Höhe der simulierten P-Konzentrationen bei sandigem Lehm mit Grasbewuchs den mittleren gemessenen P-Konzentrationen im Untersuchungszeitraum

#### LITERATUR

[1] Reiche E.W. 1996. Ein Modellsystem zur gebietsbezogenen Simulation von Wasser- und Stoffflüssen *EcoSys* 4, 143-163  
[2] Meissner, R., Rupp, H., Seeger, J. und P. Schonert 1995. Influence of mineral fertilizers and different soil types on nutrient leaching: results of lysimeter studies in East Germany. *Land Degradation and Rehabilitation*. 6, 163-170  
[3] Godlinski, F., Leinweber, P., Meissner, R. und J. Seeger 2003. Phosphorus status of soil and leaching losses: results from operating and dismantled lysimeters after 15 experimental years. *Nutr. Cycl. Agroeco*, in press

# Experimentelle Untersuchung von Mehrphasenfluss in porösen Medien

H. Graf<sup>1</sup>, H.-J. Vogel und K. Roth

Der Einfluss der Gasdynamik auf die hydraulischen Eigenschaften poröser Medien ist besonders im Bereich nahe Wassersättigung von grosser Bedeutung. Um diese Zusammenhänge zu untersuchen, wurde neben den hydraulischen Eigenschaften simultan die Gasleitfähigkeit an homogenen und heterogenen Sandpackungen gemessen. Die kontinuierliche Messung der Luftleitfähigkeit erlaubt Rückschlüsse auf die mikroskopische und makroskopische Struktur der Probe. Hystereseeffekte konnten durch eine zusätzliche Messmethode untersucht werden.

## Einleitung

Die Messung von hydraulischen und pneumatischen Eigenschaften an porösen Medien gestaltet sich oft sehr zeitaufwändig und umständlich. Proben müssen in verschiedene Messvorrichtungen ein- und ausgebaut werden, und ein Ent-/Bewässerungszyklus kann sehr lange dauern. Die zur Erleichterung dieser Messungen konzipierte Apparatur ist in Abbildung 1 dargestellt und wurde bereits von Graf et al. [2001] ausführlich vorgestellt. Mithilfe dieser Messanlage konnten nun die hydraulischen Eigenschaften poröser Medien (bisher gesintertes Borsilikatglas und geschütteter Sand) mithilfe von Multi-Step Outflow Experimenten ermittelt werden und simultan dazu konnte im gleichen Experiment die Gasleitfähigkeit bestimmt werden. Die gemessenen Daten stellen eine gute Grundlage für eine Modellierung der Zusammenhänge zwischen den hydraulischen und pneumatischen Eigenschaften der porösen Medien dar. Drei dieser Modelle werden mit den Messdaten verglichen.

## Messmethode

Die hier präsentierten Ergebnisse wurden an einem geschütteten Sand mit einer Korngrößenverteilung zwischen 0.25-0.63mm gemessen. Die Probe wurde zur Messung einer Erstentwässerungskurve vollständig mit Wasser aufgesättigt. Die Randbedingung für das durchgeführte MSO Experiment, das neben der primären Ent- und Bewässerungskurve noch weitere "Scanning Zyklen" beinhaltet, sind in Abbildung 2 (oben) dargestellt. An die Gasphase wurde während des gesamten Experiments ein konstanter Druck von -0.04 kPa angelegt.

Wie der Abbildung zu entnehmen ist wurde die Probe über ca. 72 Stunden entwässert wobei jede Stunde eine Messung der Luftleitfähigkeit vorgenommen wurde. Ebenso wurde mit der Bewässerung verfahren.

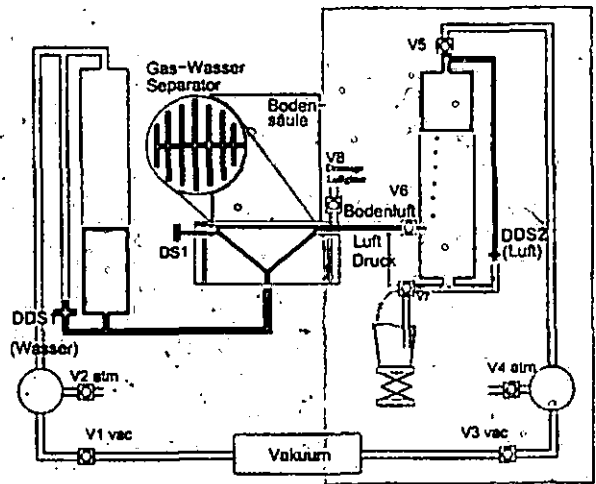


Abbildung 1: Messaufbau des erweiterten Multi-Step Outflow Experiments (MSO). Die poröse Sockelplatte ist so untergliedert, daß eine Separation der Gas- und Wasserphase möglich ist. Über den linken Teil der Anlage werden hydraulische Eigenschaften gemessen, rechts die Gasflusseigenschaften.

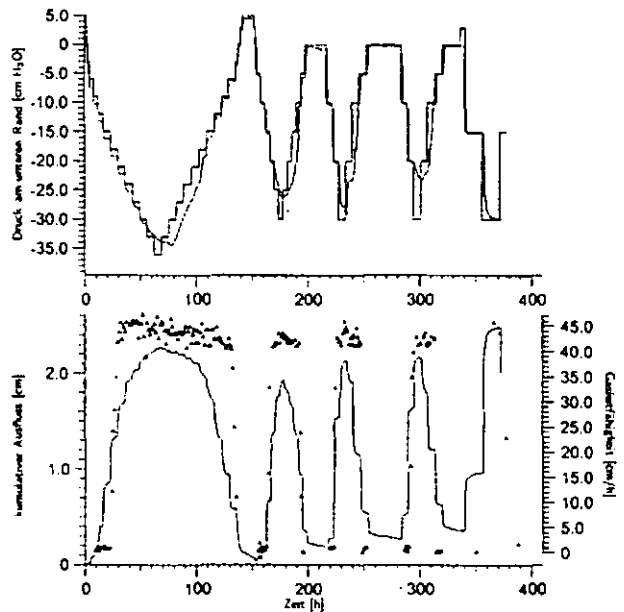


Abbildung 2: Oben: Randbedingungen für das MSO Experiment (Linie) und gemessener Tensiometerdruck (Symbole). Unten: Kumulativer Ausfluss (Linie) und Gasleitfähigkeit (Symbole)

Zur Untersuchung des Lufteintrittspunktes, ab dem die Gasphase kontinuierlich und die Gasleitfähigkeit >0 wird (Emergence- und Extinction Points für Ent- und Bewässerung) wurden noch vier weitere Scanning Zyklen gemessen, um die Stabilität dieser Punkte zu prüfen.

<sup>1</sup>Institut für Umweltphysik, Universität Heidelberg  
Im Neuenheimer Feld 229, D-69120 Heidelberg  
email: hans.graf@iup.uni-heidelberg.de

Modell	Gassättigung	Gasleitfähigkeit	Referenz
VGM	$\bar{S}_{nw} = 1 - S_w$	$k_{nw} = \bar{S}_{nw}^{0.5} [1 - (1 - \bar{S}_{nw})^{1/m}]^{2m}$	Parker et al. [1987]
VGB	$\bar{S}_{nw} = 1 - S_w$	$k_{nw} = \bar{S}_{nw}^2 [1 - (1 - \bar{S}_{nw})^{1/m}]^m$	Dury et al. [1999]
EP	$\bar{S}_{nw,c} = \frac{S_{w,e} - S_w}{S_{w,e} - S_{w,r}}$	$k_{nw}(\bar{S}_{nw,c}) = (\bar{S}_{nw,c})^{0.5} [1 - (1 - \bar{S}_{nw,c})^{1/m}]^{2m}$ für $S_{w,r} < S_w < S_{w,e}$ $k_{nw}(\bar{S}_{nw,c}) = 0$ für $S_w > S_{w,e}$	Fischer et al. [1996]

Tabelle 1: Gasleitfähigkeitsmodelle: VGM nach Mualem-van Genuchten, VGB nach Burdine-van Genuchten, EP Emergence Point Modell.  $S$  bezeichnet die Sättigungen,  $k$  die relativen Leitfähigkeiten für die benetzende,  $w$ , und die nichtbenetzende Phase,  $nw$ .  $S_{nw,e}$  ist die Sättigung der kontinuierlichen Gasphase,  $S_{w,e}$  die Wassersättigung am Emergence point.

### Gasleitfähigkeitsmodelle

Es wurden drei verschiedene Gaspermeabilitätsmodelle untersucht, die auf der relativ einfach messbaren Wasserretentionskurve beruhen und sich auf eine Parametrisierung nach van Genuchten stützen. Anhand der Ausflussdaten der primären Ent- und Bewässerungskurven wurden die hysteretischen, hydraulischen van Genuchten Parameter bestimmt, die dann in die verschiedenen Modelle aus Tabelle 1 eingebracht wurden. Der Wert für die Emergencepointsättigung wurde aus der Messung bestimmt, so dass für die Bestimmung der Gasleitfähigkeiten kein zusätzlicher Fitparameter verwendet wurde.

Die Ergebnisse der Modellanpassung sind in Abbildung 4 dargestellt. Die klassischen Modelle von Parker

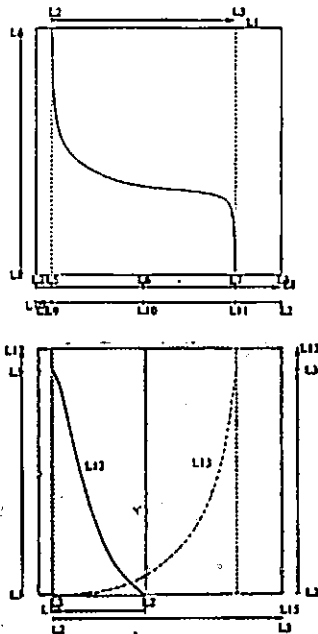


Abbildung 3: Schematische Darstellung der Retentionskurve (oben) und relative Leitfähigkeitsfunktionen (unten) für die benetzende (gestrichelt) und die nichtbenetzende Phase (Linie). Die grauen Bereiche zeigen Bereiche in denen eine der Phasen nicht-kontinuierlich ist. Verschiedene Möglichkeiten zur Skalierung der Sättigungen werden dargestellt.

und Dury, die dem van Genuchten Ansatz folgen beschreiben die Realität nicht ausreichend. Die von diesem Ansatz angenommene Kontinuität der Gasphase, die mit dem ersten Einsetzen der Entwässerung vorliegen soll, ist offensichtlich nicht gegeben. Beide Modelle beschreiben eine langsame Änderung der Gasleitfähigkeit bei hohen Wassersättigungen und sind nicht in der Lage den steilen Anstieg der in den Messdaten klar zu erkennen ist, zu beschreiben. Das Modell von Fischer berücksichtigt eine plötzlich eintretende Gasleitfähigkeit durch den zusätzlich eingeführten Parameter. Bis zur Sättigung  $S_{w,e}$  gibt es überhaupt keine Gasleitfähigkeit, die erst ab diesem kritischen Wert gemessen werden kann. Das Modell passt deshalb deutlich besser zu den Messdaten. Der

steile Anstieg der Gasleitfähigkeit kann durch die messbare Grösse der Emergence-Point Sättigung besser dargestellt werden. Die in Abbildung 2 erkennbare Druck-Sättigungshysterese kann zusätzlich in die Modellierung der Gasleitfähigkeit eingebunden werden, hier kann zusätzlich der Extinction-Point bestimmt werden, die Sättigung, bei der die Leitfähigkeit beim Bewässern wieder verschwindet.

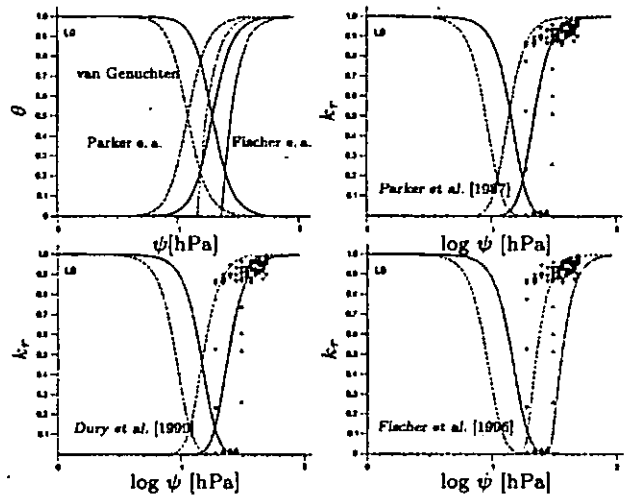


Abbildung 4: Angepasste Modelle: a) Druck Sättigungsbeziehung für beide Phasen. An die Entwässerungskurve (—) angepasste van Genuchten Parameter wurden in die Modelle von Parker et al. [1987] und Fischer et al. [1996] eingesetzt, um die Luftsättigung zu berechnen. Ebenso wurde mit der Bewässerungskurve (- - -) verfahren. b)-d) Relative Permeabilitäten der beiden Phasen mit jeweils angepasstem Modell. Die Messdaten der Gasleitfähigkeit sind ebenfalls für Ent- ( $\Delta$ ) und Bewässerung ( $\nabla$ ) dargestellt.

### Bibliographie

Dury, O., U. Fischer and R. Schulin, 1999: A comparison of relative nonwetting-phase permeability models, *Water Resources Research*, 35, 1481-1493.  
 Fischer, U., R. Schulin and M. Keller, 1996: Experimental and numerical investigation of soil vapor extraction, *Water Resources Research*, 32, 3413-3427.  
 Graf, H., H.-J. Vogel and K. Roth, 2001: Experimenteller Ansatz zur Untersuchung von Mehrphasenfluss in porösen Medien, *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 96, 75-76.  
 Parker, J., R. Lenhard and T. Kuppasamy, 1987: A parametric model for constitutive properties governing multiphase flow in porous media, *Water Resources Research*, 23, 618-624.

# Hydraulische Eigenschaften von Humusauflagen des nordostdeutschen Tieflands

Greiffenhagen, A., Wessolek, G. & Renger, M.

## Einleitung

Humusauflagen werden bei Wasserhaushaltsberechnungen im Waldökosystemen häufig vernachlässigt. Ursachen liegen in der mangelnden Datenbasis, die wiederum auf Schwierigkeiten bei der Probenahme und der weiteren Untersuchungsmethodik zurückzuführen ist. Dieser Beitrag dient der Schließung dieser Kenntnislücke für Humusauflagen von Kiefernökosystemen des nordostdeutschen Tieflands.

## Standorte

Es wurden die Humusauflagen von 5 Altkiefernstandorten in Berlin und Brandenburg untersucht (Grunewald, Köpenick, Prennden, Schorfheide I und Schorfheide II).

An allen Standorten war eine vitale, flächendeckende Krautschicht aus Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) und Moos (*Dicranum sp.*) ausgebildet. Die Humusauflagen wurden nach KA4 (AG Boden, 1994) an allen Standorten als Graswurzelfilzmoder angesprochen. Bislang ermöglicht die derzeitige KA4 keine weitere Differenzierung dieser Humusform. Ausgangssubstrate waren Sande unterschiedlicher geologischer Genese, auf denen sich podsolige Braunerden (KA4) entwickelten. Grundwasserflurabstände waren i.d.R. >10 m.

Die klimatischen Rahmenbedingungen des nordostdeutschen Tieflands liegen zwischen 500-660 mm mittleren Jahresniederschlags, 8.2 - 8.9 °C mittlerer Jahrestemperatur mit einer größtenteils negativen klimatischen Wasserbilanz. Trockene Perioden im Frühjahr sind häufig.

## Methodik

Die Probenahme erfolgte vertikal mittels angeschliffenen 100 cm<sup>3</sup> Stechzylindern (4 cm hoch), die manuell in die Humusauflage eingedreht wurden. Messer und Schere ermöglichten die anschließende Entnahme der Stechzylinder. Die Hauptentwässerungskurve der pF-Charakteristik wurde, nach anfänglicher, maximaler Aufsättigung, standardmäßig auf keramischen Platten bei den pF-Stufen 1.0, 1.5, 1.8, 2.0, 2.5, 3.0, 3.6, 4.2

bei hängender Wassersäule und im Drucktopf ermittelt. Aufgrund einsetzender leichter Schrumpfung des Probenmaterials ab pF 3.0 wurde der Kontakt zwischen keramischer Platte und Probenmaterial durch das Beschweren mit Gewichten gewährleistet (pF 3.0, 3.6, 4.2). pF 5.0 wurde durch Gleichgewichtseinstellung mit übersättigter Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> · 10H<sub>2</sub>O-Lösung und Unterdruck im Exsikkator ermittelt (Weast, 1982). Die Messung erfolgte an 81 (Of) bzw. 69 (Oh) Parallelmessungen von allen Standorten.

Die Messung der Wasserleitfähigkeit erfolgte an Proben der Standorte Grunewald und Prennden im gesättigten Zustand ( $k_f$ ) mittels Haubenpermeameter mit 10 Parallelmessungen pro Horizont, im ungesättigten Zustand ( $k_u$ ) durch Verdunstung (3 Parallelen pro Horizont) und Auswertung nach dem Wind'schen Verfahren (Wind, 1968).

## Ergebnisse

### Wasserretention

Abb.1 stellt die gemessene, mittlere Hauptentwässerungskurve der Humusauflagen der 5 Standorte dar. Die Messwerte wurden bimodal parametrisiert (Tab.2).

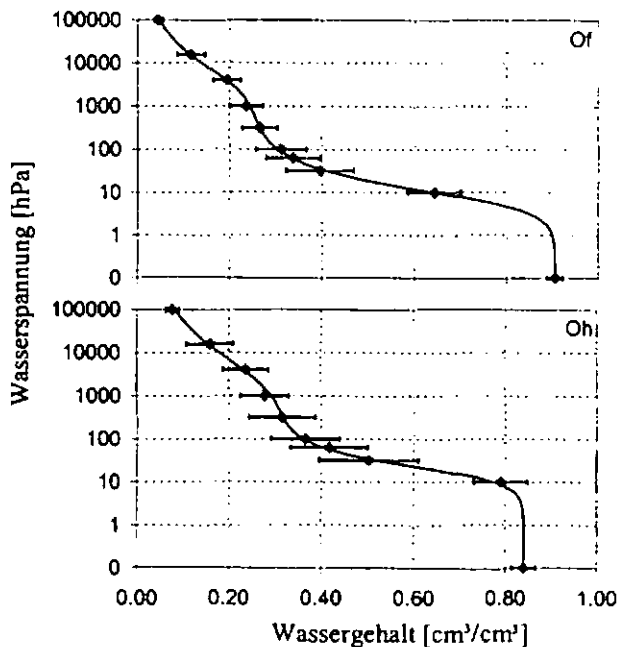


Abb.1: Mittlere gemessene und parametrisierte Hauptentwässerungskurve mit Standardabweichungen der Auflagehorizonte der 5 Standorte.

### Wasserleitfähigkeit

Die hydraulische Leitfähigkeit der Standorte Grunewald und Prennden ist in Abb.2 dargestellt. Die Messwerte wurden simultan mit den pF-Werten, jedoch unimodal parametrisiert (Tab.2).

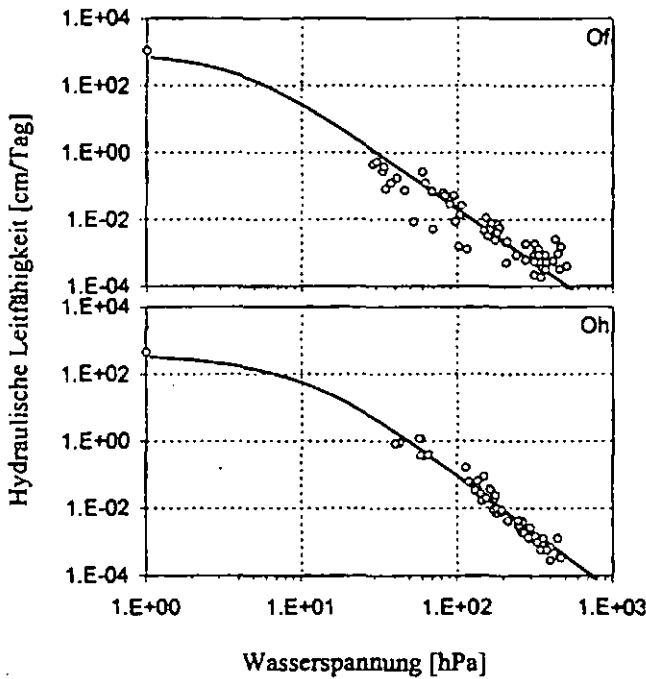


Abb.2: Gemessene und parametrisierte Wasserleitfähigkeit von Of- und Oh-Horizont der Standorte Grunewald und Prenden

Tab.2: MvG-Parameter der bimodalen Anpassungen der Wasserretention aus Abb.1 und der Wasserleitfähigkeit aus Abb.2.

MvG - Parameter				
	Abb. 1		Abb. 2	
	Of	Oh	Of	Oh
$\theta_R$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$\theta_S$	0.9057	0.8400	0.9122	0.7575
$\alpha_1$	0.0003	0.0005	0.1785	0.0690
$n_1$	1.4871	1.3422	1.9226	1.7131
$w_2$	0.7234	0.6269	0.2583	0.3466
$\alpha_2$	0.1387	0.0556	0.0003	0.0001
$n_2$	1.9557	2.3963	1.4761	1.5059
$l$	-	-	-0.6273	0.0488
$K_{sat}$	-	-	1089	445

**Nutzbare Feldkapazität nFk**

Die nutzbare Feldkapazität von Labor- (pF 1.8 – 4.2) und Feldwerten (Wassergehalte bei Feldkapazität und bei maximaler Austrocknung) der Standorte Grunewald und Prenden sind in Tab.3 gegenübergestellt. Die Humusaufgabe kann die nutzbare Feldkapazität bei einem Bodenprofil bis 1 m Tiefe zwischen ca. 10-20 % erhöhen. Abweichungen zwischen Labor- und Feldwerten sind durch die Verwendung der i) Labor-pF-Kurve bedingt, der eine maximale Aufsättigung vorausgeht, und ii) der maximalen Austrocknung im Feld über pF 4.2.

Tab.3: Vergleich von Labor- und Feldwerten der nutzbaren Feldkapazität.

	nFk Humusaufgabe		Anteil der Humusaufgabe am Gesamtprofil	
	Labor [mm]	Feld [mm]	Labor [%]	Feld [%]
Grunewald	17.6	12.1	20.7	15.2
Prenden	17.2	13.0	12.9	10.1

**Schlussbemerkung**

Die untersuchten Humusaufgaben wiesen mit zunehmenden Wasserspannungen bzw. abnehmenden Wassergehalten eine kontinuierliche Zunahme der Benetzungshemmung auf (hier nicht dargestellt). Felduntersuchungen ergaben, dass extreme Benetzungshemmung (wdpt > 6h) bei bis zu 80 % der Humusaufgabe in sommerlichen Trockenperioden auftreten kann. Einzelne Niederschlagsereignisse, auch Starkregenfälle, waren nicht in der Lage die extreme Benetzungshemmung der Humusaufgabe kurzfristig zu überwinden und den Speicher vollständig aufzufüllen. Somit kann der Wasserhaushalt der Humusaufgabe nicht oder nur ungenügend mit statischen Parametern (z.B. nFk) beschrieben werden. Benetzungshemmung und ihre Dynamik muss daher bei Wasserhaushaltsberechnungen der Humusaufgabe berücksichtigt werden.

**Literatur**

AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Geologische Landesämter in der Bundesrepublik Deutschland (Hrsg.).

Weast, R.C. (Hrsg.) (2002-2003): Handbook of Chemistry and Physics, 83th edition.

Wind, G.P. (1968): Capillary conductivity data estimated by a simple method. In: Proc. UMESCO/IASH Symp. Water in the unsaturated zone, June 1966, Vol.1 (eds. P.E. Rijtema und H. Wassink), S. 181-191.

# Transportverhalten verschiedenartiger Tracer in einem schwefelsauren kohlehaltigen Kippboden

Hangen, E.<sup>1</sup>, Gerke, H.H.<sup>2</sup>, Schaaf, W.<sup>3</sup>, Hüttl, R.F.<sup>3</sup>

## Einleitung

Die hohe kleinräumige Variabilität von Bodenwassergehalten und -lösungskonzentrationen in sauren kohlehaltigen Kippböden des Lausitzer Braunkohlereviere (SCHAAF ET AL. 1999) erschwert eine genaue Bilanzierung und Vorhersage des Wasser- und Stoffhaushalts von rekultivierten Standorten. Weitgehend unbekannt sind sowohl die raum-zeitliche Dynamik von Sickervorgängen als auch die zugrunde liegenden Prozesse der Bodenwasserbewegung. Die Markierung des Sickerwassers mit verschiedenartigen (ideal; konservativ; sorptiv-reaktiv) Tracern und seine Verlagerung unter natürlichem Infiltrationsregime ermöglicht eine Einschätzung der maßgeblichen Prozesse des Bodenwasserflusses (z.B. STAMM ET AL. 2002). Ziel dieser Untersuchung ist es, räumlich variable Wasserverlagerung in der ungesättigten Zone eines kohlehaltigen Kippbodens über einen einjährigen Untersuchungszeitraum *in-situ* unter Einsatz unterschiedlich sorptiver Tracer zu charakterisieren.

## Material und Methoden

### Versuchsstandort „Bärenbrücker Höhe“ bei Cottbus

- Absetzerkippe; bis 40 cm mit Kesselhausasche melioriert; unterhalb 2 cm mächtigen A<sub>1</sub>-Horizonts pyrithaltiger Kippkohlelehm sand; 1982 aufgeforstet mit *Pinus nigra*; Wurzeltiefe bis 50 cm, vereinzelt bis 80 cm

### Multitracerexperiment

- Bestandesniederschlag: 18 Regenfänger im 42 x 42 cm Raster auf Versuchsfläche von 3.3 m<sup>2</sup>  
- Sickerwasser (gespannt und ungespannt): 45 Lysimeterzellen im 27 x 27 cm Raster in 110 cm Tiefe über Querschnittfläche von 3.3 m<sup>2</sup> (Abb. 1)

<sup>1</sup>Brandenburgische Technische Universität (BTU) Cottbus, Lehrstuhl für Hydrologie und Wasserwirtschaft, PF 101344, 03013 Cottbus

E-mail: [hangen@tu-cottbus.de](mailto:hangen@tu-cottbus.de)

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

<sup>3</sup>BTU Cottbus, Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, PF 101344, 03013 Cottbus

- Aufbringung von Multitracer: Bromid (5 g / m<sup>2</sup>) und Terbutylazin (0.16 g / m<sup>2</sup>) gelöst in 1.6 mm 90 At.% Deuterium (Abb. 1)
- Beprobung 2- bis 5-tägig; volumenabhängig Analyse membranfiltrierter Sickerwasserproben auf Bromid (Dionex 500 IC) und ausgewählter Proben auf Terbutylazin (Gynkotek UVD 160 S) und Deuterium (IRMS DeltaS).

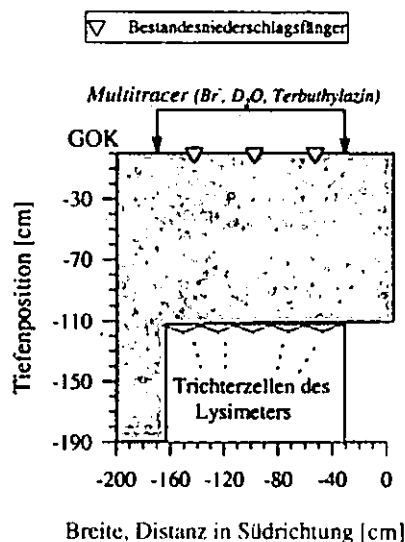


Abb. 1: Seitenansicht des instrumentierten Kippbodenausschnitts (Aufrissdarstellung).

## Ergebnisse und Diskussion

Im Untersuchungszeitraum (Jan.- Sept. 2001) wurde Sickerwasseraustrag im Frühjahr (76 %) und Herbst (24 %) beobachtet, wobei die ungespannte Sickerung (6 %) im Gegensatz zur gespannten (94 %) nur von untergeordneter Bedeutung war. Der Sickerwasseraustrag konzentrierte sich auf wenige Lysimeterzellen. Diejenigen Lysimeterzellen, die den 95-, 90-, 50-, 10- und 5-Perzentilwerten des kumulativen Bromidaustrags zuzuordnen waren, zeigen den ebenfalls stark variierenden Bromidaustrag der Einzelzellen an (Abb. 2).

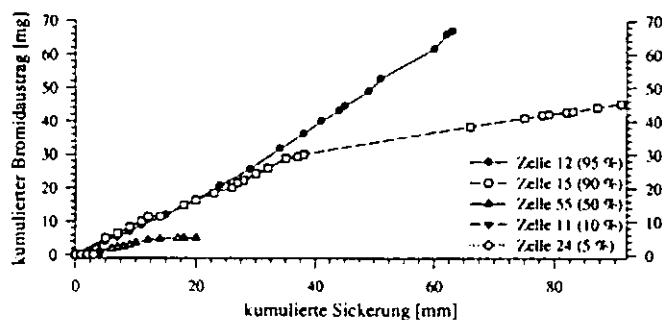


Abb. 2: Kumulativer Bromidaustrag repräsentativer Lysimeterzellen als Funktion der kumulativen Sickerung.

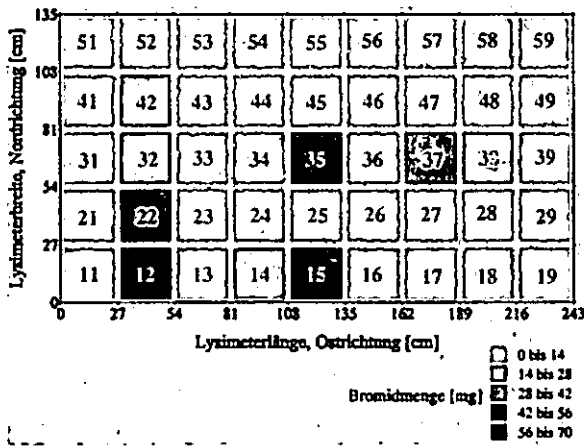


Abb. 3: 2D-horizontale Verteilung des kumulierten Bromidaustrags und Bezeichnung der Lysimeterzellen

Die hohen Deuteriumgehalte zwischen 544 ‰ und 12670 ‰ deuten auf die Anwesenheit des aufgetragenen hoch angereicherten Deuteriumtracers im Sickerwasser hin (Abb. 4). Deuteriumgehalte der zweiten Sickerperiode (September 2001) liegen deutlich niedriger als die der ersten Sickerperiode (Februar – April 2001). Drei Trichtergruppen mit unterschiedlichem Konzentrationsverlauf sind unterscheidbar. Die erste Gruppe (a) ist durch einen ansteigenden Deuteriumgehalt gekennzeichnet, und die zweite Gruppe (b) zeigt relativ gleichmäßig niedrige Deuteriumgehalte. Die dritte Gruppe (c) startet bei relativ hohen Deuteriumgehalten, die bis zum April etwas abnehmen (Abb. 4).

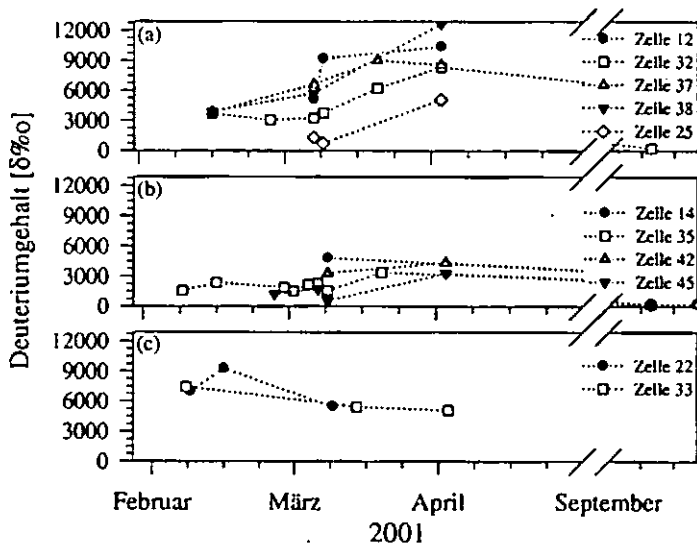


Abb. 4: Zeitverläufe des Deuteriumgehalts von drei Lysimeterzell-Gruppen. Ihre Lage im Durchflussquerschnitt ist Abbildung 3 zu entnehmen.

Der stichprobenartig erhobene relative Deuteriumgehalt liegt im Promillebereich und zeigt einen weitgehend parallelen Verlauf zur relativen Bromidkonzentrationen (Abb. 5). Diese im Vergleich zu Feldexperimenten unter Beregnung (z.B. STAMM ET AL. 2002) geringen Relativkonzentra-

tionen deuten auf einen geringen Anteil präferenziellen Flusses hin. Die relativen Terbutylazin-konzentrationen lagen mit etwa  $10^{-5}$  zwei Größenordnungen unterhalb der relativen Bromid- und Deuteriumkonzentrationen, bzw. lagen meist unterhalb der Nachweisgrenze ( $1 \mu\text{g/l}$ ) wie z.B. für die Lysimeterzellen 32 und 35 veranschaulicht (Abb. 5).

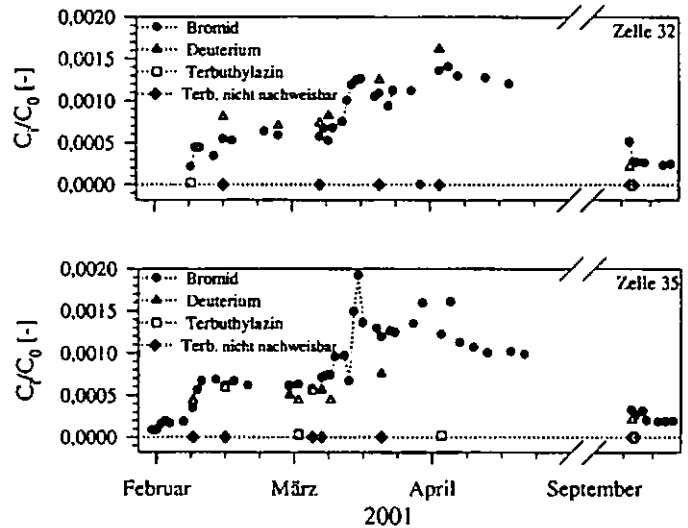


Abb. 5: Relativkonzentrationen von Bromid, Deuterium und Terbutylazin im Sickerwasser der Lysimeterzellen 32 und 35.

### Schlussfolgerungen

Der variable raum-zeitliche Austragsverlauf der eingesetzten verschiedenartigen Tracer spiegelt die unregelmäßige Sickerwasserbewegung wider. Das zeitliche Austragsverhalten des konservativen Tracers Bromid kommt unter den spezifischen Randbedingungen dieser Untersuchung dem des idealen Tracers Deuterium relativ nahe. Die geringen Relativkonzentrationen der Tracer im Sickerwasser deuten auf einen geringen Anteil präferenziellen Bypass-Flusses hin. Lineare Austragsstrukturen des Bromids und überproportionale Sickerwasserausträge deuten auf eine Kanalisierung (Funneling) des Sickerwassers hin, die durch die kleinräumige Heterogenität des Kippsubstrats modifiziert wird.

### Literatur

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* 213, 169-179.  
 Stamm, C., Sermet, R., Leuenberger, J., Wunderli, H., Wydler, H., Flüher, H., Gehre, M., 2002: Multiple tracing of fast solute transport in a drained grass soil. *Geoderma* 109, 245-268.

Diese Arbeit wurde von der Deutschen Forschungsgemeinschaft finanziell gefördert (INK 4/BI-1 und GE990-2-1). Dank an M. Gehre und P. Kowski, UFZ-Halle-Leipzig, für die Durchführung der Deuteriumanalysen.



# Zur Vorhersage der $\theta(\psi)$ -Beziehung von künstlichen Rohböden mittels Pedotransferfunktionen

U. Hoepfner<sup>1</sup>    K. Weiß<sup>2</sup>    H. Zepp<sup>3</sup>

## 1 Problemstellung

Die Bestimmung der  $\theta(\psi)$ -Beziehung ist zeit- und kostenaufwändig. In Untersuchungen zum Wasserhaushalt von Böden werden deshalb diese Beziehungen oft mittels Pedotransferfunktionen (PTF) anhand einfacher zu bestimmender Bodenparameter abgeleitet. Software wie ROSETTA oder SOILVISION bietet die Möglichkeit der relativ einfachen und schnellen Generierung von hydraulischen Kennkurven.

Der Ableitung der hydraulischen Funktionen beruht dabei z.B. bei den PTF nach RAWLS u. BRAKENSIEK (1985) oder VERECKEN et al. (1989) auf Regressionsanalysen von Körnung, Lagerungsdichte oder Gehalt an organischer Substanz und den Parametern der hydraulischen Funktion. Einen physikalisch fundierten Ansatz legten zuerst ARYA u. PARIS (1981) vor. Er beruht auf der Herleitung der Porengrößenverteilung bzw. der entsprechenden Porenvolumen und der Porenradien entsprechenden Tensionen aus der Körnung. Eine Weiterentwicklung dieses Ansatzes ist die PTF nach FREDLUND et al. (1997), welche neben der Körnung auch die Packungsdichte des Substrates berücksichtigt. Über diesen Parameter lassen sich die  $\theta(\psi)$ -Beziehungen an gemessene Funktionen kalibrieren.

Über die Gültigkeit der PTF für Kippböden, welche z.B. bei der Rekultivierung von Altlasten oder Deponien großtechnisch aufgetragen werden, ist wenig bekannt. Für zwei unterschiedliche Rohbodensubstrate wird die Prognose der  $\theta(\psi)$ -Beziehung mittels Pedotransferfunktionen geprüft.

## 2 Methodik

Es wurden 2 Substrate ausgewählt, welche für die Oberflächenabdeckung von Bergbaualtlasten und Deponien eingesetzt werden (Tab. 1):

- Substrat I: stark steiniger, schluffig-lehmiger Sand; sehr heterogenes Rekultivierungssubstrat einer Haldenabdeckung; hoch verdichtet, z.T. mit Haldenmaterial vermischt.
- Substrat II: sandiger Schluff, steinfrei; relativ homogener Rekultivierungsboden einer Deponieabdeckung.

Die  $\theta(\psi)$ -Funktion wurde an ungestört entnommenen 250 cm<sup>3</sup> Proben mittels der Verdunstungsmethode bestimmt. Die Parametrisierung der hydraulischen Funktionen erfolgte nach VAN GENUCHTEN (1980) (VGN). Es wurden die PTF nach RAWLS u. BRAKENSIEK (1985), VERECKEN et al. (1989), ARYA u. PARIS (1981) und FREDLUND et al. (1997) mit SOILVISION (2001) berechnet. Die hier dargestellten Prognosen erfolgten auf Grundlage der mittleren Körnung des jeweiligen Substrates sowie den in den  $\theta(\psi)$ -Bestimmungen gemessenen Lagerungsdichten bzw. Porenvolumen.

## 3 Ergebnisse

Die Vorhersage der  $\theta(\psi)$ -Beziehung für das sehr steinige, heterogene Substrat I mittels der Regressionsansätze führte zu sehr hohen Abweichungen zu den Laborkurven. Auch die Prognose nach ARYA u. PARIS war nicht zufriedenstellend.

Die mittlere Funktion nach FREDLUND et al. repräsentiert zwar einen Teil der Kurvenschar der Laborbestimmungen relativ gut, jedoch können die Einzelabweichungen sehr hoch sein (Abb. 1). Passt man die FREDLUND-Funktion über eine Erhöhung der Packungsdichte um +10 % an, so ergeben sich sehr gute Übereinstimmungen der prognostizierten und gemessenen  $\theta(\psi)$ -Funktionen (Abb. 1, PTF angepasst). Auch die mittlere Funktion stimmt dann mit der mittleren VGN-Parametrisierung der Laborkurven besser überein.

Parametrisiert man die mittleren hydraulischen Funktionen nach VAN GENUCHTEN (Tab. 2), so zeigt sich, daß die Erhöhung der Packungsdichte vor allem zu einer verbesserten Vorhersage des Lufteintrittspunktes führt, der Parameter  $\alpha$  dagegen

Tab. 1: Feinbodenanteile und Lagerungsdichte der zwei untersuchten Substrate

	Ton [%]	Schluff [%]	Sand [%]	Ld [g/cm <sup>3</sup> ]
Substrat I	11,3	45,9	42,8	1,8
Substrat II	7,6	50,8	41,6	1,7

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

<sup>2</sup>Ruhr-Univ. Bochum; kathrin.weiss@ruhr-uni-bochum.de

<sup>3</sup>Ruhr-Univ. Bochum; harald.zepp@ruhr-uni-bochum.de

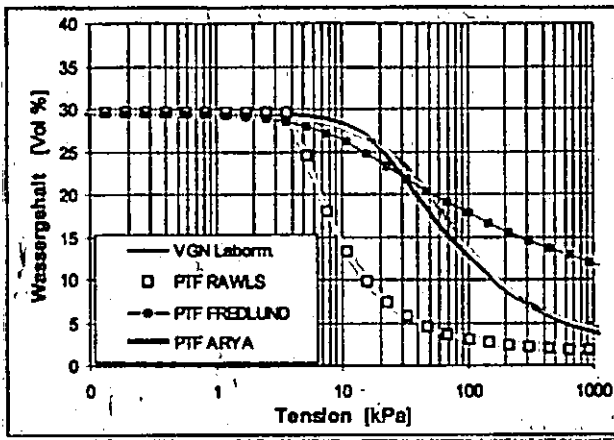


Abb. 1: Beispiel für gemessene  $\theta(\psi)$ -Beziehung (Parametrisierung nach VAN GENUCHTEN) und PTF nach FREDLUND et al. für das Substrat I

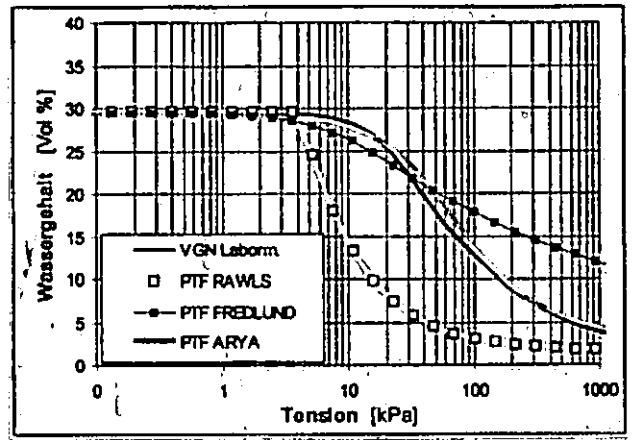


Abb. 2: Beispiel für gemessene  $\theta(\psi)$ -Beziehung (Parametrisierung nach VAN GENUCHTEN) und PTF nach RAWLS u. BRAKENSIEK, FREDLUND et al. und ARYA u. PARIS für das Substrat II

schlechter prognostiziert wird.

Ebenso wie beim Substrat I führen die Regressionsansätze beim Substrat II zu hohen Abweichungen (Abb. 2). Die PTF nach ARYA u. PARIS zeigt für dieses sandige Substrat eine sehr gute Übereinstimmung mit der Laborfunktion, wohingegen der Ansatz nach FREDLUND et al. in höheren Abweichungen resultiert. Auch eine Variation der Packungsdichte, wie beim Substrat I erfolgreich durchgeführt, erhöhte hier nicht die Prognosegüte.

#### 4 Diskussion

Pedotransferfunktionen für die  $\theta(\psi)$ -Beziehungen sollten nicht ungeprüft für Kippböden verwendet werden. Hohe Abweichungen der Lagerungs- bzw. Packungsdichten, der Steingehalte sowie der Kontinuität und Tortuosität des Porenraumes dieser Böden schränken die Prognosegüte dieser Funktionen ein.

Die Ansätze nach ARYA u. PARIS (1981) sowie nach FREDLUND et al. (1997) können auch für diese Rohböden gültig sein, wobei die FREDLUND-Funktion sich anhand der Packungsdichte kalibrieren lässt.

Tab. 2: Median der VGN-Parameter Substrat I: Labormessung sowie PTF nach FREDLUND et al. (1997) ohne und mit Anpassung der Packungsdichte

	$\alpha$ [1/kPa]	$n$ [-]	$m$ [-]	$\theta_r$ [Vol%]	AEV [kPa]
Labormessung	0,005	0,75	0,53	0,04	23,2
PTF	0,005	0,46	0,68	0,04	5,2
PTF angepasst	0,001	0,54	0,71	0,03	45,9

#### Literatur

- ARYA, L. u. PARIS, J. [1981]: A physicoempirical model to predict the soil moisture characteristic from particle-size distribution and bulk density data. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Bd. 45, S. 1023-1030.
- FREDLUND, M.; WILSON, G. u. FREDLUND, D. [1997]: Prediction of the soil-water characteristic curve from grain-size distribution curve. In: *3rd Symposium on unsaturated soil. Proc.; Rio de Janeiro, Brazil, 20.4-22.4.97*; S. 13-23.
- RAWLS, W. u. BRAKENSIEK, D. [1985]: Prediction of soil water properties for hydrologic modelling. In: JONES, E. u. WARD, T. (Hrsg.): *Watershed Management in the Eighties. Proc. Symp. Comm. Watershed Management, ASCE; Denver, CO, 30.4-1.5.85*; S. 293-299.
- SOILVISION [2001]: User's Guide - A knowledge-based database system for soil properties. Version 3.0. *SoilVision Systems Ltd., Saskatoon, Canada*.
- VAN GENUCHTEN, M. [1980]: A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Bd. 44, S. 892-898.
- VERECKEN, H.; MAES, J.; FEYEN, J. u. DARIUS, P. [1989]: Estimating the soil moisture retention characteristics from texture, bulk density, and carbon content. *Soil Sci.*, Bd. 148, S. 389-403.

# Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftung auf bodenphysikalische Eigenschaften im Langzeitversuch „Ewiger Roggenbau“

B. Hofmann, S. Ulrich & O. Christen<sup>1</sup>

## 1. Einleitung

Die mehr als 120 jährige differenzierte organische und mineralische Düngung führte im Versuch „Ewiger Roggenbau“ zu unterschiedlichen Niveaus an organischer Bodensubstanz. Diese bewirtschaftungsbedingten Veränderungen wirken sich nicht nur auf den Ertrag sondern auch auf die Bodenstruktur aus. Das Ziel der Arbeit war, die von verschiedenen Substraten bekannten Wechselwirkungen zwischen organischer Substanz und physikalischen Bodeneigenschaften (KÖRSCHENS 1988, SCHINDLER 1989, KAHLE et al. 1992) im Langzeitversuch „Ewiger Roggenbau“ zu betrachten. Schwerpunkt der Untersuchungen bilden die Porositätsverhältnisse und die davon abhängigen Parameter des Luft- und Wasserhaushaltes.

## 2. Material und Methoden

Der Versuch „Ewiger Roggenbau“ befindet sich auf dem Julius-Kühn-Feld in Halle (Bodentyp Parabraunerde-Tschernosem, Bodenart schwach bis mittel lehmiger Sand). Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 9,3 °C und das Jahresniederschlagsmittel (1971-2000) liegt bei 472 mm. Über weitere detaillierte Standortdaten informieren GARZ et al. (1999) ausführlich.

Verwendet wurden ungestörte Stechzylinderproben (250 cm<sup>3</sup>) aus verschiedenen Bodentiefen des Ap-Horizontes (0-6 cm, 12-18 cm, 20-26 cm) und aus der angrenzenden Krumenbasis (32-38 cm) von den Varianten Ungedüngt, NPK und Stallmist I aus den Abteilungen Winterroggen-Monokultur, Kartoffel-Winterroggen-Fruchtwechsel sowie Silomais-Monokultur.

## 3. Ergebnisse und Diskussion

Die Untersuchungen bestätigten die engen Beziehungen zwischen dem Gehalt des Bodens an organischer Substanz und relevanten bodenphysikalischen Eigenschaften.

In den 3 Abteilungen nahm die Trockenrohdichte sowohl im Ap-Horizont als auch im krumennahen Un-

terboden von „Ungedüngt“ über „NPK“ und „Stallmist I“ systematisch ab (Tab.1). Zwischen den Bewirtschaftungsvarianten Winterroggen-Monokultur (1,50 g/cm<sup>3</sup>) und Kartoffel-Winterroggen-Fruchtwechsel (1,51 g/cm<sup>3</sup>) bestanden in der Ackerkrume keine wesentlichen Unterschiede. Das traf prinzipiell auch für die Silomais-Monokultur zu, die bearbeitungsbedingt im Untersuchungsjahr ein insgesamt höheres Trockenrohdichteniveau (1,61 g/cm<sup>3</sup>) aufwies. Die durch die langjährige Düngung hervorgerufenen Differenzen im Humusgehalt wirkten sich geringer als erwartet auf den Durchdringungswiderstand nach Entwässerung der Grobporen (pF 2.5) aus. Ebenso kann nur ein tendenzieller Unterschied in der gesättigten Wasserleitfähigkeit zwischen den verschiedenen Düngungsvarianten gefunden werden. Die Messwerte waren durch eine große Variabilität gekennzeichnet.

Im Gegensatz dazu waren bei der pneumatischen Leitfähigkeit ähnliche düngungsspezifische Relationen wie bei der Trockenrohdichte zu beobachten. Die in den Varianten Stallmist I bei den verschiedenen Bewirtschaftungen gefundene höheren Luftleitfähigkeiten deuten auf eine ausgeprägte vertikale Porenkontinuität hin.

Die mit der langjährigen Stallmistdüngung verbundene Vergrößerung des Porenvolumens bewirkte vor allem einen Anstieg der nutzbaren Feldkapazität. Das pflanzenverfügbare Wasser nahm auf der Stallmistvariante gegenüber „NPK“ und „Ungedüngt“ mit einer C<sub>r</sub>-Differenz von 0,3 bzw. 0,5 M.-% um 2,7 bzw. 6,0 Vol.-% zu. Die Steigerung des C<sub>r</sub>-Gehaltes um 0,1 M.-% führte auf diesem Standort im Ap-Horizont zur Anhebung der nutzbaren Feldkapazität um ca. 0,7 M.-%. Die Luftkapazität (Poren > 50 µm) wurde dabei durch die Düngung nicht wesentlich verändert. Anders verhielt sich dagegen das gesamte Grobporenvolumen (> 10 µm), das zusätzlich noch das langsam bewegliche und pflanzenverfügbare Sickerwasser enthält.

Im Bereich hohen Matrixpotentials (niedrige pF-Werte) wird die hydraulische Leitfähigkeit  $k(\Psi_m)$  vor allem durch die Bodenstruktur determiniert. Es lag daher nahe, den Einfluss der langjährigen Düngungsmaßnahmen auf die ungesättigte Wasserleitfähigkeitsfunktion mit zu bestimmen. Die Untersuchungen wurden mit einer ku-Messeinrichtung (Methode nach SCHINDLER 1980) der Fa. UGT- Münchenberg durchgeführt. Verwendet wurden hierzu Bodenproben aus den oberen Bereichen der Ackerkrume, die etwa vergleichbare Trockenrohdichten aufwiesen. So war es möglich, den Einfluss der organischen Düngung bzw. des Humusgehaltes auf die ungesättigte Wasserleitfähigkeit zu bestimmen.

<sup>1</sup> Institut für Acker- und Pflanzenbau, Martin-Luther-Universität, 06099 Halle (Saale) e-mail: hofmann@landw.uni-halle.de

Tab. 1: Physikalische Bodenparameter bei Winterroggen-Monokultur (Frühjahr 2001)

Tiefe	C <sub>r</sub> -Gehalt* M.-%	d <sub>B</sub> g/cm <sup>3</sup>	PV Vol.-%	FK Vol.-%	nFK Vol.-%	GP <sup>1</sup> Vol.-%	pL <sup>2</sup> cm/s	kf cm/d	DW <sup>3</sup> N/mm <sup>2</sup>
<b>0-6 cm</b>									
Ungedüngt	1,13	1,58	39,2	29,7	22,5	21,1	1,3	25,3	0,87
NPK	1,33	1,45	44,4	32,5	25,5	24,2	2,0	20,5	0,79
Stallmist I	1,63	1,43	44,9	32,8	25,7	25,1	2,1	31,1	0,73
<b>12-26 cm</b>									
Ungedüngt	1,13	1,70	34,9	27,4	19,6	14,8	0,4	22,8	1,26
NPK	1,33	1,61	38,6	31,1	23,1	18,6	2,0	32,7	1,05
Stallmist I	1,63	1,54	40,9	34,8	27,1	20,6	1,7	70,7	0,92
<b>32-38 cm</b>									
Ungedüngt	0,49	1,72	34,4	28,8	21,2	15,7	0,3	29,7	1,06
NPK	0,45	1,63	37,8	31,8	24,1	19,3	1,0	28,8	0,98
Stallmist I	0,78	1,54	41,0	32,7	25,7	23,5	0,5	42,2	0,80

<sup>1</sup> Grobporenvolumen (> 10 µm)

<sup>2</sup> pneumatische Leitfähigkeit bei pF 2,5

<sup>3</sup> Durchdringungswiderstand bei pF 2,5

\* nach GARZ et al. (1999)

Dabei stiegen im niedrigen Saugspannungsbereich mit Zunahme des Humusgehaltes die ku-Werte an. Zunehmende pF-Werte (Messbereich bis pF 2,5) führten zur systematischen Verringerung der Humuswirkung und so zum Angleichen der ungesättigten Wasserleitfähigkeit zwischen der ungedüngten und der Stallmistvariante. Die alleinige Mineraldüngung nahm hierbei eine Mittelstellung ein. Nur geringe Unterschiede bestanden bei vergleichbaren C<sub>r</sub>-Gehalten zwischen den ku-Funktionen im d<sub>B</sub>-Bereich 1,30-1,45 g/cm<sup>3</sup>.

#### 4. Fazit

Die durch langjährige unterschiedliche Düngung verursachte Differenzierung des Humusgehaltes in Ackerkrume und Krumenbasis spiegelt sich deutlich in den physikalischen Bodeneigenschaften wider. Die organische Düngung begünstigt gegenüber den ungedüngten Flächen stärker als die alleinige NPK-Düngung die Trockenrohdichte, Feldkapazität, nutzbare Feldkapazität, das Grobporenvolumen, Luftleitfähigkeit und die hydraulische Leitfähigkeit. Sie wirkte sich über den Anstieg des Humusgehaltes auch auf den krumennahen Unterboden strukturell günstig aus.

Der C<sub>r</sub>-Gehalt beeinflusst die ku-Werte im niederen (strukturabhängigen) Saugspannungsbereich. Ab pF 2,5 kommt es zum Angleichen der hydraulischen Leitfähigkeit.

#### Literatur:

- GARZ, J., MERBACH, W., SCHMIDT, L., STUMPE, H., BESCHOW, H. & BÜSCHER, W. (1999): Die Dauerdüngungsversuche in Halle. In: MERBACH, W., SCHMIDT, L., WITTENMAYER, L. (Hrsg.): Beiträge aus der Hallenser Pflanzenernährungsforschung. B.G.Teubner Stuttgart, Leipzig, 150 S. .
- KAHLE, P., LEINWEBER, P., MENNING, P. (1992): Zum Einfluß der organischen Substanz auf physikalische Bodenmerkmale. Agribiol. Res. 45, 18-45.
- KÖRSCHENS, M. (1988): Die Abhängigkeit der Trockenrohdichte vom C<sub>r</sub> und Feinanteilgehalt von Mineralböden. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd. 32, 363-367.
- SCHINDLER, U. (1980): Ein Schnellverfahren zur Messung der Wasserleitfähigkeit im teilgesättigten Boden an Stechzylinderproben. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd. 24, 1-7.
- SCHINDLER, U. (1989): Einfluß von Trockenrohdichte und Humusgehalt auf die Porengrößenverteilung und hydraulische Leitfähigkeit von Sandsubstraten. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd. 33. 3-9.

## Nutzerfreundliche Programme zur Modellierung des Stickstoffhaushalts und des Wasser- und Lösungstransports

Bernd Huwe<sup>1</sup>, Martin Schlather<sup>2</sup> und Marion Mertens<sup>2</sup>

Die Modellierung von Transportprozessen und der Stoffdynamik in Böden ist in den letzten Dekaden zu einem unverzichtbaren Werkzeug wissenschaftlichen Arbeitens geworden. Hierzu stehen mittlerweile leistungsfähige Programme zur Verfügung, bei denen auch der Quellcode freigegeben ist. Der breiteren Anwendung dieser Modelle steht jedoch entgegen, dass diese, meist in FORTRAN geschriebenen Programme, über keine graphische Benutzerschnittstelle verfügen und daher als wenig benutzerfreundlich gelten. Mittlerweile gibt es jedoch Entwicklungsumgebungen für Programmiersprachen, die die Entwicklung von Oberflächen erleichtern. Die nachstehend vorgestellten Programme WHNWIN, SOPHY und FUN-Balance verfügen jeweils über Präprozessoren zur Dateneingabe, und Postprozessoren zur schnellen Visualisierung der Ergebnisse. Die Entwicklungsumgebungen sind Visual Basic unter Windows und R unter Linux.

### WHNWIN

#### Zielsetzung:

Modellierungstool zur Simulation des Wasser-, Wärme- und Stickstoffhaushalts von Agrarstandorten

#### Prozesse:

- *Wassertransport:* Interzeption, Evaporation, Transpiration, Oberflächenabfluss, Schneedecke,
- Stauwasser, Hangzugwasser, Dränabfluss, Fluktuierender Grundwasserspiegel
- *Wärmetransport:* Transport durch Wärmeleitung und Konvektion, wassergehaltsabhängige Transportparameter
- *Lösungstransport:* Konvektion, Diffusion, Dispersion, Mobiles, immobiles Wasser mit variablen Anteilen, Wurzel Aufnahme durch Diffusion und Konvektion

- *N-Umsätze:* Mineralisation, Immobilisierung, Denitrifikation, drei N-Pools, Kinetiken der Ordnung 0, 1 und gemischt
- *Vegetation:* Oberirdische und unterirdische Vegetation, Flexible Wurzelentwicklung

#### Management:

- Saat/Pflanzung, Ernte
- Mineralische / organische Düngung
- Einarbeitung der organischen Düngung
- Bewässerung (manuell, automatisch)

#### Technische Umsetzung:

- Visual Basic zur Oberflächenentwicklung
- WHNSIM als Simulationsmodell
- OCX-Controls zur Visualisierung

Verfügbarkeit: Mitte 2004 auf Anfrage

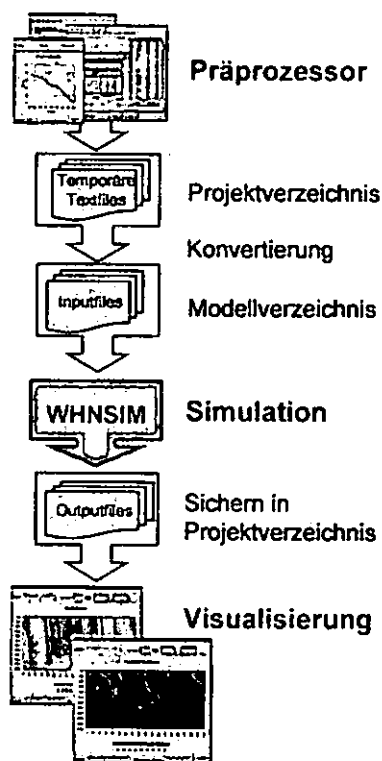


Fig. 1: Organisation von WHNWIN

### SOPHY

#### Zielsetzung:

Zweidimensionale Modellierung des Wasser- und Lösungstransports in heterogenen, durchwurzelten Böden

#### Eigenschaften:

- Graphische Oberfläche zur Definition von Horizontgrenzen und Linsen mit Textursprüngen
- Stochastische Generierung autokorrelierter Felder von Leitfähigkeitsfunktionen und Retentionskurven (große Auswahl an Variogrammodellen, geometrische Anisotropie, bedingte Simulation an Horizontgrenzen, freie Wahl der link-Funktion)

<sup>1,2</sup> Universität Bayreuth, Abteilung Bodenphysik, Universitätsstr. 30, 95440 Bayreuth

<sup>1</sup> Tel. +49 / (0)921 / 55-2295, Fax +49 / (0)921 / 55-2246  
bernd.huwe@uni-bayreuth.de

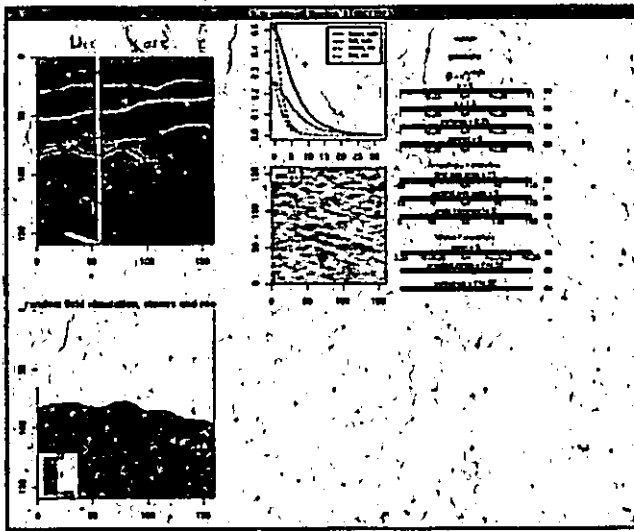


Fig.2: Stochastische Definition der Leitfähigkeit

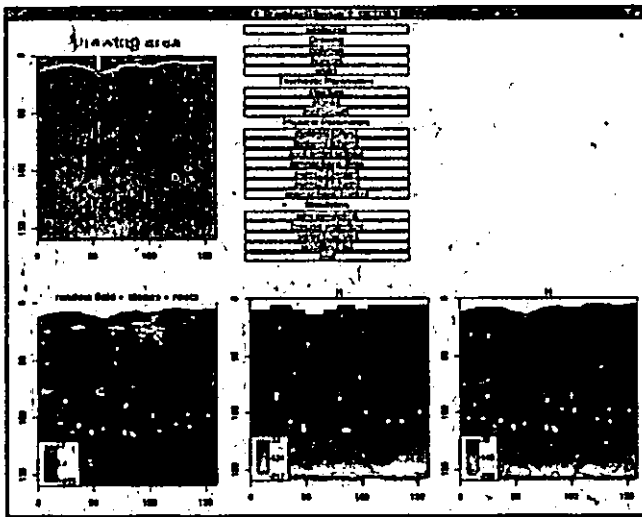


Fig.3: Simulation (unten Mitte: Ergebnis für vergrößertes Gitter)

- Stochastische Generierung von Steinverteilungen (Ort, Größe, Orientierung, Intensität, Verhalten an Horizontgrenzen)
- Stochastische Generierung von Wurzeln verschiedener Arten (Dichte, mittlere Wurzellänge, Verzweigungen)

Technische Umsetzung:

- Freie Oberfläche in R (GNU-Lizenz)
- Einbindung von SWMS2D
- Schnelle Simulation auf vergrößertem Gitter

Verfügbarkeit: Anfang 2004: <http://www.geo.uni-bayreuth.de/~martin/R/SoilPhysics>

**FUN-Balance**

Zielsetzung:

Bilanzierung des Stickstoffhaushalts kleiner Einzugsgebiete

Eigenschaften:

- Schlagbilanzen

- Berücksichtigung von Textur, Kulturart, Mineralisation, Denitrifizierung, Dränabflüsse
- Einbeziehung von Parameterunsicherheiten als Fuzzy-Zahlen

Technische Umsetzung:

- Visual Basic-Oberfläche
- Simulationsprogramm in FORTRAN
- Visualisierung mit OCX-Control

Verfügbarkeit: auf Anfrage

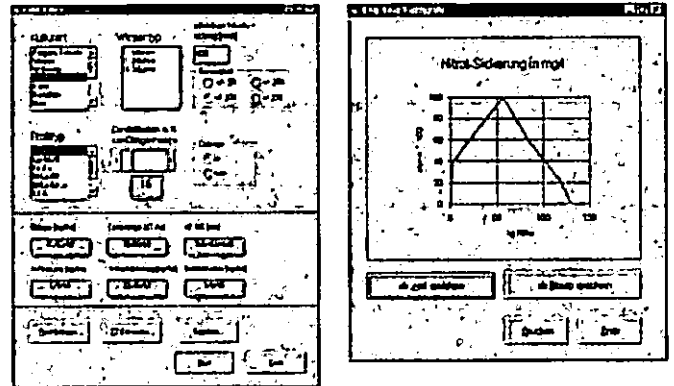


Fig.4: FUN-Balance: links Eingabemaske; rechts: Simulationsergebnis als Fuzzy-Zahl

**Literatur**

Huwe, B. & K. U. Totsche (1995): Deterministic and Stochastic Modelling of Water, Heat and Nitrogen Dynamics on Different Scales with WHNSIM. *Journal of Contaminant Hydrology*, 265-284.

Mertens, Marion (2001): Die Anwendung der Fuzzy-Set-Theorie auf die Modellierung von Stickstoffbilanzen im Weißenstädter Becken. *Bayreuther Forum Ökologie*, 215 S.

Schlather, M. and B. Huwe (2003): The use of the language interface of R: two examples for modelling water flux and solute transport. *Comput. Geosci.* (to appear).

Simunek, J., T. Vogel, and M. Th. van Genuchten (1994): The SWMS-2D code for simulating water flow and solute transport in two-dimensional variably saturated media, version 1.21. Technical Report 132, U.S. Salinity Laboratory, Riverside, California.

R-Homepage: [www.r-project.org](http://www.r-project.org)

SOPHY und FUN-Balance wurden entwickelt mit Mitteln des BMBF (BMBF PT BEO 51-0339476)

## Erfassung der Parameterunsicherheit im Rahmen der Sickerwasserprognose durch Markov-Chain-Monte-Carlo-Simulation (MCMC)

S. Iden<sup>1</sup>, N. Gronwald<sup>1</sup>, A. Peters<sup>1</sup>, U. Buczko<sup>2</sup> und W. Durner<sup>1</sup>

### Einleitung

Die simulationsgestützte Prognose von Schadstofffrachten und -konzentrationen aus der ungesättigten Bodenzone ins Grundwasser im Rahmen der Sickerwasserprognose erfordert neben der Bestimmung von Modellparametern eine zuverlässige Abschätzung der Prognoseunsicherheit. Diese ergibt sich aus verschiedenen Unsicherheitsquellen, wie beispielsweise Messfehlern (Anfangs- und Randbedingungen, Kalibrierungsdaten) und Unsicherheiten der Modellstruktur. Zur Bestimmung von Transportparametern und mobilisierbaren Schadstoffvorräten aus kontaminierten Substraten werden an der TU Braunschweig im Rahmen des BMBF-Schwerpunktprogramms „Sickerwasserprognose“ instationäre ungesättigte Säulenversuche durchgeführt. Dieser Beitrag konzentriert sich auf den Teilkomplex Parameterunsicherheit.

### Materialien und Methoden

Folgendes Szenario liegt den Ausführungen zu Grunde: aus einer gepackten Laborsäule aus kontaminiertem Bodenmaterial werden insgesamt ca. sieben Porenvolumina eluiert. Die instationäre Durchführung des Experiments mit einer mehrtägigen Flussunterbrechung ermöglicht die Identifikation ratenlimitierter Desorptionsprozesse für den Übergang von Schadstoffen von der Festphase in die Bodenlösung. Ein typischer Konzentrationsverlauf am unteren Rand einer Bodensäule ist in Abb. 1 dargestellt. Bei bekannten hydraulischen Eigenschaften der Bodenmatrix ergibt sich die Dynamik der flussgemittelten Konzentration aus den vier Parametern Verteilungskoeffizient  $K$  der Freundlichisotherme, Exponent  $n$  der Freundlichisotherme, Ratenparameter  $\alpha$  und der Anfangskonzentration in der Bodenlösung  $c_0$ . Zur inversen Bestimmung der vier Modellparameter können Verfahren der nicht-linearen Regression angewendet werden. In diesem Kontext ist die Erfassung der Unsicherheit der Modellparameter nur durch vereinfachende statistische

Annahmen (Linearität des Modells bzgl. der Parameter, Normalverteilung der Parameter) möglich, die jedoch für nichtlineare Modelle zu fehlerhaften Ergebnissen führen.

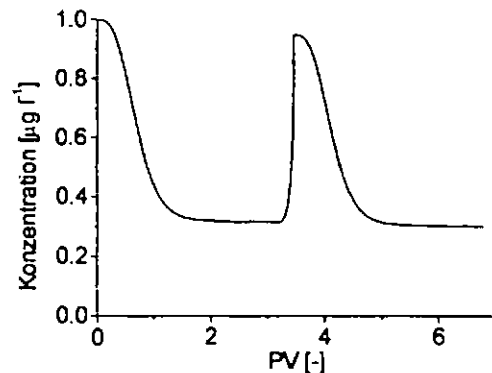


Abb. 1: Konzentrationsverlauf im Ausfluss einer Laborsäule

Als Alternative hierzu bieten sich MCMC-Verfahren an, welche die statistische Verteilung der Modellparameter exakt abzubilden in der Lage sind. Ein MCMC-Algorithmus generiert eine Sequenz von Modellparametern, die eine Stichprobe aus der statistischen Verteilung der Parameter darstellen. Die Konvergenz des Algorithmus kann durch Simulation paralleler Sequenzen und Untersuchung des Mischungsverhaltens (Gelman und Rubin, 1992; Vrugt und Bouten, 2002) festgestellt werden. Die Untersuchung wurde mit synthetischen Daten mit einem normalverteilten Messfehler von 5% durchgeführt. Es wurde angenommen, dass für eine analytische Bestimmung der Schadstoffe ein Beprobungsvolumen von 300ml notwendig ist. Auf diese Weise ergaben sich 16 flussgemittelte Konzentrationen am unteren Rand.

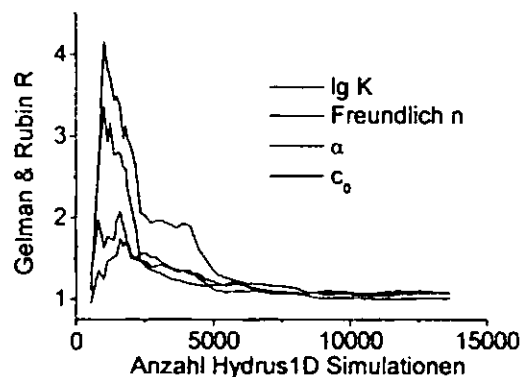


Abb.2: Konvergenz des MCMC-Algorithmus. Der Faktor R gibt die erwartete Reduktion der Varianz der generierten Parameter an. Konvergenz kann für Werte kleiner 1.2 angenommen werden.

<sup>1</sup> Institut für Geoökologie, TU Braunschweig, e-mail: [s.iden@tu-bs.de](mailto:s.iden@tu-bs.de)

<sup>2</sup> Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth

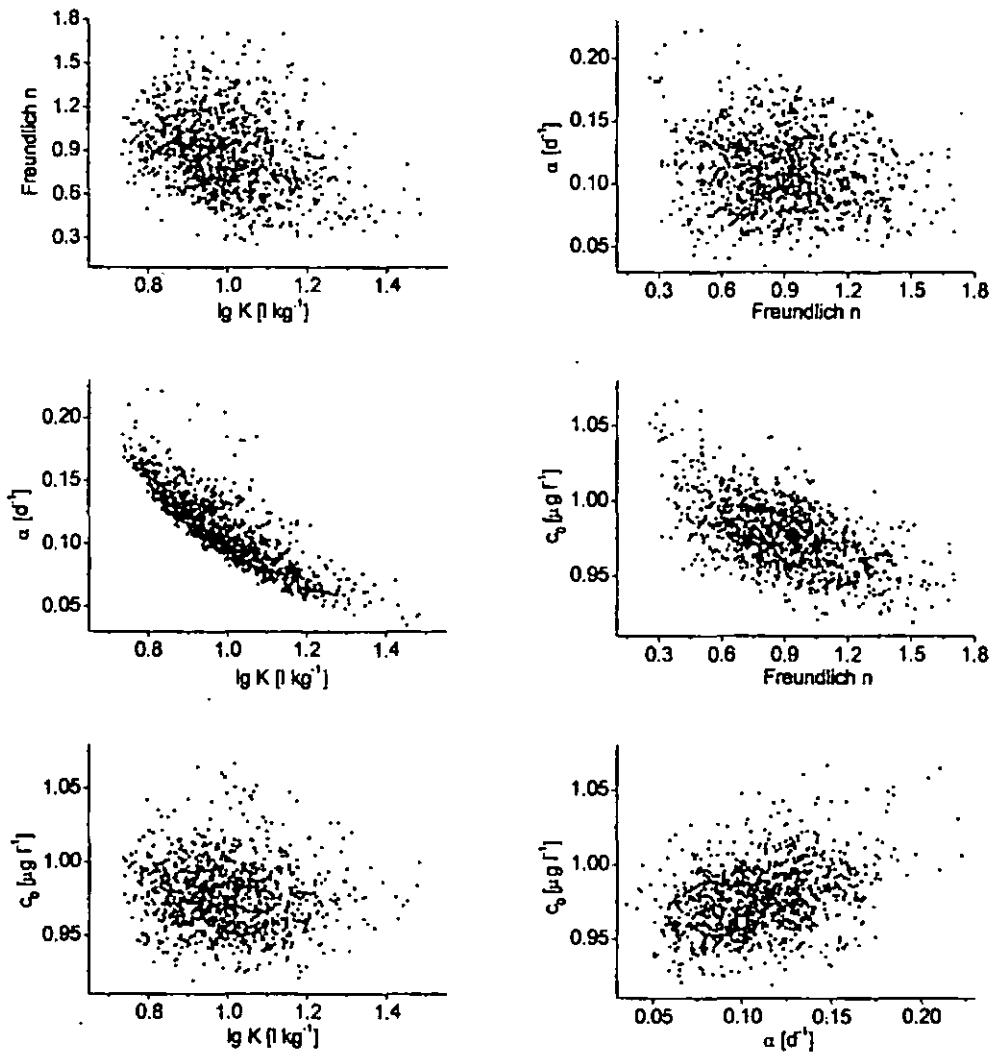


Abb. 3: Zweidimensionale Projektionen der vierdimensionalen Verteilung der Modellparameter. Die Wahrscheinlichkeit einer bestimmten Parameterkombination kommt über die Punktdichte zum Ausdruck.

**Ergebnisse und Diskussion**

Zweidimensionale Projektionen der Verteilung der Modellparameter sind in Abb. 3 dargestellt. Die Korrelation der Modellparameter ist i.a. gering, lediglich der Verteilungskoeffizient der Freundlich-Isotherme und der Ratenparameter sind deutlich negativ korreliert. Tabelle 1 zeigt die Erwartungswerte und Variationskoeffizienten der Modellparameter. Offensichtlich können die Krümmungseigenschaften der Sorptionsisotherme nur mit mäßiger Genauigkeit bestimmt werden, ähnliches gilt für den Ratenparameter  $\alpha$ .

	Wert	EW	CV
$\lg K [l\ kg^{-1}]$	1.0	1.00	13%
Freundlich $n$	0.7	0.89	39%
$\alpha [d^{-1}]$	0.1	0.11	30%
$c_0 [\mu g\ l^{-1}]$	1.0	0.98	2%

Tab. 1: Wahre Werte, Erwartungswerte und Variationskoeffizienten der Modellparameter.

**Schlussfolgerungen und Ausblick**

Die Durchführung von MCMC-Simulationen ist für Säulenversuche mit vertretbarem Aufwand durchführbar und verschafft wichtige Einblicke in die Interaktion und Unsicherheit von über inverse Simulation ermittelten Modellparametern. Die generierten Parametersätze können direkt für die Berechnung von Vorhersageunsicherheiten herangezogen werden. Die Notwendigkeit des Einsatzes ergibt sich in Abhängigkeit von der Nichtlinearität der Modellstruktur. Im Rahmen der Sickerwasserprognose wäre für die Zukunft eine umfassende Analyse der Validität von Linearisierungsansätzen in Abhängigkeit vom gewählten Modellszenario (Modellstruktur, Randbedingungen, Parameterwerte, Fehlerverteilungen) denkbar und wünschenswert.

**Literatur**

Gelman und Rubin (1992). Statistical Science 7: 457-511.  
 Vrugt und Bouten (2002). Soil Sci. Soc. Am. J. 66: 1740-1751



## Probleme bei Bodenwasseruntersuchungen mit organischen Schadstoffen

U. Kalbe, J. Eckardt, W. Berger, G. Christoph, M. Kolepki

### Einleitung

Mit der Verabschiedung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung [1] ist für eine Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser u.a. eine Sickerwasserprognose vorgesehen. Es wird nicht mehr der Gesamtgehalt an Schadstoff im Boden, sondern der Eintrag des Schadstoffes aus der kontaminierten Fläche in das Grundwasser zugrunde gelegt. Bei in-situ-Untersuchungen kann z.B. mit Hilfe von Saugkerzen Sickerwasser am Ort der Gefahrenbeurteilung entnommen werden. Saugkerzen finden bei landwirtschaftlich orientierten Fragestellungen insbesondere bei der Untersuchung anorganischer Verbindungen im Bodenwasser seit langem erfolgreich Anwendung [2]. Im Altlastenbereich dagegen existieren bisher, insbesondere im Zusammenhang mit Bodenbelastungen durch organische Schadstoffe, kaum Erfahrungen.

### Material und Methoden

Es wurde das Adsorptions- und Desorptionsverhalten von Saugkerzen aus vier verschiedenen Materialien (Abb. 1) in bezug auf Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) und Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) getestet.

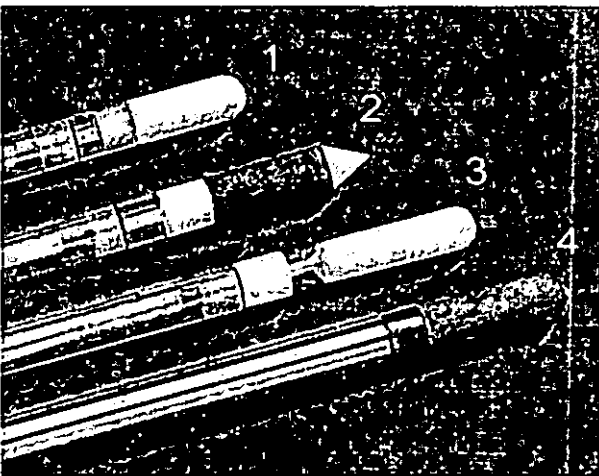


Abb. 1: Saugkerzen unterschiedlicher Materialien:  
1 = Keramik, 2 = Prenart, 3 = Duran-Glas, 4 = Edelstahl

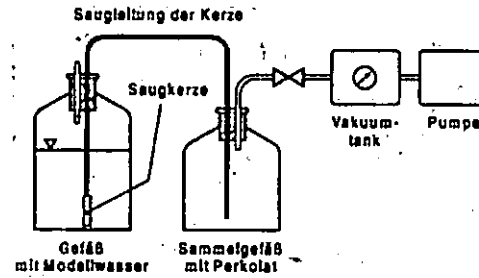


Abb. 2: Schematische Versuchsanordnung

Aus einem Vorratsgefäß wurde ein Modellwasser mit Hilfe der Saugkerzen in ein Sammelgefäß gepumpt. Die Versuchsanordnung ist der Abb. 2 zu entnehmen.

Die Modellwässer setzten sich wie folgt zusammen:

- Modellwasser für PAK  
Naphthalin 20 µg/l, Phenanthren 0,5 µg/l, Fluoranthen 0,5 µg/l, Benzo(b)fluoranthen 0,5 µg/l, Indeno(1,2,3-c,d)pyren 0,3 µg/l
- Modellwasser für MKW  
2114 µg/l Summe MKW (Mitteldestillat)

Die Dauer der Versuche richtete sich nach der Fließrate der unterschiedlichen Saugkerzen und der für die Analytik notwendigen Probenmengen.

Nach der Versuchsdurchführung wurden die Saugkerzen im Soxhlet mit Hexan extrahiert. Der Kerzenextrakt und das mit den Saugkerzen gesammelte Perkolat wurden analysiert sowie die Wiederfindungsraten der Schadstoffe in den Modellwässern bestimmt.

Folgende Analysenmethoden fanden Anwendung:

- PAK : DIN 38407-18: 05.99 [3]
- MKW: E DIN ISO 16703: 03.02 [4]

Für die Keramik-Saugkerzen wurde der Einfluss einer Konditionierung untersucht. Die Konditionierung wurde in folgenden Schritte vorgenommen:

1. Durchfluss von 1l 0,1 m HCl bei 0,4 bar
2. Durchfluss von 1l 0,05 m CaCl<sub>2</sub> bei 0,4 bar
3. Durchfluss von 0,5 l H<sub>2</sub>O dest., 20 min Abdrücken mit Luft, Lagerung in feuchter Atmosphäre
4. Vor Einsatz Trocknung 6h bei 105 °C und je nach Material 6 h Ausheizen bei 150 bis 300 °C

## Ergebnisse

In Abhängigkeit von den physikalischen Eigenschaften insbesondere der Porengröße und dem Benetzungsverhalten der verschiedenen Kerzenmaterialien gibt es erhebliche Unterschiede in den Flussraten der Saugkerzen. Dies ist teilweise sogar bei zwei Kerzen ein und desselben Materials zu beobachten.

Die Konditionierung scheint keinen wesentlichen Einfluss auf die Schadstoffretention der Saugkerzen aus Keramik zu haben (Abb. 3).

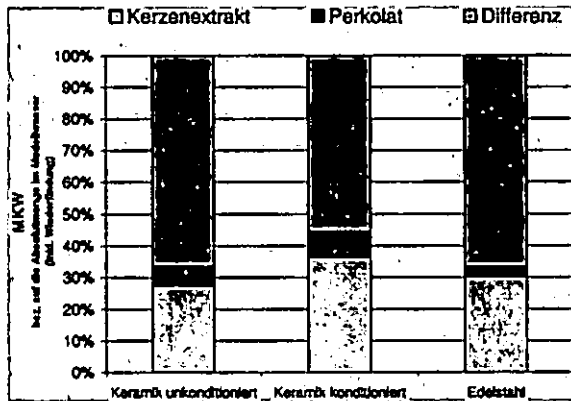


Abb. 3: Vergleich des MKW-Gehaltes im Perkolat und Kerzen-Extrakt in konditionierten und unconditionierten Keramik-Saugkerzen bzw. unconditionierten Edelstahl-Saugkerzen

Wie am Beispiel der Duran-Glas-Saugkerzen ersichtlich (Abb. 4) ist erwartungsgemäß eine deutliche Zunahme der Schadstoffretention bei den PAK mit höherem Molekulargewicht festzustellen. Dieser Trend ist auch bei den anderen Kerzenmaterialien vorhanden. Duran-Glas scheint im Vergleich mit den anderen Materialien eine höhere Schadstoffretention aufzuweisen.

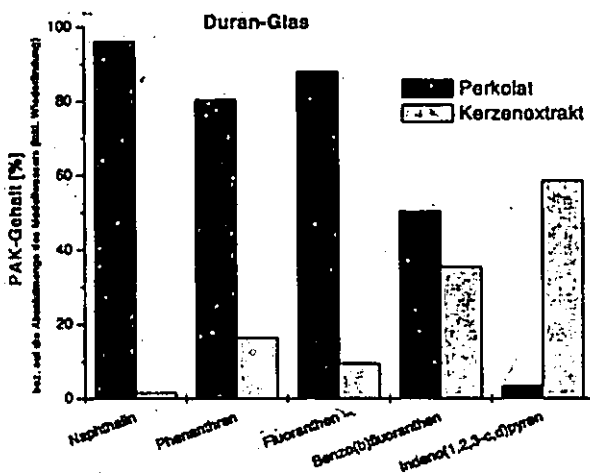


Abb. 4: Vergleich der PAK im Perkolat und Kerzen-Extrakt der Duran-Glas Kerzen

Die ersten Untersuchungsergebnisse lassen z.T. deutliche Minderbefunde sowohl von MKW als auch von PAK in Abhängigkeit von den Kerzenmaterialien erkennen (insbesondere Prenart aufgrund der geringen Durchflussrate).

## Ausblick

Die Untersuchungen werden fortgesetzt, um eine statistische Absicherung der Ergebnisse zu erreichen. Zusätzlich werden weitere Saugkerzenmaterialien in die Untersuchungen einbezogen.

Zur Maßstabsübertragung ist es vorgesehen, Experimente mit Saugkerzen in Kleinlysometern durchzuführen. Anschließend wird auch die Übertragbarkeit auf Feldbedingungen getestet.

Neben den Experimenten im Labor- und Feldmaßstab werden materialwissenschaftliche Untersuchungen an den unterschiedlichen Kerzenmaterialien durchgeführt um einen Beitrag zur Klärung aufgetretener Phänomene zu leisten.

## Literatur

[1] Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV): BGBl. I, 1554ff (16.07.1999)

[2] Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (1990): Gewinnung von Bodenwasser mit Hilfe der Saugkerzenmethode.- DWWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft Heft 217, 12 S., Verlag Parey, Hamburg, Berlin

[3] DIN 38407-18: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Gemeinsam erfassbare Stoffgruppen (Gruppe F – Teil 18: Bestimmung von 15 polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) durch Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie (HPLC) mit Fluoreszenzdetektion (F 18), Ausgabe Mai 1999

[4] E DIN ISO 16703: Bodenbeschaffenheit – Gaschromatographische Bestimmung des Gehaltes an Mineralölkohlenwasserstoffen, Ausgabe März 2002

# Dynamik des Porensystems in Böden aus Braunkohlenaschen: Einfluss der verwitterungsbedingten Stofflösung und -ausfällung

M. Kastler<sup>1</sup>, S. Zikeli<sup>1</sup>, B. Huwe<sup>2</sup> & R. Jahn<sup>1</sup>

## 1. Problemstellung

Technogene Böden wie Braunkohlenaschen (BKA) weichen in ihrem Wasser- und Stoffhaushalt zum Teil deutlich von dem in Böden aus natürlichen Substraten ab. Insbesondere mit Blick auf ihre hohen Stoffkonzentrationen bestehen Kenntnisdefizite über die Verlagerung dieser Stoffe und deren umweltrelevante Wirkung auf benachbarte Ökosysteme.

Durchgeführte Batchversuche fanden fast ausschließlich an gestörten Proben und an frischen Aschen statt. Mit der Pedogenese einhergehende Veränderungen der Porenstruktur wurden bis jetzt nicht berücksichtigt.

## 2. Charakterisierung der Braunkohlenaschen

Chemische und mineralogische Eigenschaften der BKA variieren stark in Abhängigkeit von der geologischen Herkunft der Kohlen und den Verbrennungsbedingungen (Stork 1985, Carlsson & Adriano 1993). Aufgrund der Verbrennung kommt es zu einer Aufkonzentration enthaltener Stoffe. Die kristalline Phase setzt sich vor allem aus Quarz, Anhydrit, Gips, Calcit, Ca-Al-Silikaten, Magnetit und anderen Mineralen zusammen (Pöhl 1994). BKA lassen sich in Flug- und Kesselaschen unterscheiden. Dabei sind Flugaschen durch hohe Feinsand- und Grobschluffgehalte gekennzeichnet, Kesselasche durch einen höheren Anteil an Sand und Schlackeresten in der Grusfraktion. Die Trockenrohdichten ( $\rho_d$ ) sind mit Werten zwischen 0,4 und 0,8 g cm<sup>-3</sup> sehr gering. Ursache hierfür ist zum einen der Gehalt an unverbrannter, verkokter Kohle, zum anderen röntgenamorphe Voll- und Hohlkugeln, die in Flugaschen bis zu 56 M.-% ausmachen können. An die letztere Phase sind besondere Eigenschaften wie Thixotropie und ein starkes Bindungsvermögen für nichtpflanzenverfügbares Wasser geknüpft. Ihre große innere und äußere Oberfläche steht insbesondere für die Anlagerung von Schwermetallen und organischen Schadstoffen zur Verfügung.

## 3. Motivation

Chemische und physikalische Verwitterung ist mit Wasserzufuhr verbunden. Dabei kommt es zur

Lösung von Stoffen und deren Wiederausfällung bei Austrocknung und Überschreiten des Lösungsgleichgewichtes. Mit fortschreitendem Prozess werden sie jedoch ausgewaschen und der pH-Wert im Boden sinkt. Der pH, bei dem ein Zerfall der röntgenamorphen Phase einsetzt, ist bisher unbekannt. Der Prozess führt jedoch zum Verlust ihrer Funktion als Ort der Stoffanlagerung, -lösung und des -umsatzes.

In ebenfalls röntgenamorphe Gläser enthaltenden Böden aus Vulkanaschen geht die Verwitterung mit der raschen Bildung einer porösen Bodenstruktur einher (Wada 1989, Shoji et al. 1993). Der strukturbildende Charakter von Aschen wurde von Salé et al. (1997) ebenfalls in meliorierten Neulandstandorten der Bergbaurekultivierung festgestellt.

## 4. Ziel

Ziel der im Folgenden vorgestellten Untersuchung war die Überprüfung des Einflusses der chemischen und physikalischen Verwitterung auf die Eigenschaften und Funktion des Bodenporensystems. Es wurde ein Erkenntnisgewinn zum Langzeitverhalten des Wasser- und Stoffhaushalts in Böden aus Braunkohlenaschen erwartet. Dies stellt einen Beitrag für die Abschätzung und Bewertung von Risiken bezüglich der Stoffausträge, die von BKA-Deponien auf benachbarte Ökosysteme ausgehen, dar.

## 5. Material und Methoden

Bei dem untersuchten Boden handelt es sich um eine Pararendzina aus Braunkohlenaschen. Die Asche wurde im Nassspülverfahren (Flug- und Kesselasche gemischt) abgelagert. Das Alter der Deponie lag zum Zeitpunkt der Probenahme bei 17 Jahren nach Ende der Nutzung.

In der Entnahmetiefe von 50 cm lag der Gipsgehalt bei 2,7 %, der Carbonatgehalt bei 3,6 %. Der Anteil an TOC betrug 7,1 %. Der pH befand sich mit 7,6 im leicht basischen Bereich. Die  $\rho_d$  betrug 0,91 g cm<sup>-3</sup>, die Substanzdichte 2,58 g cm<sup>-3</sup>. Der Thixotropiegrad war hoch. In dieser Tiefe wurden keine Pflanzenwurzeln festgestellt.

Es wurden insgesamt 20 250-cm<sup>3</sup>-Stechzylinder entnommen.

Um die Pufferfunktion des Gips und nachfolgend den pH-Wert zu reduzieren, wurden jeweils 5 Stechzylinder mit 10 l deionisiertem und mit HNO<sub>3</sub> auf pH 3 angesäuertem Wasser über 30, 20 und 10 Tage beregnet. Es ergaben sich entsprechend der Perkolationsraten von 333, 500 und 1000 ml d<sup>-1</sup> vier Verwitterungsintensitäten (einschl. Nullvariante). Nachfolgend wurden die Porengrößenverteilung an vier, die Textur, spezifische Oberfläche (SSA), der Gipsgehalt und der pH an jeweils einem Stechzylinder gemessen. Zusätzlich wurden Dünn- und Anschliffe zur Beurteilung der Mineralogie und des Porensystems angefertigt.

<sup>1</sup> Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, e-mail: kastler@landw.uni-halle.de

<sup>2</sup> FG Geowissenschaften, Bodenphysik Universität Bayreuth

## 6. Ergebnisse

Bereits die geringste Beregnungsintensität führte zu einer raschen Auswaschung des Gips. Der pH-Wert wurde nicht wie erwartet abgesenkt, sondern zeigte mit steigender Verwitterungsintensität einen leichten Anstieg (Abb. 1).

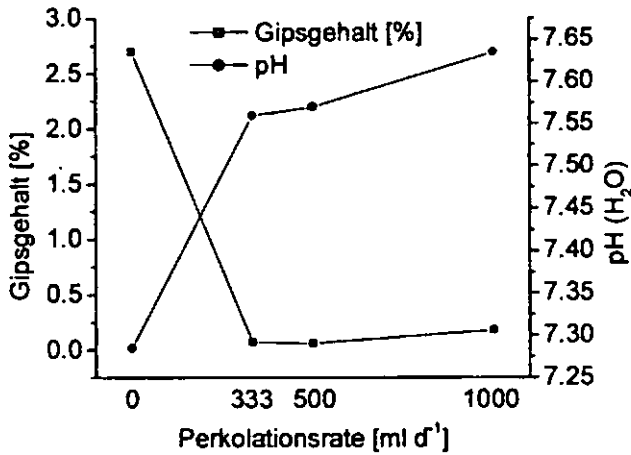


Abb. 1: Verlauf der Gipsgehalte und des pH-Wertes mit ansteigender Perkolationsrate

Die spezifische Oberfläche vergrößerte sich, je höher die Perkolationsrate war. Die Korngrößenzusammensetzung blieb nahezu unverändert. Es konnte eine leichte Verringerung des Anteils der Schluff- und Tonfraktion sowie ein Anstieg in der Sandfraktion beobachtet werden. Ein Zusammenhang zwischen Textur und spezifischer Oberfläche war nicht nachweisbar.

Das Gesamtporenvolumen war über alle Verwitterungsintensitäten nahezu konstant. Dagegen nahm das Grobporenvolumen zunächst zu, um sich mit steigender Verwitterungsrate zu verringern. Es lag schließlich statistisch signifikant unter dem Ausgangswert der Nullvariante. Spiegelbildlich zum Grobporenvolumen verhielt sich der Anteil der Mittelporen. Hier war nach einer anfänglichen Verringerung eine signifikante Erhöhung in der 1000 ml d<sup>-1</sup>-Variante gegenüber der Nullvariante zu beobachten. Das Feinporenvolumen blieb unverändert (Abb. 2).

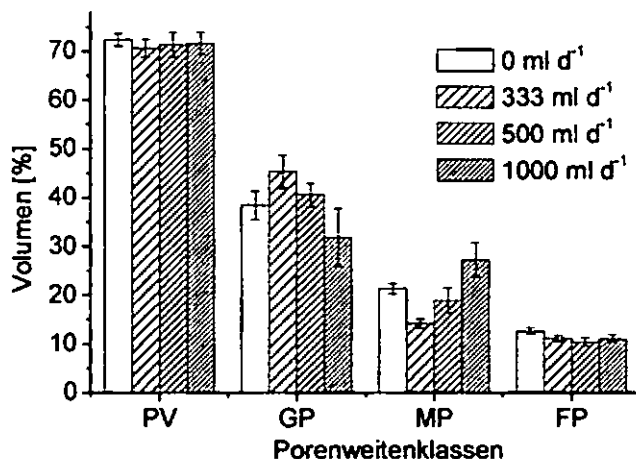


Abb. 2: Porengrößenverteilung in Abhängigkeit von der Verwitterungsintensität (n=4)

Die qualitative Analyse der Dünnschliffe unter dem Polarisationsmikroskop ergab folgendes Bild: Waren

in der Nullvariante noch inselförmige Agglomerationen kleiner Körner mit Gips als Kittsubstanz zu beobachten, war dies in den perkolierten Varianten nicht mehr der Fall. Schon in der 333 ml d<sup>-1</sup>-Stufe nahm der Anteil der löslichen Salze deutlich ab, der Anteil der amorphen Phase zu. Lösungsprodukte lagern sich cutanbildend um Mineralkörner bzw. kristallisieren in Hohlräumen aus. Gläser zeigen erste Risse. In den beiden höchsten Verwitterungsstufen liegen nahezu ausschließlich reingewaschene Quarzkörner, Kohlepartikel und stärker angewitterte Gläser vor.

## 7. Diskussion und Schlussfolgerung

Die Gipsauswaschung und pH-Erhöhung deuten sowohl auf experimentell erzeugte Salzauswaschung als auch auf die Freisetzung weiterer Stoffe und das Anlösen von Mineralen hin. Dieses Bild wurde in der Dünnschliffuntersuchung bestätigt. Die Vergrößerung der spezifischen Oberfläche steht in Zusammenhang mit dem Verlust von Gips und anderen Salzen als Kittsubstanz, und damit Freilegen vorher unzugänglichen von Partikeloberflächen, sowie partieller Mineralverwitterung. Für den Abtransport von Partikeln insbesondere bei den hohen Beregnungsraten sprechen die leichte Verringerung der Ton- und Schlufffraktion.

Langsame Perkolation bewirkt eine Stofflösung und Erhöhung des Grobporenanteils, schnelle Perkolation hat zusätzlich Partikeltransport zur Folge. Dabei werden die zu Beginn freigelegten Grobporen wieder verfüllt und der Mittelporenanteil erhöht sich. Die durch die Verwitterung erzeugten Effekte beschränken sich somit nicht nur auf die Stofflösung und/oder -auswaschung. Zusätzlich ist die chemische und physikalische Verwitterung in dem untersuchten Boden mit einer Verschiebung der Porengrößenzusammensetzung bei konstantem Gesamtporenvolumen verbunden. Es kommt zu einer Stoffumsetzung und einem Mineralabbau innerhalb der Bodenmatrix.

## 8. Literatur

- Carlson, C.L. & D.C. Adriano 1993: Environmental impacts of coal combustion residues. *J. Environ. Qual.* 22(2):227-246.
- Wada, K. 1989: Allophane and Imogolite in Dixon, J.B. & Weed, S.B. (Editoren): *Minerals in Soil Environments*. in Dinauer, R.C. (Hrsg.): *Soil Science Society of America Book Series*. 1:1051-1087. Soil Science Society of America.
- PÖHL, K., 1994. Zur Konstitution und Hydratation deutscher Braunkohlenfilteraschen. Ph. D. Thesis, Universität Leipzig
- RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN, 1995. Sondergutachten „Altlasten II“. Drucksache 13/380.
- Salé, L.Y., D.S. Chanasyk & M.A. Naeth 1997: Temporal influence of fly ash on select soil physical properties. *Can. J. Soil Sci.* 77(4): 677-683
- Shoji, S., Nanzyo, M. & Dahlgren, R. 1993: Volcanic ash soils: genesis, properties and utilization. *Developments in Soil Science* Nr. 21. Elsevier Amsterdam.
- Stork, W. 1985: Hydrogeologische und wasserwirtschaftliche Anforderungen an die Ablagerungen von Braunkohlenschen. Landesamt f. Wasser und Abfall; NRW Düsseldorf.

## Entwicklung der Boden-, Sicker- und Grundwasserbeschaffenheit in der Kippe Niemegk (Bitterfeld) im Zuge der Restlochflutung

<sup>1</sup>Knappe, S., <sup>1</sup>Rupp, H., <sup>2</sup>Wennrich, R., <sup>2</sup>Mattusch, J. und <sup>1</sup>Meissner, R.

### 1. Problem und Aufgabenstellung

Kippen des Braunkohlebergbaues bewirken regionale Kontaminationen und damit verbundene Risiken bei der Nutzung von Bergbaufolgelandschaften. Für eine Minimierung dieser Risiken und Ableitung von Managementmaßnahmen müssen die biogeochemischen und hydrologischen Kreisläufe und deren Vernetzung mit dem Grund- und Oberflächenwasser der mit der Restlochflutung verbundenen Wassereinzugsgebiete im Langzeitverhalten erfasst und daraus Erkenntnisse zur Risikoeinschätzung abgeleitet werden (SCHULTZE und KNAPPE, 2001).

Das Ziel der vorliegenden Untersuchungen besteht in der Erfassung der Veränderung der Boden-, Sicker-, und Grundwasserbeschaffenheit im Profil einer stark versauerten Kippe des ehemaligen Braunkohletagebaues Goitzsche im Zuge der Restlochflutung. Dabei sollen die Wechselwirkungen zwischen den Kompartimenten Boden/Bodenwasser/Sickerwasser – Grundwasser/Aquifer – See/Seesediment erfasst und qualitativ als auch quantitativ beschrieben werden.

### 2. Material und Methoden

Die hier vorgestellten Ergebnisse wurden als Teil eines scaling up mit folgenden Methoden ermittelt:

- Bodenhydrologischer Messplatz (BHM) mit 5 Messebenen bis 2m Tiefe (25, 50, 100, 150 und 200 cm). Jede Messebene ausgestattet mit Tensiometer, TDR-Sonde und Saugkerze.
- Sickerwasser - Grundwasser – Meßsystem (SGM) mit 6 Messebenen (3, 8, 13, 18, 23 und 28 m). Jede Messebene ausgestattet mit TDR-Sonden und Saugkerzen bzw. eine Grundwasserpumpe bei 28 m. BHM und SGM befinden sich in einer Feldmessstation auf der Kippe Niemegk am Rand des Flutungsgebietes Goitzsche bei Bitterfeld.

Beim Aufbau der Kippe handelt es sich um einen Regosol mit kiesigen Sanden, unterlagert und vermischt mit z.T. schluffigen, karbonathaltigen Zusätzen einer Mischkippe mit Kohle, Ton und Anteilen von Bernsteinsanden.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Grundwasserwiederanstieg bei Flutung bzw. Überflutung des Restsees mit Wasser aus der Mulde

Wie Untersuchungen von KNAPPE et al., 1999b und KNAPPE et al., 2001 zeigen, erfolgt die Aufsättigung und der Grundwasserwiederanstieg in sehr heterogenen, stärker schluffhaltigen Kippen der Braunkohletagebaue sehr langsam und räumlich sehr unterschiedlich. Nach GLÄSER und CHRISTOPH, 2002 kann es dabei im

Vergleich mit dem Wasserspiegel der gefluteten Seen zu Verzögerungen von mehreren Jahren kommen.

Nach Modellvorstellungen (GOEBEL et al., 2001, MALLANTSA et al., 1998 und HINZ 1998) sind für diese Verhalten vor allem der Kippenaufbau mit verstärktem preventiellen Flüssen und der Wechsel von schluffigen zu rolligen Schütthorizonten verantwortlich.

Verzögernd auf die Wiederauffüllung wirken dabei der Infiltration entgegenstehende, eingeschlossene Luftblasen (GLÄSER und CHRISTOPH, 2002).

Wie aus *Abbildung 1* zu entnehmen ist, steigt der Grundwasserstand während der Flutungsphase in der relativ durchlässigen, sandig bis kiesigen Kippe in Bitterfeld mit dem Anstieg des Seewasserspiegels nahezu gleichsinnig mit einer Zeitverzögerung von 4-8 Wochen an.

Als am 13. August 2002 infolge des Wassereinbruches in die Goitzsche durch das Muldehochwassers der Seespiegel innerhalb kurzer Zeit um ca. 7 m anstieg, konnten mit Verzögerung von Tagen bzw. Stunden steigende Grundwasserstände registriert werden. Dabei bleibt die Frage offen, ob dieser Anstieg durch den hydraulischen Druck über den erhaltenen, natürlichen Grundwasserleiter 5 oder über laterale Flüsse gespeist wurde.

#### 3.2 Ionenbilanzen und Stoffinventar im Sicker- und Porenwasser

##### 3.2.1 Bodenhydrologischer Messplatz

Entsprechend den aus *Abbildung 2* zu entnehmenden Ionenbilanzen weisen die rekultivierten Deckschichten ein den natürlichen Böden weitgehend entsprechendes Stoffinventar auf. Die erstellten Ionenbilanzen sind für die rekultivierte Deckschicht und für natürliche Böden aus gleichen Substraten bei pH-Werten um den Neutralpunkt, relativ niedrigen Leitfähigkeiten und ähnlichen Stoffkonzentrationen (HAFERKORN und KNAPPE, 1998; KNAPPE et al. 1999 a,b) nahezu identisch.

Bei ständiger Sauerstoffverfügbarkeit bzw. -nachlieferung (vergl. WUNDERLY et al, 1996) in den ungesättigten Bereichen bis 2 m Tiefe, scheint der Prozess der Pyritverwitterung noch deutlich weiterzugehen.

Fortschreitende Pyritoxydation und damit verbundene pH Werte zwischen 2,5 und 3 bewirken steigende Sulfatgehalte, einen beträchtlichen Anteil an freier Säure als auch steigende Fe und Al Gehalte am Ionenspektrum (BALKENHOL et al., 2001; LUDWIG et al., 1999). Diese und der gleichzeitig erhöhte Schwermetallgehalt deuten auf Milieuverhältnisse hin, bei denen ein fortschreitender Zerfall der Tonminerale auftritt (FRIEDRICH, 2001). Durch Sickerwasser kann dieses Stoffpotential in Richtung Grundwasser transportiert werden und eine reale Gefährdung von Grund- und Oberflächenwasser darstellen (LIEBNER und KATZUR, 1997).

##### 3.2.2 Sickerwasser-Grundwasser-Messsystem (SGM)

Das aus dem See in den Kippenkörper eindringende und diesen durchströmende Wasser scheint sich zunächst mit dem bekannten Stoffinventar der bisher aeroben Kippe aufzusättigen. Entsprechend *Abbildung 3* sind die sickerwasserbeeinflussten, ausreichend mit Sauerstoff versorgten Schichten in 2, 3, 8 und 13 m Tiefe bei pH-Werten von 3-4 durch hohe Stoffkonzentrationen im Porenwasser gekennzeichnet. Auf der Seite der Anionen bestimmt Sulfat die Bilanz. Auf der Seite der Kationen sind es Ca, Mg und mit deutlichen Anteilen Al, Fe und freie Säure.

<sup>1</sup> Dr. Siegfried Knappe, Dr. Holger Rupp und Prof. Dr. Ralph Meissner, UFZ- Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Sektion Bodenforschung, Theodor-Lieser-Str 4, D-06120 Halle/Saale

<sup>2</sup> Dr. Rainer Wennrich und Dr. Jürgen Mattusch, UFZ Leipzig-Halle, Sektion Analytik, Permoserstr. 15, D-4318 Leipzig

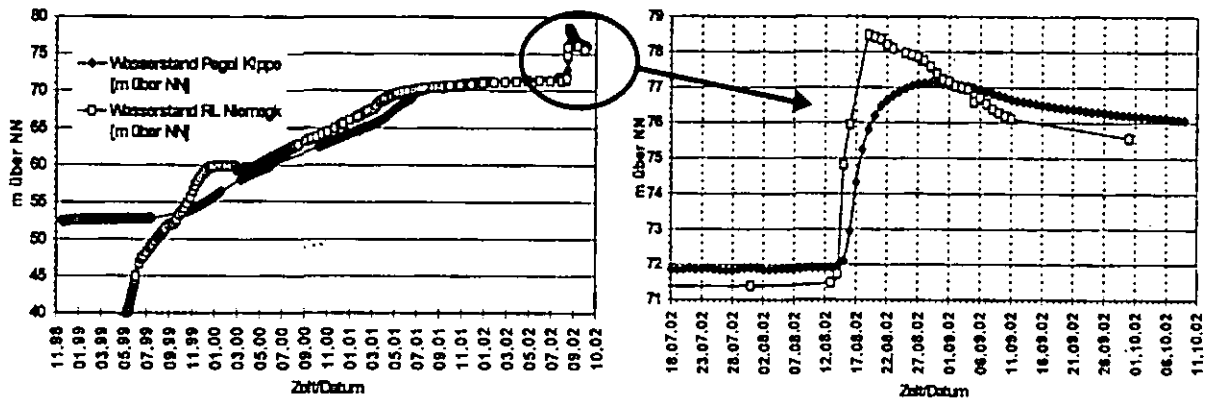


Abbildung 1: Wiederanstieg des Grundwassers in der Periode der geregelten Flutung (1999-2002) und im Zeitraum des Wassereinbruches während des Muldehochwassers (August/September 2002)

In den zuerst vom ansteigenden Grundwasser beeinflussten Bereichen (28 und 23m unter GOK - *Abbildung 3*) lässt sich bereits ein Wechsel der Milieuverhältnisse erkennen. Bei sinkenden Leitfähigkeiten, verminderten Redoxpotentialen, sinkenden Sauerstoffgehalten und auf Werte von 6-7 steigenden pH-Werten fallen die Fe und Al Gehalte auf unkritische Werte. Darüber hinaus ist eine deutliche Absenkung der Schwermetallgehalte im Sinne einer Verbesserung der Grundwasserqualität festzustellen.

4. Literatur

BALKENHOL, R., LUDWIG, B., UFER, K., JOCHUM, J., FRIEDRICH, G. 2001: Pyrite oxidation in sediment samples from the German open-cut brown coal mine Zwenkau: mineral formation and dissolution of silicates. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 164, 283-288.  
 BbodSchV 1999: German Regulations for Protection of Soils, BGBl I, FNA2129-32-1, Bonn 12 July 1999, 1554pp.  
 GLÄSER, W. und CHRISTOPH, G. 2002: Hydrogeologische und hydrochemische Entwicklungsprognosen für Braunkohlen-Tagebaukippen in Mitteldeutschland. *Schriftenreihe der Deutschen Geologischen Gesellschaft*, 21, 135  
 GÖBEL, B., REICHE, E.-W., AND WIDMOSER, P. 2001: Modellrechnungen zum Wasser- und Nitrattransport auf zwei Maßstabsebenen, *Landnutzung und Landentwicklung* 42, 201--206.  
 HAFERKORN, U.; KNAPPE, S. 1998: Austrag von Wasser und gelösten Inhaltsstoffen aus natürlich gelagerten Böden in Lysimetern in Abhängigkeit vom Grad der Wassersättigung des Bodens. *Mitt. Deutsche Bodenkundl. Gesellsch.* 88 367-370  
 HINZ, C. 1998: Analysis of unsaturated/saturated water flow near a fluctuating water table, *Journal of Contaminant Hydrology*, 33, 59-80.  
 KNAPPE, S.; HAFERKORN, U.; MATTUSCH, J.; WENNRICH, R. 1999a: Wasser- und Stoffflüsse in rekultivierten, langjährig landwirtschaftlich genutzten Kippenböden im Südraum Leipzig. *Bericht über die 8. Lysimetertagung. Stoffflüsse und ihre regionale Bedeutung für die Landwirtschaft.* BAL Gumpenstein, 49-52 (ISBN 3-901980-37-7)  
 KNAPPE, S.; HAFERKORN, U.; RUSSOW, R.; MATTUSCH, J.; WENNRICH, R. 1999b: Lysimeteruntersuchungen zum Wasser- und Stoffhaushalt eines langjährig landwirtschaftlich genutzten Regosols von der Kippe des Braunkohlentagebaues Espenhain im Südraum Leipzig. *Mitt. Deutsche Bodenkundl. Gesellsch.* 91/2 803-806 (ISSN-0343-1071)  
 KNAPPE, S., MATTUSCH, J., WENNRICH, R., HAFERKORN, U. 2001: Langzeituntersuchungen zum Wasser- und Stoffhaushalt in rekultivierten, langjährig landwirtschaftlich genutzten Kippenböden im Südraum Leipzig. *Materialien zum Bodenschutz. Freistaat Sachsen. Landesamt für Umwelt und Geologie, Landesanstalt für Landwirtschaft, Landesanstalt für Forsten.* 73-80  
 LIEBNER, F. UND KATUR, J. 1997: Mikrobielle Reduktionsprozesse in kohlehaltigen Kippengrundwasserleitern. *BAL Gumpenstein, Bericht über die 7. Lysimetertagung, Lysimeter und nachhaltige Landnutzung* 61-64 (ISSN 3-901980-37-7)  
 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.* 162, 499-509.  
 MALLANTSA, D., TSENG, P.-H., VANCLOOSTERA, M. AND FEYNA, J. 1998: Predicted drainage for a sandy loam soil: sensitivity to hydraulic property description. *Journal of Hydrology*, 206, 136-148.  
 SCHULTZE, M., KNAPPE, S. 2001: Auswirkungen der Bergbautätigkeit im Einzugsgebiet auf die Wasserbeschaffenheit der Saale und ihre Nebenflüsse. *Nova Acta Leopoldina NF* 84, 319, 45-64  
 WUNDERLY, M. D., BLOWES, D. W., FRIND, E. O. AND PTACEK, C. J. 1996: Sulfide mineral oxidation and subsequent reactive transport of oxidation products in mine tailings impoundments: A numerical model, *Water Resour. Res.* 32, 3173-3187.

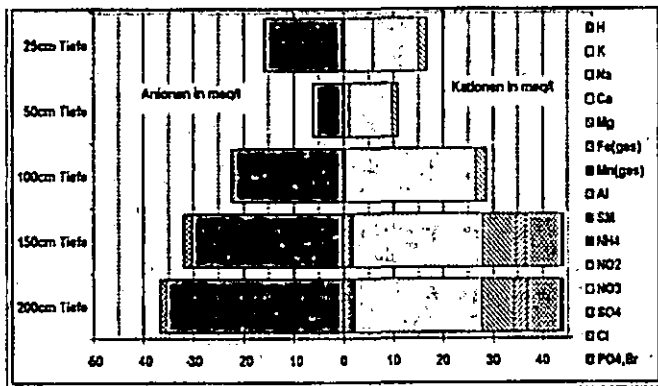


Abbildung 2: Ionenbilanzen im Porenwasser von 5 Tiefen eines Bodenhydrologischen Messplatzes auf der Kippe Niemeck (Goitsche bei Bitterfeld)

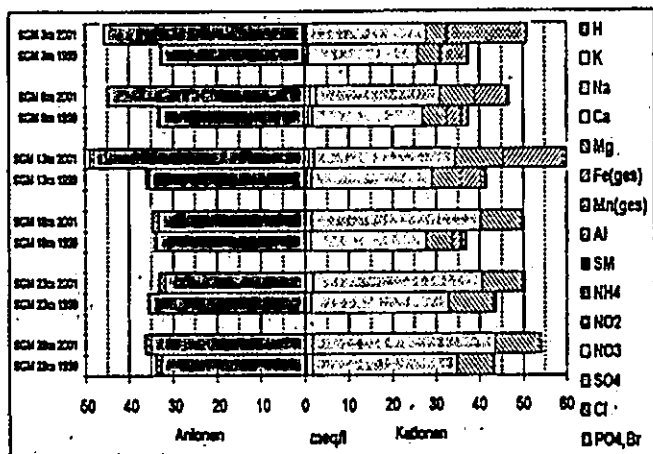


Abbildung 3: Ionenbilanzen im Porenwasser von 5 Tiefen eines Sickerwasser-Grundwasser-Messsystems auf der Kippe Niemeck (Goitsche bei Bitterfeld)

# Räumliches Kontinuum von Bodeneigenschaften in einer Bodengesellschaft im Norddeutschen Jungmoränengebiet

S. Koszinski und O. Wendroth

## Einleitung und Ziel

Die Vergesellschaftung von Böden in einer Landschaft ist mit einer hohen Variation von Bodeneigenschaften verbunden. Eine Differenzierung innerhalb einer Bodenregion mit vergleichbaren pedogenetischen Bedingungen erfolgt durch den Einfluss verschiedener bodenbildender Faktoren in Raum und Zeit. In einer Grundmoränenlandschaft sind das vor allem das Relief und der Wasserhaushalt. Laterale Prozesse gewinnen in der chorischen Dimension an Bedeutung, da in dieser erdgeschichtlich jungen Landschaft topische Bodeneinheiten engräumig vergesellschaftet sind und die sie charakterisierenden Bodeneigenschaften über kurze Distanzen stark variieren. Großmaßstäbige Bodenaufnahmen mit einem engräumigen Aufnahmesetz sind wegen des hohen Erhebungsaufwandes nur lückenhaft vorhanden. Zunehmend zielen Geländeerhebungen auf solche Datensätze ab, um einen direkten Bezug zwischen Punkt und Fläche herstellen zu können. Die Anwendung geostatistischer Verfahren zur Bestimmung des räumlichen Gültigkeitsbereiches von Informationen sollen helfen, Schätzungen und Vorhersagen für Landschaftseinheiten zu ermöglichen, für die keine hochaufgelösten Daten vorliegen bzw. erhoben werden können.

Ziel der hier vorgestellten Untersuchung ist eine Detailaufnahme der Bodendecke durch eine Kopplung geringinvasiver geophysikalischer Verfahren mit konventioneller Bodenkartierung zur Beschreibung und Quantifizierung räumlicher Verteilungsmuster.

## Material und Methoden

Als Untersuchungsfläche wurde ein Transekt in der Nördlichen Uckermark gewählt. Die agrarisch genutzte Bodendecke dieser jungpleistozänen Landschaft ist für ihre kleinräumige Heterogenität bekannt und gekennzeichnet durch das typische Bodenmosaik der Grund- und Endmoränen: anhydromorphe Sand- und Geschiebelehm-mosaik mit Pararendzinen, Parabraunerden und Braunerden sowie durch das bewegte Relief eingesprengte hydromorphe Mineralböden (Pseudogleye und Staogleykolluvien) sowie Moorböden in Senken und Entwässerungsbahnen.

An einem Transekt von 500 m Länge wurde der spezifische elektrische Widerstand mit dem Multielektroden-system IMPETUS-12F (Elektrodenabstand 50 cm) in verschiedenen Messkampagnen ermittelt. Das Ergebnis dieser Messungen in 5 Wirkungstiefen und der anschließenden Inversion ist ein Vertikalschnitt der Verteilung des spezifischen elektrischen Widerstandes bis in etwa 3 m Bodentiefe.

## Anschrift der Autoren

Dr. Sylvia Koszinski ; Dr. Ole Wendroth  
ZALF

Institut für Bodenlandschaftsforschung

Eberswalder Str. 84

15 374 Müncheberg

[skoszinski@zalf.de](mailto:skoszinski@zalf.de) Tel. 03 34 32 - 82 389

[owendroth@zalf.de](mailto:owendroth@zalf.de) Tel. 03 34 32 - 82 283

Neben dem Gesamttransekt (3 Messtermine) wurden auch vier Intensivmessbereiche von je 25 m Länge festgelegt (Nest 1-4), in denen räumlich detailliertere Informationen (5 Messtermine) erhoben wurden (Abb. 1). Textur, Lagerungsdichte, Penetrometerwiderstand und die aktuelle Bodenfeuchte wurden parallel zum elektrischen Widerstand ermittelt. Prüffaktoren sind die räumliche und zeitliche Stabilität von Messwerten und ihr räumlicher Gültigkeitsbereich. In dieser Studie werden elektrische Widerstandsmessungen und Bodentexturanalysen mit Semi- und Krossvariogrammen ausgewertet. Kriging und Cokrigingverfahren werden zur Regionalisierung in uni- und bivariaten Analysen verwandt.

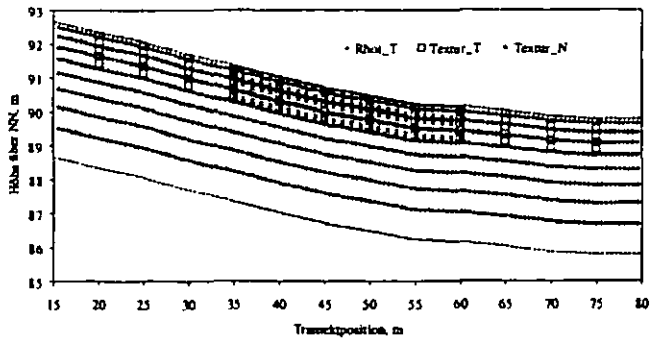


Abb. 1 Probenahmedesign am Beispiel Nest 1 (Rhoi\_T= spezifischer elektrischer Widerstand, ermittelt im Transekt und im Nest im 0.5 m Abstand; Textur\_T= Textur im Transekt im 5 m Abstand; Textur\_N= Textur im Nest im 1 m Abstand)

## Ergebnisse

Der Datenbereich des spezifischen elektrischen Widerstandes variiert bei verschiedenen Messterminen. Dieser Unterschied wird vor allem in Oberflächennähe deutlich, wo auch der Bodenwassergehalt zeitlich am stärksten variiert. Während in tieferen Bodenschichten annähernd gleiche Widerstände ermittelt wurden, war das mittlere Niveau der Widerstände in 12 cm Bodentiefe bei der Herbstmessung nach Beginn der Wiederbefeuchtung des Bodens niedriger, als zu den jeweiligen Messterminen im Frühjahr (Abb. 2).

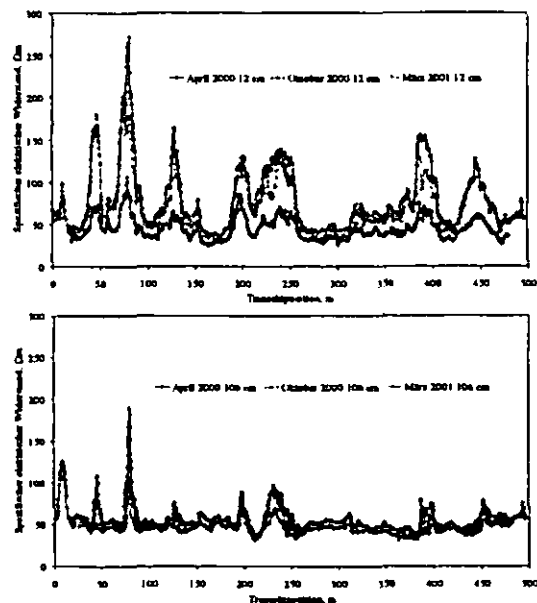


Abb. 2 Spezifischer elektrischer Widerstand entlang des Transektes in zwei Bodentiefen zu verschiedenen Messterminen

Gleichzeitig bleibt die räumliche Variabilitätsstruktur des spezifischen elektrischen Widerstandes zeitlich stabil. Mit Semi- und Krossvariogrammen konnte ein räumlicher Zusammenhang zwischen den Widerständen zu verschiedenen Messterminen bestimmt werden (Abb. 3a-c).

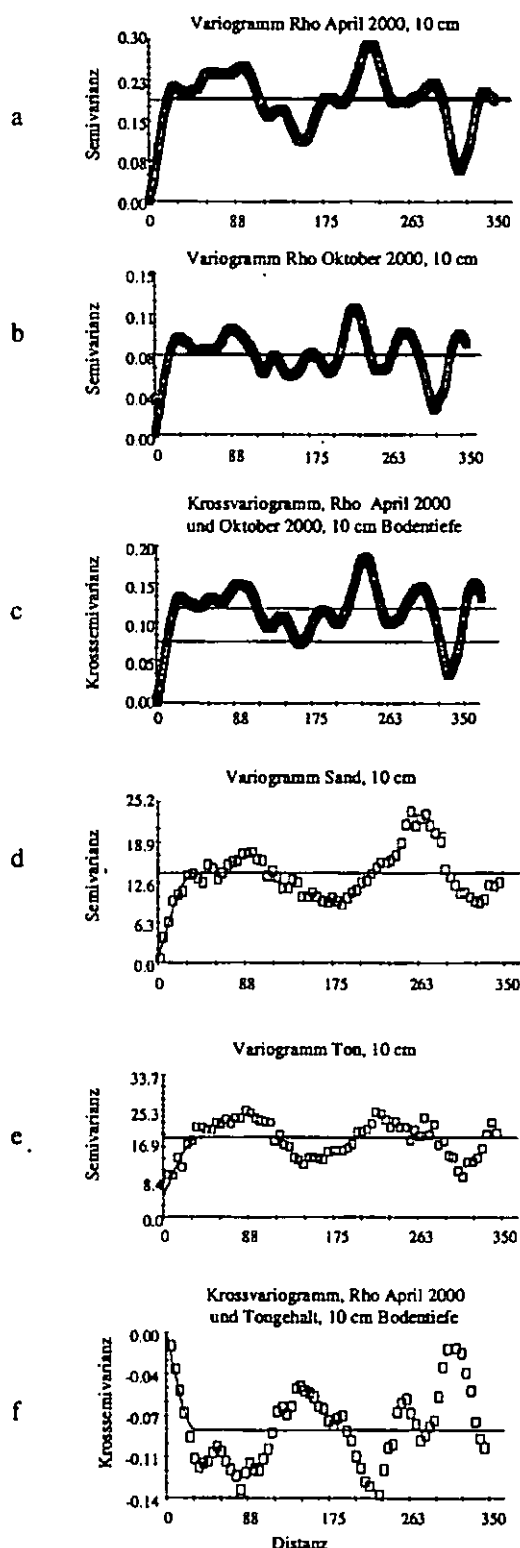


Abb. 3 Experimentelle Semi- und Krossvariogramme sowie Modelle des spezifischen elektrischen Widerstandes und des Sandgehaltes in 10 cm Bodentiefe für verschiedene Messtermine

Der spezifische elektrische Widerstand ist zu den verschiedenen Messterminen in Bereichen zwischen 22 und 26 m autokorreliert und mit etwa 25 m zwischen den Messterminen krosskorreliert. Der mit geringerer räum-

licher Auflösung erhobene Ton- bzw. Sandgehalt ist über eine Distanz von etwa 30 m autokorreliert und mit dem spezifischen elektrischen Widerstand über dieselbe Distanz krosskorreliert (Abb. 3d-f).

Auf dieser Basis lassen sich sowohl Kriging als auch Cokriging zur Interpolation einsetzen und damit Grundlagen für eine Regionalisierung und Coregionalisierung von räumlichen Informationen erarbeiten.

Mit Hilfe dieser geostatistischen Verfahren kann man in verschiedenen Szenarien prüfen, wie die Probenahmestrategie verbessert werden könnte und inwieweit aus indirekten geophysikalischen Messungen andere Bodeneigenschaften vorhergesagt werden können. Der Sandgehalt wurde für eine ausgewählte Bodentiefe bei unterschiedlich hoch aufgelösten Eingangsinformationen in verschiedenen Szenarien geschätzt (Abb. 4).

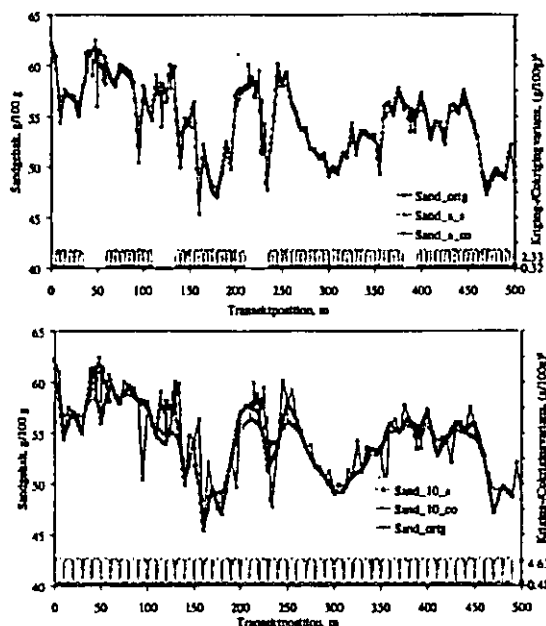


Abb. 4 Schätzung des Sandgehaltes mit Kriging mit allen verfügbaren Messungen (oben: 5 m im Transekt, 1 m in den Nestern) und durch Cokriging mit dem elektrischen Widerstand sowie nach Reduktion des Sand-Datensatzes auf 10 m Abstände (unten) mit Kriging und Cokriging

Cokriging mit dem elektrischen Widerstand reduziert die Varianz des Sandgehaltes entlang des Transektes. Eine Ausdünnung des Datensatzes für den Sandgehalt auf etwa ein Drittel der ursprünglichen Informationsdichte (von  $n=173$  auf  $n=52$ ) erhöhte die Krigingvarianz deutlich. Nach Cokriging mit dem elektrischen Widerstand konnte die Schätzung des Sandgehaltes erneut verbessert werden.

### Zusammenfassung

Durch den Einsatz hochauflösender Geoelektrik entlang eines gewählten Landschaftsausschnittes kann das räumliche Kontinuum von Bodeneigenschaften beschrieben und quantifiziert werden. Mit Hilfe des indirekten geophysikalischen Verfahrens kann das Probenahmedesign optimiert und weiterentwickelt werden.

### Danksagung

Wir danken der Big-M GmbH für die wissenschaftliche Zusammenarbeit auf dem Gebiet der Geoelektrik. Allen Mitarbeitern des Institutes für Bodenlandschaftsforschung sagen wir Dank für umfangreiche Feld- und Laborarbeiten. Die DFG unterstützte das Projekt finanziell.



# Physikochemische Charakterisierung von gesättigten Sedimenten - Untersuchungen zum bakteriellen Befall von Holzgründungskonstruktionen und archäologischen Funden

Ev Kretschmar, Norbert Lamersdorf

## Einleitung

Das EU-Projekt BACPOLES („*Preserving cultural heritage by preventing bacterial decay of wood in foundation poles and archaeological sites*“, siehe auch: [www.bacpoles.nl](http://www.bacpoles.nl)) untersucht den bakteriellen Befall von Holz in Pfahlgründungen und archäologischen Funden.

Bakterielle Holzzersetzung ist ein langsamer Prozess. Es bestand deswegen lange die Annahme, dass Bakterien nicht in der Lage sind festigkeitsmindernde Schäden an Pfahlgründungen zu verursachen. Lediglich bei archäologischen Funden wurde aufgrund der langen Lagerungszeit eine Schädigung erwartet.

Dennoch wurde in der letzten Dekade in den Niederlanden eine Häufung von Schäden an Pfahlgründungen durch Bakterien festgestellt. Von 621 Pfählen zeigten 46% bakteriellen Holzbefall, wobei 15% stark und 27% moderat befallen waren (Nelemans, pers. Kommunikation).

Die bisher bekannten Schäden an Fundamenten, primär ausgelöst durch Grundwasserabsenkung, waren i.d.R. von Pilzen (Moder-, Weiß- und Braunfäule) verursacht. Pilze sind im aeroben Milieu konkurrenzstärker als Bakterien. Im anaeroben Bereich hingegen dominieren Bakterien als Holzzersetzer.

Um den bakteriellen Holzbefall näher zu untersuchen, werden im Rahmen des EU-Projektes BACPOLES in Zusammenarbeit mit Arbeitsgruppen aus den Niederlanden, Schweden, England, Italien und Deutschland folgende Ziele verfolgt:

1. Identifizierung der holzzersetzenden Bakterien
2. Charakterisierung des Lebensraums der holzzersetzenden Bakterien durch Messung der O<sub>2</sub>-Konzentration, des Redox-Potentials und chemischer Parameter.
3. Entwicklung von Bekämpfungstrategien basierend auf Holzschutzmitteln und Bakteriophagen.

Die bodenkundlichen Fragestellungen betreffen vor allem Ziel 2 und werden unter folgenden Hypothesen bearbeitet:

Institut für Bodenkunde und Waldernährung,  
Universität Göttingen,  
Büsgenweg 2, 37077 Göttingen,  
[www.gwdg.de/~ibw](http://www.gwdg.de/~ibw)

- Holzzersetzende Bakterien benötigen Sauerstoff
- Chemische Standorteigenschaften beeinflussen das Auftreten von bakteriell Holzbefall
- Bakterieller Holzbefall läßt sich in Labor-experimenten simulieren und manipulieren

## Materialien und Methoden

Bei Probenahmen an Pfahlgründungen und archäologischen Funden wurde vor Ort die O<sub>2</sub>-Konzentration, das Redox-Potential und der pH-Wert gemessen. Im Labor wurden im Boden und in der Bodenlösung chemische Standardparameter erfasst.

Die O<sub>2</sub>-Messung erfolgt mittels Optoden (Fa. PreSens, Regensburg). Optoden verwenden das Prinzip des „Dynamischen Quenching“ der Lumineszenz. Ein Indikatormolekül luminesziert nach Lichtanregung weniger wenn O<sub>2</sub> als Stosspartner vorhanden ist. Die Sensoren werden in N<sub>2</sub> gespülten Edelstahlkapillaren in den Boden eingebracht.

In einem parallelen Laborexperiment wird mit Mikrokosmen (MK) gearbeitet (Abb. 1). In den Wasserüberstand werden als Varianten: 1. Luft (21% vol. O<sub>2</sub>), 2. Luft + O<sub>2</sub> (50% vol. O<sub>2</sub>), 3. Stickstoff (0% vol. O<sub>2</sub>) und 4. Luft + Wasserzirkulation (21% vol. O<sub>2</sub>) eingeleitet.

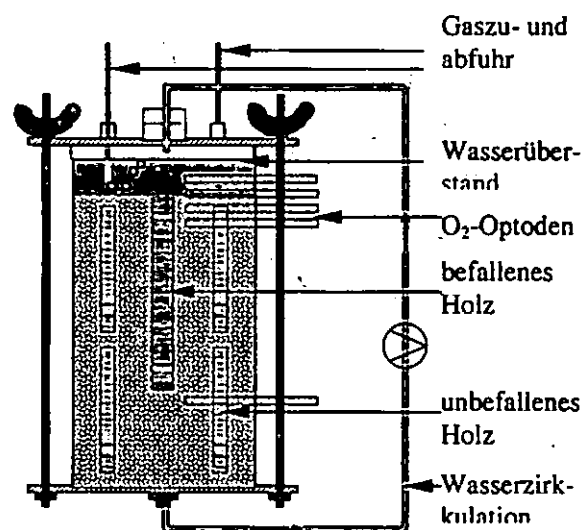


Abb. 1: Schema der Mikrokosmen mit Gaszu- und abfuhr, Wasserzirkulation und Sauerstoffoptoden

Die MK sind mit Sediment, Wasser und Holz von einem stark bakteriell befallenen Holzfundament bestückt C<sub>org</sub> 0,35%, N<sub>t</sub> <0,01% P<sub>t</sub> 0,02%, pH 8,3. Zur Befallskontrolle dient unbefallenes Kiefernspiltholz. Die Inkubation erfolgt im Dunkeln bei 20°C für 170, 210 und 280 Tage. Am Gasausgang wird kontinuierlich die CO<sub>2</sub>-Konzentration mit einem GC-ECD gemessen (Loftfield et al. 1997).

## Vorläufige Ergebnisse und Diskussion Feldmessungen

Bisher wurden 12 Böden um bakteriell befallenes Holz untersucht. Dabei werden die Böden aufgrund ihrer chemischen Zusammensetzung in drei Gruppen eingeteilt (Tab. 1).

Tab. 1: Gruppierung der untersuchten Böden

	pH <sub>H2O</sub>	C <sub>min-max</sub>	N <sub>min-max</sub>	P <sub>min-max</sub>
	min-max	[mg g <sup>-1</sup> ]		
Sand	7,9 - 8,7	1,1 - 22	<0,1 - 0,9	0,77 - 0,52
Antropogen	5,7 - 7,4	80 - 96	1,2 - 5,0	1,5 - 7,7
Torf	6,4 - 7,1	99 - 450	3,0 - 9,1	0,3 - 0,7

Es fällt auf, dass um den Pfahlanfang die O<sub>2</sub>-Messungen widersprüchlich zu den Redox-Messungen sind (Tab.2). Bei diesen niedrigen Redox-Werten ist entsprechend der Theorie kein O<sub>2</sub> vorhanden. Die chemische Analyse ist mit den Redox-Werten stimmig (Tab. 3). In einer Tiefe von -50 cm liegt kein Nitrat vor, wobei O<sub>2</sub> gemessen wurde. Die Diskrepanz wird mit Luftsauerstoffeintrag während der Installation erklärt. Die Einbringung der Optoden in den Boden ist der kritische Schritt und bedarf einer Optimierung.

Tab. 2: Messungen an einer Pfahlgründung, Tiefe 0 entspricht Beginn des Holzpfahles, n=1

Tiefe	O <sub>2</sub>	Redox	pH <sub>H2O</sub> Boden	pH Lösung
[cm]	[mg L <sup>-1</sup> ]	[mV]		
80	3,45			
70	0,83			
60	0,00			
40	0,66	480	7,25	7,35
20	0,54	360		
0	2,87	120	7,23	7,29
-30	2,30	60	7,18	7,32
-50	1,75			
-60	1,24			

Die Zusammensetzung des Grundwassers ist deutlich verschieden von der der Lysimeterproben (Tab. 3). Erhöhte NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Werte weisen auf einen möglichen Antransport von Verunreinigungen.

Tab. 3: Lysimeter- und Grundwasserproben (GW), Tiefe 0 entspricht Pfahlanfang, n=1, GW: n=3

Tiefe	pH	Leitf.	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Fe <sup>2+</sup>	Mn <sup>2+</sup>	DOC	DON
[cm]		[μS cm <sup>-1</sup> ]	[mg L <sup>-1</sup> ]					
50	8,4	809	2,8	0,38	0,47	0,93	85	2,2
0	8,5	770	2,4	0,21	0,07	0,91	83	1,9
-50	8,2	911	2,1	0,00	0,07	0,96	97	2,0
GW	7,9	1228	32	1,9	0,12	0,93	87	0,9

Mikrokosmen-Experiment

Die Begasung in den vier Varianten hat zu unterschiedlichen O<sub>2</sub>-Konzentrationen in den MK geführt (Abb. 2). Bei der Zirkulation des Wasser ist O<sub>2</sub> am tiefsten in das Profil vorgedrungen.

Die CO<sub>2</sub>-Produktion in den MK (Abb. 3) ist bei der Kontrolle (Sediment ohne Holz) deutlich geringer als in den Varianten mit Holz. Dabei wurde bei der Variante Luft + Zirk. am meisten CO<sub>2</sub> freigesetzt.

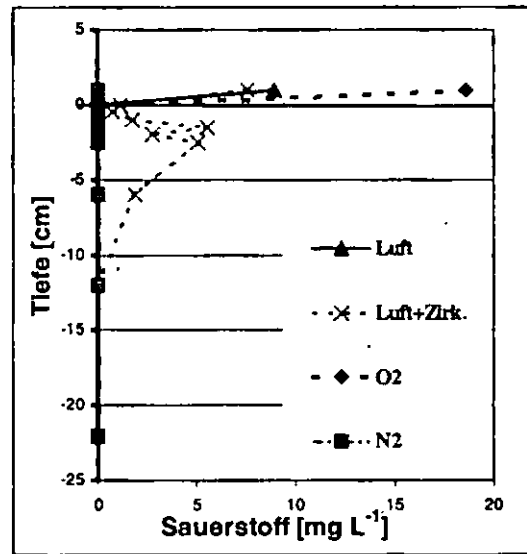


Abb. 2: Sauerstoffkonzentration der Mikrokosmen in den Varianten, Tiefe 0: Sediment/Wasser Grenzfläche

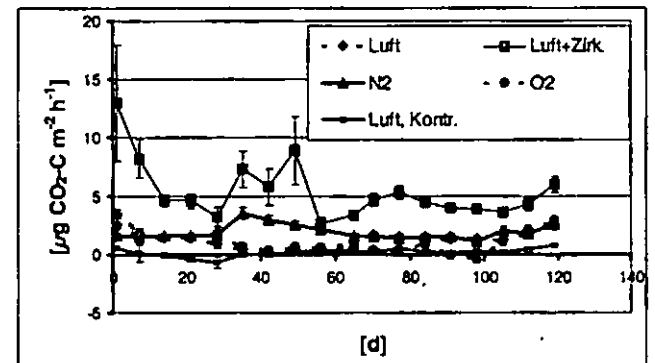


Abb. 3: CO<sub>2</sub>-Produktion der MK in Abhängigkeit von den Varianten. n=12, Luft Kontrolle n=3, SE

Gleichzeitig wurde in dieser Variante der höchste initiale Holzbefall nachgewiesen. Bei der Luft- sowie der N<sub>2</sub>-Variante trat geringer und bei der O<sub>2</sub>-Variante kein Befall auf.

Fazit

Optoden können zur O<sub>2</sub>-Messung in Mikrokosmen eingesetzt werden. Für Freilandmessungen muss die Einbringung in den Boden verbessert werden.

Die CO<sub>2</sub>-Freisetzung gesättigter Sedimente ist erhöht bei Anwesenheit von Holz. Die bisherigen Ergebnisse deuten darauf hin, dass die CO<sub>2</sub>-Produktion als Aktivitätsparameter des bakteriellen Holzbefalls dienen kann.

Dank

Das Projekt wird gefördert durch das 5. EU-Rahmenprogramm, thematische Programm IV: Energy, Environment and Sustainable Development, Key Action 4 (EVK4-CT-2001-00043).

Literatur

LOTFIELD, N., H. FLESSA, J. AUGUSTIN und F. BEESE (1997): J. Environ. Qual. 26, 560-564.

# Experimentelle Untersuchungen zum Stofftransport bei transientem Wasserfluss

H. Lambrecht, H.-J. Vogel und K. Roth<sup>1</sup>

Laborexperimente zur Bestimmung von Transportparametern in Böden werden typischerweise bei stationärem Wasserfluss durchgeführt und stellen letztlich den Ausgangspunkt zur Modellierung des Stofftransportes unter natürlichen Bedingungen dar. Insbesondere nahe der Bodenoberfläche ist der Wasserfluss jedoch häufig transient. In dieser Studie wurde die Phänomenologie des Stofftransportes unter transienten Bedingungen im Gegensatz zu stationären Bedingungen experimentell untersucht. Hierzu wurden Infiltrationsexperimente mit konservativen Tracern an 50 cm hohen Laborsäulen durchgeführt, in die gut definierte, heterogene Strukturen aus verschiedenen Sanden eingebaut wurden. Mit diesem experimentellen Aufbau wird die Bedeutung hydraulischer Strukturen für die Stoffverlagerung unter transienten Bedingungen demonstriert. Der Verlauf der gemessenen Durchbruchkurven kann im Rahmen eines konzeptionellen Modells durch die prinzipiell unterschiedlichen Prozesse erklärt werden, die den Transport gelöster Stoffe im Bereich der Infiltrationsfront und in einem Abstand dahinter bestimmen.

## Experimente

In zwei Experimenten mit verschiedenen oberen Fluss-Randbedingungen wurde Stofftransport bei Infiltration in einen einfach strukturierten heterogenen Sand untersucht. In einer Laborsäule waren zylinderförmige Aggregate aus feinem Sand von einem vergleichsweise groben Sand umschlossen (Abb. 1). Größe und Lage der Bereiche verschiedener hydraulischer Eigenschaften waren daher a priori bekannt. Beide Sande wurden ofentrocken eingebaut.

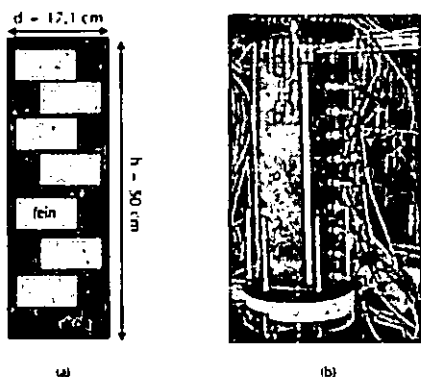


Abbildung 1: (a) Vertikaler Schnitt durch die Probe. (b) Laborsäule mit eingebauten Tensiometern.

Es wurde der Reihe nach mit einer Bromid-Chlorid-Lösung, einer reinen Chlorid-Lösung und vollentsalztem Wasser bei stets gleich bleibendem Fluss beregnet (Abb. 2).

<sup>1</sup>Institut für Umweltphysik, Universität Heidelberg  
Im Neuenheimer Feld 229, D-69120 Heidelberg  
email: kurt.roth@iup.uni-heidelberg.de

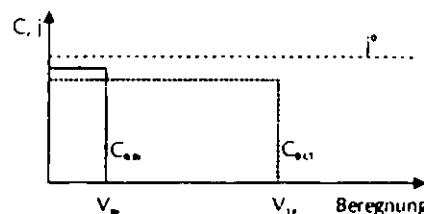


Abbildung 2: Schematische Darstellung der oberen Randbedingung für Tracerkonzentrationen  $C$  und Wasserfluss  $j^0$ .

Das Volumen des Bromid-Pulses entsprach einem Drittel des Wasservolumens, das sich bei Sättigung im feintexturierten Bereich befindet. Mit diesem kurzen Tracer-Puls wurden die transienten Transportprozesse im Bereich der Infiltrationsfront untersucht. Das Chlorid wurde solange aufgegeben, bis Ausfluss am unteren Rand der Säule auftrat. So konnte im selben Experiment das stationäre Auswaschen des Chlorids aus dem heterogenen Boden untersucht werden.

## Ergebnisse und Diskussion

Abb. 3 zeigt die Bromid-Durchbruchkurven der Experimente mit  $j^0 = 5 \text{ cm/h}$  (NF) und mit  $j^0 = 60 \text{ cm/h}$  (HF). Beide Durchbruchkurven beginnen bei verschiedenen großen Anfangskonzentrationen  $\bar{C}(0)$  und zeigen auch insgesamt einen unterschiedlichen Verlauf.

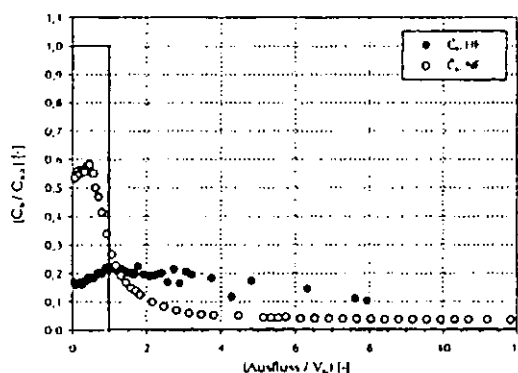


Abbildung 3: Durchbruchkurven für Bromid-Ionen. Kumulativer Ausfluss  $\bar{V}$  und Konzentration  $\bar{C}$  sind auf Volumen und Konzentration der Eingangslösung normiert. Die Durchgezogene Linie entspricht der Konzentrations-Randbedingung.

Bemerkenswert ist der anfängliche Anstieg und die bei kumulativen Ausflüssen  $\bar{V} > 0$  auftretenden Maxima. Für den Transport eines Tracers mit der Infiltrationsfront würde man ein Konzentrations-Maximum zu Beginn der Durchbruchkurven und einen sich anschließenden monotonen Abfall infolge von Dispersion erwarten. Man gelangt zu einem qualitativen Verständnis dieser charakteristischen Eigenschaft einer Infiltrations-Durchbruchkurve, wenn man in einem ersten, vereinfachenden Schritt die beiden Regionen des Bodens als mobil bzw. immobil auffasst. Im Bereich der Infiltrationsfront fließt das Wasser hauptsächlich entlang von

Gradienten im Matrixpotenzial in die feintexturierten Bereiche. Hinter der Infiltrationsfront stellt sich ein stationäres Fließfeld ein, das durch Gradienten im Gravitationspotenzial getrieben wird. Ein Stoffaustausch zwischen den unterschiedlich mobilen Regionen findet dann nur noch langsam statt. Der kurze Bromid-Puls wird dadurch aus der mobilen Region geradezu "abgesaugt" und im anschließenden stationären Transportregime sehr lange dort zurückgehalten.

Die unterschiedlichen Flüsse in den Transportexperimenten führen zur Ausbildung komplementärer hydraulischer Strukturen im Boden [Roth, 1995]. Im NF-Experiment ist das fein texturierte im HF-Experiment das grob texturierte Material besser leitend. Abb. 4 zeigt die mit SWMS\_2D [Šimúnek et al., 1995] simulierte vertikale Wasserflüsse in einem fortgeschrittenen Stadium der Infiltration. In beiden Experimenten hat die fein texturierte Region, die wir einmal mit der mobilen (NF) und das andere mal mit der immobilen Region identifizieren (HF), den höheren Wassergehalt. Deshalb ist der relative Wassergehalt der immobilen Region bezogen auf den Wassergehalt der mobilen Region im HF-Experiment größer als im NF-Experiment. Entsprechend erwarten wir einen stärker ausgeprägten "Absaug-Effekt". Dieser äußert sich tatsächlich in der kleineren Anfangskonzentration der Durchbruchkurve für Bromid im HF-Experiment.

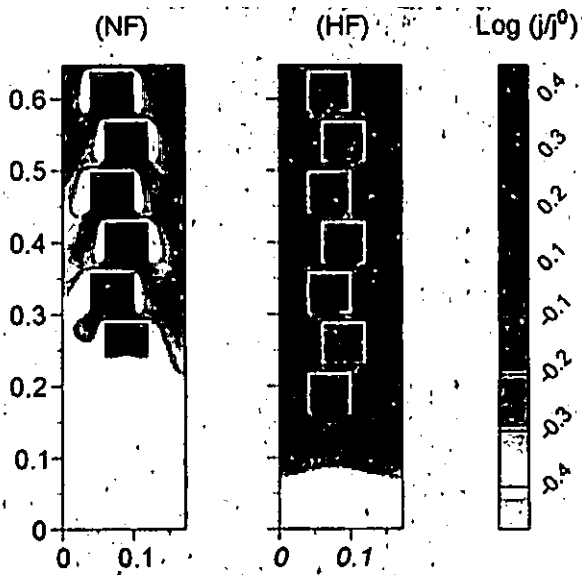


Abbildung 4: Mit SWMS\_2D simulierte vertikale Flüsse. Die oberen Fluss-Randbedingungen entsprechen denjenigen aus den Experimenten.

Abb. 5 zeigt die Chlorid-Durchbruchskurven. Sie sind sich viel ähnlicher als die Bromid-Durchbruchskurven derselben Experimente. Obwohl das Auswaschen des Chlorids bei quasi-stationärem Fluss erfolgt, lässt sich die Form der Kurven nicht ausschließlich im Rahmen des Konvektion-Dispersion-Konzeptes verstehen. Im NF-Experiment fällt die Durchbruchskurve zunächst schneller, dann langsamer ab als im HF-Experiment. In diesem Verlauf zeigt sich deutlich der Stofftransport innerhalb der unterschiedlichen Regionen. Der steile Abfall ist auf das vergleichsweise schnelle Auswaschen des Tracers aus der mobilen Region zurückzuführen. Der

spätere langsame Abfall der Konzentration entspricht hingegen dem langsamen Austausch zwischen mobiler und immobilter Region.

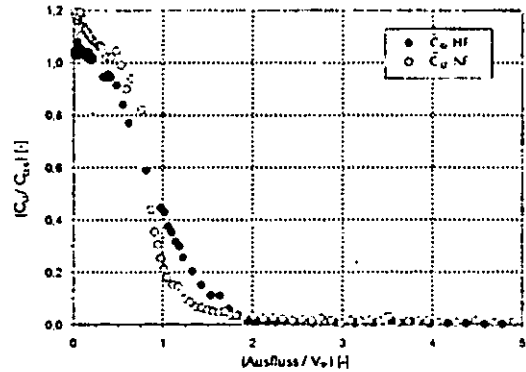


Abbildung 5: Durchbruchkurven für Chlorid-Ionen. Kumulativer Ausfluss  $V$  und Konzentration  $C$  sind auf Volumen und Konzentration der Eingangslösung normiert.

#### AUSBLICK

Derartige Prozesse können weitreichende Folgen, z. B. für den Schadstoffeintrag in natürliche Böden haben. Wird eine Substanz nach trockenen Bedingungen infiltriert, so dringt sie mit der Infiltrationsfront insbesondere in fein texturierte Bereiche. Durch die geringere Leitfähigkeit des feintexturierten Materials kann die transportierte Substanz unter Umständen sehr lange dort "gefangen" bleiben. Dadurch wird der Transport ins Grundwasser stark verzögert. Andererseits kann die hohe Konzentration eines toxischen Schadstoffes in den fein texturierten Bereichen zu Problemen führen. Die vorgestellten Experimente machen darüber hinaus deutlich, dass die Beregnungsstärke, neben den bekannten Einflüssen der Bodenstruktur, einen wesentlichen Faktor für das Verständnis von Stofftransport unter transienten Bedingungen darstellt.

#### ZITIERTE LITERATUR

Roth, K., 1995: Steady state flow in an unsaturated, two-dimensional, macroscopically homogeneous, miller-similar medium, *Water Resour. Res.*, 31, (9), 2127-2140.  
 Šimúnek, J., K. Huang and M. T. van Genuchten, 1995: The SWMS\_3D code for simulating water flow and solute transport in three-dimensional variably-saturated media, Research Report 139, U.S. Salinity Laboratory, USDA/ARS, Riverside, CA.

# Messung und Modellierung der Bodenwasserdynamik und der N<sub>2</sub>O-Emission an einem stauwasserbeeinflussten Hang im Schwarzwald

Marc Lamers<sup>1</sup>, Joachim Ingwersen<sup>1</sup> & Thilo Streck<sup>1</sup>

## Einleitung und Zielsetzung

N<sub>2</sub>O ist nach Wasser (H<sub>2</sub>O), Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>) und Methan (CH<sub>4</sub>) das wichtigste Treibhausgas. Es trägt zur Zeit zu ca. 5% zum anthropogenen Treibhauseffekt bei. Dabei wird der Beitrag der temperaten Wälder zum globalen N<sub>2</sub>O-Budget auf 7% (1,0 · 10<sup>9</sup> kg N a<sup>-1</sup>) geschätzt (IPCC, 2001).

Die bisher für Waldökosysteme verfügbaren N<sub>2</sub>O-Emissionsmodelle sind mit Ausnahme von Wetland-DNDC (Li et al., 2002) lediglich für terrestrische Bodentypen geeignet. Bei hydromorphen Böden, deren Anteil im Schwarzwald etwa 20% beträgt, sind sie hingegen nur eingeschränkt anwendbar.

Daher soll im Rahmen dieser Arbeit an einem durch Stauwasser beeinflussten Hangstandort untersucht werden, welche Bedeutung die Stauwasserdynamik für die Modellierung der N<sub>2</sub>O-Emission hat.

## Untersuchungsgebiet

Für die Untersuchung wurde ein 80-jähriger Fichtenstandort des Mittleren Schwarzwaldes (Wildmooswald, Gemeinde St. Märgen) ausgewählt. Das ca. 5 ha große Messgebiet erstreckt sich von einer Hochfläche (1010 m. ü. M.) ausgehend über einen nordexponierten, konvex-konkaven Hang mit einer durchschnittlichen Neigung von 4%.

Das subatlantisch geprägte Klima bedingt einen durchschnittlichen Jahresniederschlag von 1600 mm und eine Jahresmitteltemperatur von 6 °C.

Auf dem lehmig-steinigen periglazialen Schuttdecken der Würmeiszeit haben sich entlang eines Vernässungsgradienten folgende Bodentypen entwickelt (Abb. 1): Lockerbraunerde, Stagnogley, Moorstagnogley, Übergang(nieder)moor, Erdübergang(nieder)moor und (Hang-)Oxigley.

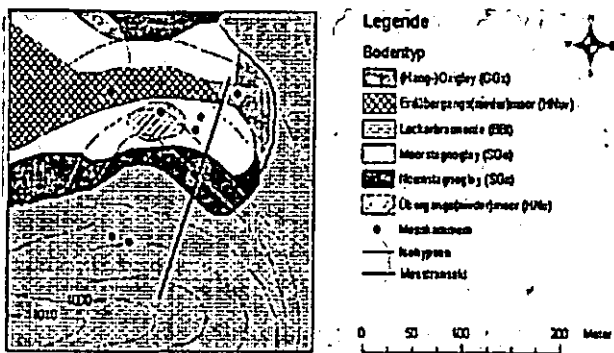


Abb. 1: Übersicht über die Bodentypen und Messpunkte des Untersuchungsgebietes (Bodenkarte digitalisiert auf Basis der Kartierung von Schmidt und Schuler, 1978).

<sup>1</sup> Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310), Fachgebiet Biogeophysik, Emil-Wolff-Str. 27, D-70599 Stuttgart  
email: mlamers@uni-hohenheim.de

## Material und Methoden

Zur Erfassung der Bodenwasserdynamik wurde von dem Kulminationspunkt des Untersuchungshanges ausgehend ein 163 m langes Transekt mit 10 Messprofilen angelegt. An jedem Profil wurden in 10, 20, 40 und 60 cm Tiefe TDR-Sonden (Campbell Scientific) und Tensiometer installiert. An den hydromorphen Standorten wird der Stauwasserstand mittels geschlitzter Rohre erfasst. Zusätzlich wird an allen Profilen der Bestandesniederschlag mit handelsüblichen Pluviometern gemessen (Beginn der Messreihe: Mai 2003). Mit einem Permeameter ("P1.87-1, Eijkelkamp) wurde im Labor anhand von Stechzylinderproben (100 cm<sup>3</sup>) für jeden Installationshorizont der 10 Profile der K<sub>s</sub>-Wert bestimmt.

Die N<sub>2</sub>O-Emission wird wöchentlich mit der „closed-chamber“-Methode gemessen (jeweils 2 Messkammern mit 1 m<sup>2</sup> Grundfläche pro Bodentyp (vgl. Abb.1)). Die Probenahme erfolgt hierbei jeweils 0, 30, 60 und 90 Minuten nach Schließen der Kammern. Für die Analyse der Gasproben im Labor wird ein Perkin-Elmer Autosystem Gas Chromatograph in Kombination mit einem HS 40XL Headspace Sampler verwendet.

## Verfügbare Modellkomponenten

Im Rahmen dieser Arbeit kommen drei Simulationsmodelle zur Anwendung:

1. PnET-N-DNDC (Li et al., 2001)

Hierbei handelt es sich um ein biogeochemisches Modell zur Simulation der C- und N-Umsetzungen in temperaten Wäldern unter besonderer Berücksichtigung der Freisetzung von gasförmigen Stickstoffverbindungen.

2. Hydrus-2D (Simunek et al., 1999)

Modell zur 2-D Simulation der Bodenwasserdynamik und des Stofftransports in heterogenen Böden.

3. Wetland-DNDC (Li et al., 2002)

Dieses Modell koppelt PnET-N-DNDC und FLATWOODS (Sun, 1995) zur punktuellen und flächenhaften Simulation der C- und N- Umsetzungen grund- und stauwasserbeeinflusster Böden.

## Parametrisierung

Bei der Modellierung mit PnET-N-DNDC wurden folgende Eingabeparameter verwendet:

Tab. 1: Eingabeparameter für die Modellierung mit PnET-N-DNDC.

Parameter	Braunerde	(Hang-)Oxigley
Breitengrad [°]	48	48
Baumart	Fichte	Fichte
Baumalter [Jahre]	82	82
Humusart	Moder	Moder
Bodenart	sandiger Lehm	sandiger Lehm
Tongehalt [%]	19	18
Lagerungsdichte [g/cm <sup>3</sup> ]	0,7	0,75
pH-Wert (Humus)	2,9	2,8
pH-Wert (Boden)	3,4	3,5
C <sub>org</sub> [%] 5 cm Tiefe	10	9
C <sub>org</sub> [%] 30 cm Tiefe	5	4,3
Bodenfruchtbarkeit	"less saturated"	"less saturated"
N im Regen [ppm]	0,5	0,5

### Erste Modellergebnisse

Zunächst wurde überprüft, ob das Modell PnET-N-DNDC für die Simulation der N<sub>2</sub>O-Emission im Untersuchungsgebiet geeignet ist. Als Datengrundlage dienten hierfür Messergebnisse von Fiedler et al. (2002). Abb. 2 zeigt, dass bei der Braunerde zumindest für Kammer A eine gute Übereinstimmung von gemessenen und simulierten Werten erreicht werden konnte. Bei den stauwasserbeeinflussten Böden variieren die Modellergebnisse allerdings sehr stark in Abhängigkeit vom gewählten Stauwasserflurabstand, der in PnET-N-DNDC als zeitlich konstant angenommen wird.

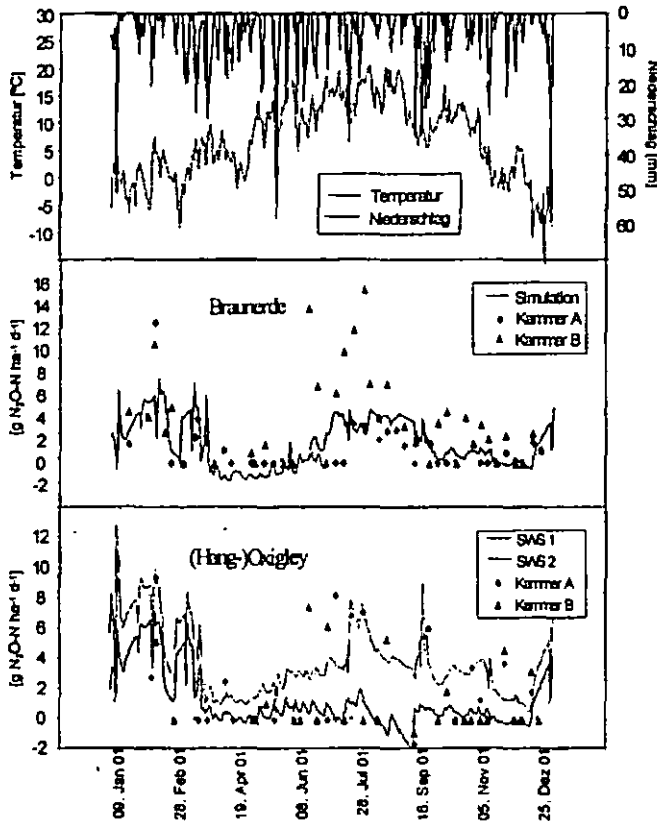


Abb. 2: Modellierung der N<sub>2</sub>O-Emission an zwei ausgewählten Standorten. Um die Sensitivität des Modells auf den Stauwasserstand (SWS) zu testen, wurden für den Oxigley zwei Simulationen mit unterschiedlichem SWS durchgeführt (SWS 1=30 cm, SWS 2=100 cm) (Messdaten von FIEDLER et al., 2002).

### Schlussfolgerung und Ausblick

Bei der Simulation der N<sub>2</sub>O-Emission an stauwasserbeeinflussten Standorten ist es notwendig, die Wasserdynamik bei der Modellierung zu berücksichtigen. Deswegen soll zukünftig ein Bodenwasserhaushaltsmodell, das sowohl die am Untersuchungsstandort auftretenden vertikalen als auch die lateralen Wasserflüsse simuliert, in die Modellierung mit einbezogen werden. Auf diese Weise kann die für die N<sub>2</sub>O-Emission sensitive Variable „Stauwasserstand unter Flur“ bei der Simulation berücksichtigt werden.

### Literatur

- LI, C., LI, H., SUN, G., TRETTIN, C.C. and Y. ZHANG: An integrated model of soil, hydrology and vegetation for carbon dynamics in wetland ecosystems. *Global Biogeochem. Cycles*, Vol. 16, Nr. 4, 2002.
- ABER, J., BUTTERBACH-BAHL, K., LI, C., PAPAN, H. and C.F. STANGE: A process-oriented model of N<sub>2</sub>O and NO emissions from forest soils: 1. Model development. *J. Geophys. Res.*, 105, 4369-4384, 2000.
- LI, C., FROLKING, S., and T.A. FROLKING: A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 1. Model structure and sensitivity. *J. Geophys. Res.*, 97, 9759-9776, 1992.
- FIEDLER, S., JAHN, R., JUNGKUNST, H.P.F., KLEBER, M. and K. Stahr: Linking soil classification and soil dynamics – pedological and ecological perspectives. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 165(4), 2002.
- SCHMIDT, J. and R. SCHULER: Die Bodengesellschaften im Gebiet der Weisstannenhöhe bei Breitnau. Diplomarbeit am Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Universität Freiburg, 1978.
- SIMUNEK, J., SEJNA, M. and M. TH. van GENUCHTEN: Simulating water flow and solute transport in two-dimensional variability saturated media. Manuel, IGWMC – TPS 53C, 1999.
- STANGE, C.F.: Entwicklung und Anwendung eines prozessorientierten Modells zur Beschreibung der N<sub>2</sub>O- und NO-Emission aus Böden temperater Wälder. *Dissertation, Schriftenreihe des Fraunhofer Instituts für atmosphärische Umweltforschung*, 96, 2000.
- SUN, G., RIEKERK, H. and N.B. COMERFORD: Flatwoods – A distributed hydrologic simulation model for florida pine flatwoods. *Soil and Crop Sciences Society of Florida, Proc.* 55, 1995.

## **Der Einfluss hydrophober Porenoberflächen auf die Variabilität der hydraulischen Leitfähigkeit und des mobilen Wassergehaltes in einem sandigen Podsol unter Kiefernwald**

Axel Lamparter<sup>1</sup>, M. Deurer<sup>2</sup>, W. H. M. Duijnsveld<sup>3</sup>,  
J. Bachmann<sup>2</sup>

### **Einleitung**

Hydrophobe Porenoberflächen können den Wasser- und Stofftransport in Böden beeinflussen. Präferentielle Flüsse reduzieren die Aufenthaltszeit von Wasser und darin gelösten Stoffen in der ungesättigten Zone des Bodens und erhöhen somit die Gefahr einer Grundwasserkontamination durch diese Stoffe. Vorherige Experimente haben gezeigt, dass sowohl hydrophobe Porenoberflächen als auch präferentielle Flüsse am Versuchsstandort messbar sind (Deurer et al., 2001).

### **Ziel der Arbeit ist:**

- 1) zu klären, ob die Variabilität der hydraulischen Eigenschaften eine Funktion der hydrophoben Eigenschaften ist.
- 2) zu klären, ob das Ausmaß des präferentiellen Flusses durch die Charakterisierung der Hydrophobie und deren Variabilität vorhergesagt werden kann.

### **Material und Methoden**

Die Freilandmessungen wurden im Spätherbst in einem sandigen Podsol unter Kiefernforst im Fuhrberger-Feld nördlich von Hannover durchgeführt. An je vier Positionen in drei Horizonten (Aeh, Ae, Bsh) wurde mit einem Doppelring-Tensionsinfiltrometer die hydraulische Leitfähigkeit nahe der Sättigung gemessen. Vor der Leitfähigkeitsmessung wurde die aktuelle Hydrophobie der Infiltrationsfläche mit dem *water drop penetration times test* (WDPT, Bisdom et al., 1993) bestimmt. Nach der Infiltration wurden auf einem Transekt im 5 cm Abstand kleine Stechzylinder (ca. 8 cm<sup>3</sup>) genommen und deren Dichte und Wassergehalte bestimmt. Durch die Zugabe eines konservativen Tracers (LiBr, 640 ppm) zum infiltrierenden Wasser konnte der Wassergehalt in einen mobilen und immobilen Anteil differenziert werden (Angulo-Jaramillo et al., 1996). Dadurch kann auf einen möglicherweise auftretenden präferentiellen Fluss geschlossen werden. Zusätzlich wurden konzentrisch um die kleinen Stechzylinder je ca. 3-4 g

Bodenmaterial für die Bestimmung der aktuellen und potentiellen Hydrophobie im Labor entnommen. Die aktuelle Hydrophobie wurde mit dem WDPT-Test an den feldfeuchten Proben bestimmt. Die potentielle Hydrophobie an luftgetrockneten mit dem WDPT-Test, der *capillary-rise method* (CRM, Michel et al., 2001) und der *wilhelmy plate method* (WPM, Ramé, 1997).

In Vorversuchen wurde ein möglicher Einfluss des verwendeten Tracers auf die gemessenen Kontaktwinkel geprüft. Es konnte kein signifikanter Unterschied der Kontaktwinkel beobachtet werden.

An jeweils zwei Positionen pro Horizont wurde die Infiltrationsrate von Wasser und anschließend von Ethanol bestimmt. Die Ethanolinfiltrationsrate wird auf Grund der Materialeigenschaften des Ethanols nicht von den hydrophoben Porenoberflächen beeinflusst. Unterschiede in den Infiltrationsraten zeigen demnach, unter Berücksichtigung der Materialeigenschaften von Wasser und Ethanol, den Einfluss der Hydrophobie.

### **Ergebnisse, Diskussion und Schlußfolgerung**

#### **1) Ist die Variabilität der hydraulischen Eigenschaften eine Funktion der hydrophoben Eigenschaften?**

Die hydraulische Leitfähigkeit wurde nicht an exakt den gleichen Tensionen gemessen. Zur besseren Vergleichbarkeit wurden die Daten an die van Genuchten Gleichung gefittet. Die Parameter alpha und n der Gleichung wurden aus vorhergehenden Untersuchungen am gleichen Standort benutzt, sodass nur Ks angepasst wurde (Deurer et al., 2001). Die so ermittelten gesättigten hydraulischen Leitfähigkeiten stimmen gut mit aus der Textur abgeleiteten Werten überein (AG Boden, 1994). Die mittleren gesättigten hydraulischen Leitfähigkeiten sind am höchsten im Ae-Horizont. Hier schwanken die ermittelten Ks-Werte am meisten. Ein immobil Wasseranteilsanteil konnte nur im Ae-Horizont entdeckt werden. Im Ae- und Bsh-Horizont war der gesamte Wasseranteil mobil.

Die Infiltrationsraten von Ethanol waren in allen Horizonten höher als die von Wasser. Dies zeigt, dass die Hydrophobie einen Einfluss auf die hydraulische Leitfähigkeit am Standort besitzt. Unterschiede zwischen den Infiltrationsraten von Ethanol können nicht durch die Hydrophobie erklärt werden. Es wirken demnach auch andere Faktoren leitfähigkeitsbeeinflussend. Die gemessenen Unterschiede stehen auch nicht im Zusammenhang mit der jeweils ermittelten Dichte. Sie könnten durch eine unterschiedliche Porengeometrie und -konnektivität verursacht werden.

<sup>1</sup>: Fachhochschule Osnabrück, Osnabrück  
Kontakt: [alamparter@hotmail.com](mailto:alamparter@hotmail.com)

<sup>2</sup>: Institut für Bodenkunde, Universität Hannover, Hannover

<sup>3</sup>: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe,  
Hannover

Die gemessene Hydrophobie fällt weniger stark aus als in vorhergehenden Untersuchungen am selben Standort (Deurer et al., 2001). Die Persistenz der Hydrophobie ist, wie an den relativ kurzen WDPT-Zeiten zu erkennen, sehr gering und liegt bei jeder Messung deutlich unter der Zeit, die für die Infiltrationsmessung benötigt wurde. Trotzdem hat die Hydrophobie, wie die Ethanolinfiltration beweist, einen deutlichen Effekt auf die Infiltrationsrate.

Der in der Literatur beschriebene Zusammenhang zwischen aktueller und potentieller Hydrophobie kann in dieser Arbeit nicht bestätigt werden. Die Relevanz der im trockenen Zustand gemessenen potentiellen Hydrophobie für die hydraulischen Eigenschaften in-situ ist nicht klar. Durch die relativ kurzen WDPT<sub>aktuell</sub> Zeiten am Standort bleiben geringe Unterschiede der Hydrophobie auf Grund der geringen Auflösung der Messmethode verborgen. Wie die Ethanolinfiltration zeigt, haben diese geringen Unterschiede einen Einfluß auf das Infiltrationsverhalten von Wasser. Es wird daher eine Methode benötigt, um geringe Unterschiede der aktuellen Hydrophobie ausreichend genau differenzieren zu können.

In dieser Arbeit kann keine Korrelation zwischen den auf verschiedenen Skalen ermittelten Ergebnissen gefunden werden. Es existiert kein Zusammenhang zwischen der aktuellen (WDPT) bzw. der potentiellen (WDPT, WPM, CRM) Hydrophobie des Boden und seiner gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit ( $K_s$ ) (s. Abb. 1A). Die gemessene Hydrophobie hatte auch keinen messbaren Einfluss auf den Wassergehalt bzw. dessen mobilen Anteil (s. Abb. 1B). Auch der mobile Wassergehaltsanteil steht in keinem systematischen Zusammenhang mit der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit.

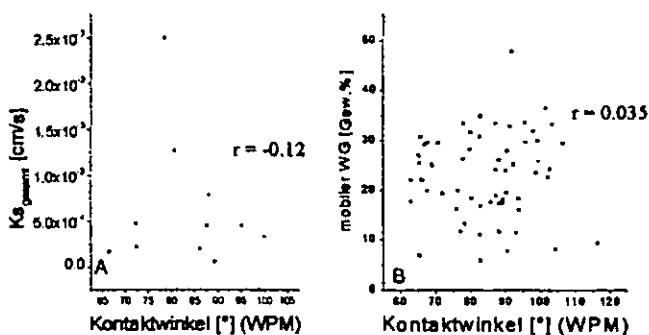


Abb. 1: A Beziehung zwischen den mit WPM gemessenen Kontaktwinkel und der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit ( $K_s$ ) ( $n=12$ ), B Beziehung zwischen den mit WPM gemessenen Kontaktwinkel  $n$  und dem mobilen Wassergehaltsanteil ( $n=60$ ).

## 2) Kann das Ausmaß des präferentiellen Flusses durch die Charakterisierung der Hydrophobie und deren Variabilität vorhergesagt werden?

In dieser Arbeit konnte kein präferentieller Fluss anhand von hohen immobilen Wassergehalten entdeckt werden. Dies steht im Widerspruch zu den Ergebnissen vorheriger Messungen am selben Standort (Deurer et al., 2001). Während in diesem Experiment nahezu alles Wasser mobil ist und somit kein präferentieller Fluss zu erkennen ist, konnte in einem vorhergehenden Experiment auf einer größeren Skala (10 m) unter natürlichen Randbedingungen präferentiell fließendes Wasser entdeckt werden (Deurer et al., 2001).

Die in diesem Versuch durch die Tensionsinfiltrometrie geänderten Randbedingungen und die verschiedenen Skalen der Messungen könnten dieses Phänomen erklären. Die Infiltrationsscheibe zwingt den darunterliegenden Boden zur Benetzung. Unter "natürlichen" Randbedingungen wäre diese Stelle möglicherweise durch geringe Unterschiede der Hydrophobie umflossen und somit nicht benetzt worden.

Wir schlußfolgern, dass die transportrelevanten Materialeigenschaften nicht unabhängig von den Randbedingungen und der räumlichen Skala gemessen, parameterisiert und korreliert werden können.

Anhand der in diesem Versuch verwendeten Methoden zur Charakterisierung der Hydrophobie kann daher nicht das Ausmaß eines auftretenden präferentiellen Flusses vorhergesagt werden.

## Literatur

- Angulo-Jaramillo, R., Gaudet, S. P., Thony, J.-L., Vaucine, M. (1996): Measurements of hydraulic properties and mobile water content of a field soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60, 710-715.
- AG Boden, *Bodenkundliche Kartieranleitung*, 4. Aufl., Hannover, 1994.
- Bisdorf, E. B. A., Dekker, L. W., Schoute, J. F. T., (1993): Water repellency of sieve fractions from sandy soils and relationships with organic material and soil structure, *Geoderma*, 56, 105-118.
- Deurer, M., Duijnsveld, W. H. M., Böttcher, J., Klump, G., (2001): Heterogeneous solute flow in a sandy soil under a pine forest: Evaluation of a modeling concept, *J. of Plant Nutr. Soil Sci.*, 164, 601-610.
- Michel, J.-C., Révière, L.-M., Fontaine, M.-N., (2001): Measurement of the wettability of organic materials in relation to water content by the capillary rise method. *Europ. J. of Soil Sci.*, 52, 459-467.
- Ramé, E. (1997): The interpretation of dynamic contact angles measured by the wilhelmy plate method. *J. of Colloid and Interface Science*, 185, 245-251.



# Mikrobieller Abbau von DOC und DON in Sickerwässern quartärer und tertiärer Kippsubstrate

Landgraf, D.\*, Gast, M. & M. Haubold-Rosar

## Einleitung

Ein grundlegendes Ziel in der Rekultivierung von bergbaulich in Anspruch genommenen Landschaften ist die Wiederherstellung nutzbarer Böden. Dabei nimmt der Aufbau eines ausgewogenen Humus- und Nährstoffhaushaltes eine Schlüsselrolle ein. Als Indikator dafür kann der organische C und N (SOC, SON) im Boden gesehen werden. Der vertikale Transport und Verlust von SOC und SON aus Böden ist umfangreich dokumentiert (u.a. Burke et al., 1989, Davidson u. Ackermann, 1993). Mikrobiologisch abbaubarer C und N (BDOC, BDON) spielte in den letzten Jahren sowohl im Trinkwassermanagement (Servais et al., 1995) als auch in der Bodenkunde (Jandl u. Sollins, 1997) eine bedeutende Rolle. Eine im Winterhalbjahr 2002/03 durchgeführte Untersuchung soll Aufschluss geben über: I) die Höhe der Austräge von organischem C und N, II) den Anteil des BDOC und BDON am Austrag der organischen Substanz und III) den Austrag mineralischer N-Fractionen. Neben den im Niederlausitzer Revier typischen Kippsubstraten tertiären und quartären Ursprungs wurde ein in der Region verbreiteter Ackerboden (BBp-PP) untersucht.

## Material und Methoden

- Schwerkraftlysimeter (Grundfläche: 1 m<sup>2</sup>, Höhe der Bodensäulen: 3 m),
- seit 1994 typische Rekultivierungsfruchtfolge (Raps/Roggen/Raps/Luzernegras/Luzernegras/Weizen/ Gerste,
- es wurden vier verschiedene Varianten untersucht:
  - Kippboden aus tertiärem Substrat (K-tert),
  - Kippboden aus quartärem Substrat (K-quart),
  - Ackerbraunerdepodsol (B-nat),
  - Ackerbraunerdepodsol mit einmaligem Auftrag (1994) von Klärschlamm (25 t TS/ha) und Kohletrübe (100 t TS/ha) (B-KS/KT),
- die Probenahme des Sickerwassers erfolgte von Oktober 2002 bis März 2003,

Tab. 1: Bodenchemische Eigenschaften der in den Lysimetern eingesetzten Substrate

Variante	Substrat (nach KA4)	pH-Wert (CaCl <sub>2</sub> )	C <sub>t</sub> N <sub>t</sub> S <sub>t</sub>		
			-----%		
K-quart	oj-ss(q)	6,4	<0,01	0,005	<0,1
K-tert	oj-(x)ls(t)	2,1/5,0 <sup>1)</sup>	0,39	0,063	3,2
B-nat	BBp-PP	5,4	<0,01	0,111	1,7

<sup>1)</sup> Nach Grundmelioration mit Braunkohlensche bis 1m Bodentiefe

\* Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e. V. Finsterwalde, Brauhausweg 2, 03238 Finsterwalde

- pro Variante wurden 2 (K-quart) bis 6 (K-tert) Lysimeter beprobt,
- alle Werte beruhen auf Doppelbestimmung,
- zur Bestimmung des DOC und DON kam ein multi-NC-Analysator (Fa. Jena Analytik) zum Einsatz,
- für die Berechnung des mikrobiell verfügbaren gelösten organischen Kohlenstoffs (BDOC) und Stickstoffs (BDON) wurde eine Inkubationsmethode in Anlehnung an Corre et al. (1999) herangezogen,
- zur Bestimmung signifikanter Unterschiede zwischen den verschiedenen Varianten wurde der Mann-Whitney-U-Test verwendet.

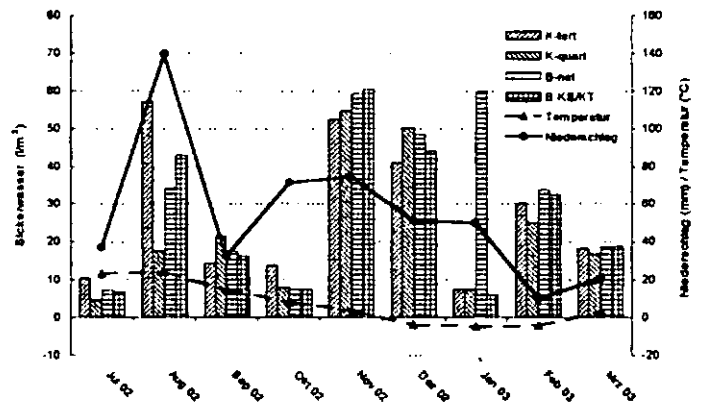


Abb. 1: Lufttemperatur, Niederschlag und Sickerwassermengen der Varianten

## Ergebnisse

- Die Austräge an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) waren mit Medianwerten von 30-40 ppm unter tertiärem Material signifikant ( $p \leq 0,001$ ) höher als unter quartärem Material bzw. dem Ackerboden (Abb. 2a).
- Unter quartärem Kippsubstrat wurden signifikant ( $p \leq 0,001$ ) höhere Austräge an DON festgestellt als unter tertiärem Material (Abb. 2b).
- Während die Konzentrationen an DOC von Okt. 02 bis März 03 in allen Varianten sukzessive abnahmen, wurde beim DON eine Zunahme verzeichnet (Abb. 2a, b).
- Im Untersuchungszeitraum konnte in keiner Variante biologisch abbaubarer C (BDOC) im Sickerwasser nachgewiesen werden.
- Im Ackerboden konnte biologisch abbaubarer N (BDON) nachgewiesen werden, welcher zum März 03 hin signifikant zunahm ( $p \leq 0,001$ ) und Gehalte von über 70 % des DON erreichte (Abb. 3).
- Im Lysimeterwasser der tertiären Kippsubstrate wurden mit ca. 20 ppm signifikant höhere  $\text{NH}_4^+$ -N-Konzentrationen ( $p \leq 0,001$ ) festgestellt als in den anderen Varianten (Abb. 2c).

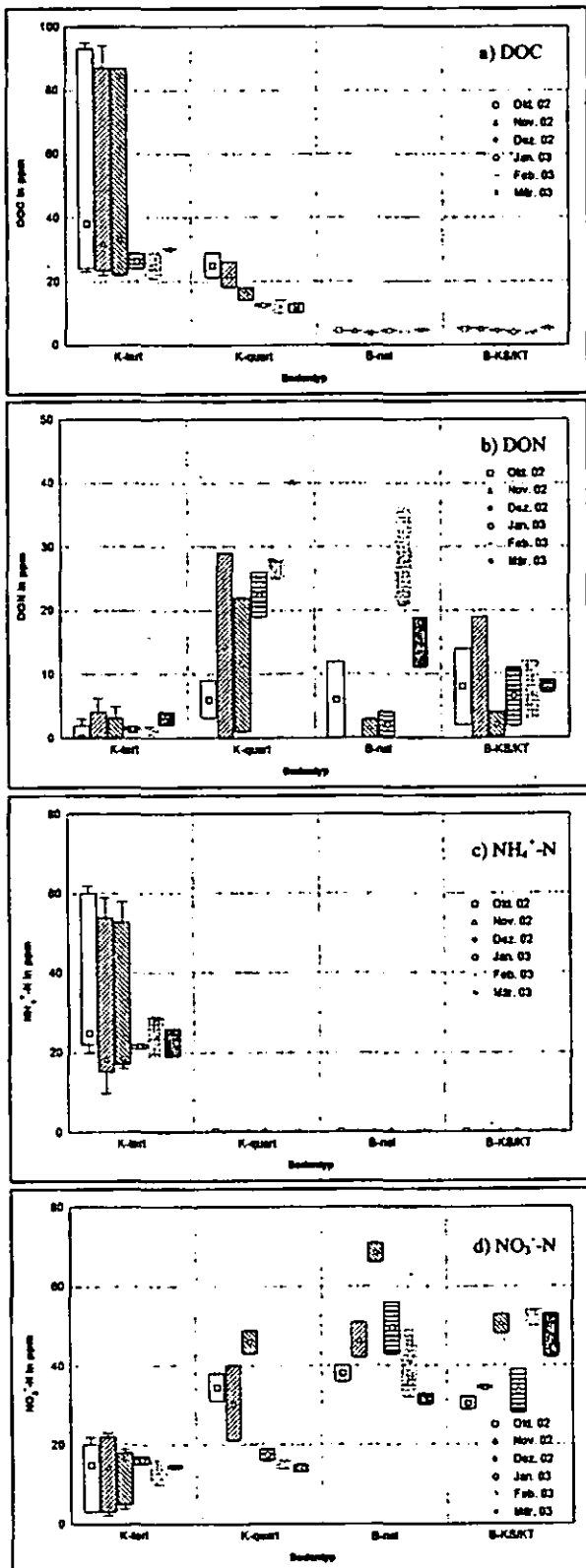


Abb. 2a-d: Zeitlicher Verlauf der DOC-(a), DON-(b),  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ -(c) und  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ -Konzentrationen (d) im Lysimeterwasser der Varianten

Im Gegensatz dazu wurden im Lysimeterwasser tertiärer Substrate die geringsten Nitratgehalte nachgewiesen (Abb. 2d). Die signifikant höchsten Nitratausträge wurden im natürlichen Boden festgestellt (Abb. 2d).

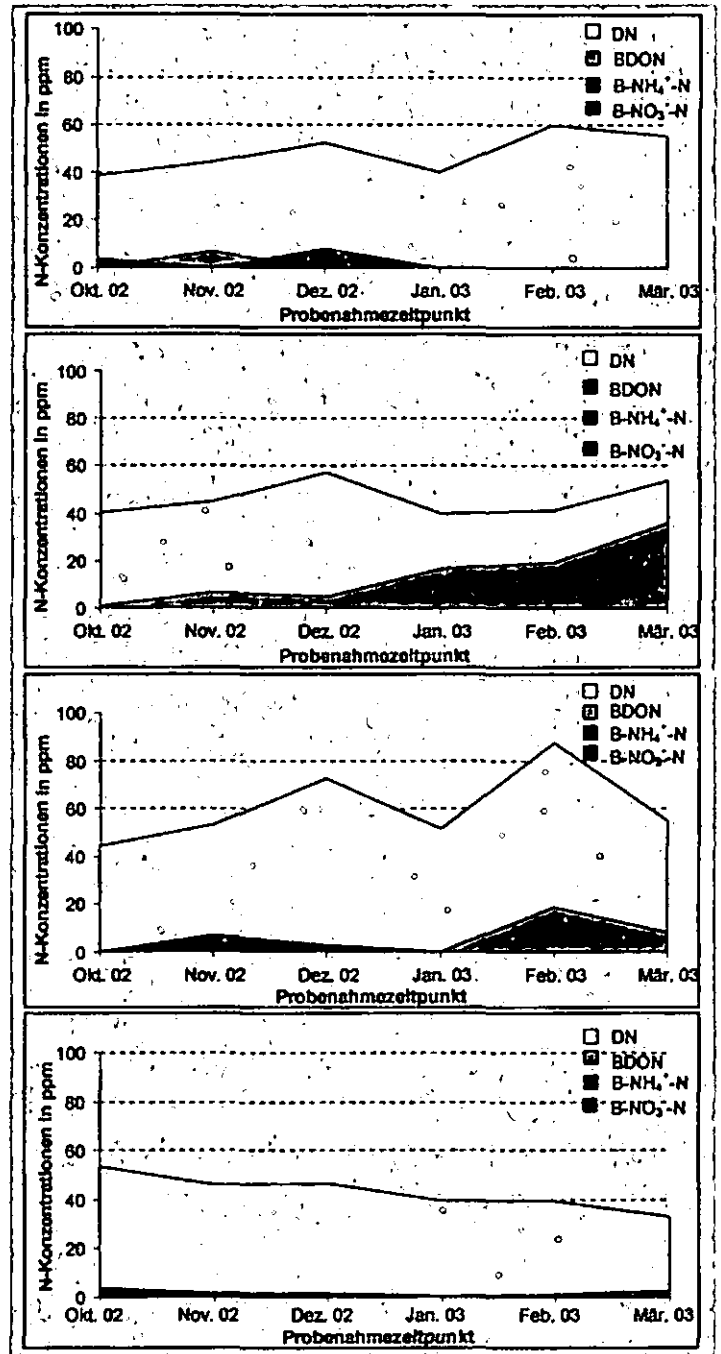


Abb.3: Konzentrationen an gelösten N (DN), biologisch abbaubarem N (BDON) in Sickerwässern aus tertiärem und quartärem Kippsubstrat sowie Ackerboden ohne bzw. mit Klärschlamm / Kohletrübeapplikation

**Literatur**

Corre, M.D., Schnabel, R.R. and J.A. Shaffer (1999): Evaluation of soil organic carbon under forests, cool-season and warm-season grasses in the northeastern US. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 1531-1539

Burke, L.C., Yonker, C.M., Parton, V.V.J., Cole, C.V., Flach, K. and D.S. Schimel (1989): Texture, climate and cultivation effects on soil organic matter content in US grassland soils. *Soil Science Society of America Journal* 53, 800-805

Jandl, R. and P. Sollins (1997): Water-extractable soil carbon in relation to the belowground carbon cycle. *Biology and Fertility of Soils* 25, 196-201

Davidson, E.A. and I. Ackerman (1993): Changes in soil organic carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry* 20, 161-193

# Modellierung der Rissdynamik in tonigen Böden

A. Leopold, H. Hoffmann, H.-J. Vogel<sup>1</sup> und K. Roth

In diesem Beitrag wird ein 2-dimensionales Strukturmodell für die Dynamik der Rissmuster an der Oberfläche toniger Substrate vorgestellt. Dabei werden die wesentlichen physikalischen Prozesse der Rissbildung reproduziert, was mit lediglich zwei Parametern möglich ist: die Heterogenität des Materials und die innere Reibung. Die modellierten Rissmuster werden quantifiziert und können so mit experimentellen Daten verglichen werden. Die dafür angewandten Methoden werden in einem anderen Beitrag [Vogel et al., 2003] besprochen.

## Einleitung

Bei der Modellierung der Rissdynamik in tonigen Böden sollten die zugrundeliegenden physikalischen Prozesse in möglichst guter Näherung reproduziert werden. Das Reißen ist die Konsequenz einer langsamen Kontraktion des Materials aufgrund der Abnahme des Wassergehaltes. Dabei nehmen die lokalen Spannungen langsam zu, bis an Schwachstellen eine Bruchschwelle überschritten wird. Ein dort entstehender Riss beeinflusst die Spannungsverteilung in seiner unmittelbaren Umgebung: Die grösste Spannung ist an der Spitze des Risses zu erwarten; die Spannung senkrecht zum entstehenden Riss wird abgebaut, während sie parallel zum Riss erhalten bleibt. Eine Konsequenz aus dieser Spannungsverteilung ist eine spontane Fortsetzung des Risses an seiner Spitze in einem positiv rückgekoppelten Prozess. Ausserdem wird bei der Verzweigung eines Risses ein Winkel von 120° energetisch am günstigsten, beim Auftreffen eines Risses auf einen bereits bestehenden ein Winkel von 90°. In Abhängigkeit von verschiedenen Materialeigenschaften bilden sich charakteristische Rissmuster, wobei die Heterogenität des Materials und seine plastischen Eigenschaften von entscheidender Bedeutung sind. Im Folgenden wird ein dynamisches Modell vorgestellt, das die charakteristische Phänomenologie der Rissbildung beschreibt.

## Das Modell

Wir modellieren die Oberfläche eines schrumpfenden Materials mit einem regelmässigen Dreiecksgitter. Dabei ist jeder Knoten mit seinen sechs unmittelbaren Nachbarn über eine Hooksche Feder verbunden. Wie in Abb. 1 veranschaulicht, ist die anziehende Federkraft zwischen zwei Knoten  $x_i$  und  $x_j$  gegeben durch

$$F_{i,j} = K_{i,j}(|\vec{x}_i - \vec{x}_j| - \lambda),$$

wobei  $K_{i,j}$  die Federkonstante und  $\lambda$  die Ruhelänge der Feder darstellt. Die Austrocknung wird simuliert, indem die Ruhelänge  $\lambda$  sukzessive verkleinert wird, was

die Federspannung langsam erhöht. Übersteigt die Spannung einen kritischen Wert  $F_{T,i,j}$ , bricht die Feder. Als Konsequenz bewegen sich die Knoten auseinander wobei eine Reibungskraft  $\epsilon$  überwunden werden muss. Bei dieser Relaxation der Knoten in Richtung eines neuen Gleichgewichtszustandes steigt die Spannung an den unmittelbar benachbarten Federn, d.h. an den Risspitzen, während die restlichen Federn entlastet werden. Damit ist die Wahrscheinlichkeit, dass sich ein initialisierter Riss an seiner Spitze weiterentwickelt sehr gross.

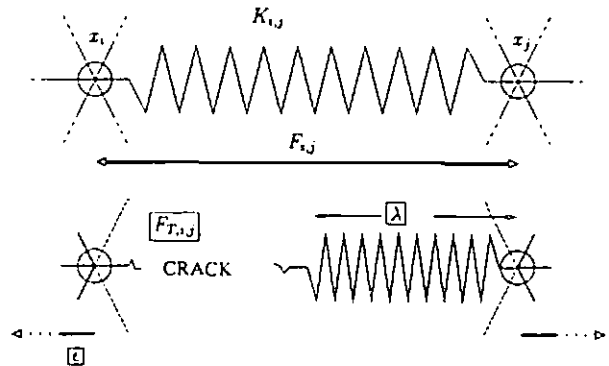


Abbildung 1: Hooksche Feder zwischen zwei Knoten.

Ein Beispiel für einen wachsenden Riss zeigt Abb. 2. Hier wird auch ersichtlich, dass beim Aufeinandertreffen zweier Risse ein Winkel von 90° am wahrscheinlichsten ist, wohingegen bei der Verzweigung eines Risses aufgrund lokaler Heterogenitäten ein Winkel von 120° das energetisch Günstigste darstellt.

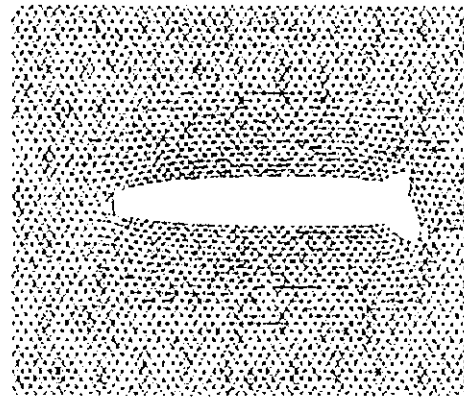


Abbildung 2: Entstehender Riss in einem Dreiecksgitter aus Hookschen Federn.

Um eine mikroskopische Heterogenität des Materials zu berücksichtigen wurden die Bruchschwellen  $F_{T,i,j}$  als variabel angenommen und zufällig auf das Gitter verteilt. Damit kann über die Varianz  $\sigma_T^2$  der Bruchschwellen  $\sigma_T$  die Heterogenität des Materials eingestellt werden. Ein zweiter freie Modellparameter ist die Reibung  $\epsilon$  der Knoten am Untergrund. In Abhängigkeit dieser beiden Parameter bildet sich ein charakteristisches Rissmuster. In Abb. 3 sind zwei verschiedene Stadien der Rissbildung zusammen mit den lokalen Spannungen innerhalb des Federgitters dargestellt. Die maximalen Spannungen befinden sich an den Spitzen der Risse und im Zentrum der Aggregate, wo dann auch neue Risse entstehen.

<sup>1</sup>Institut für Umweltp Physik, Universität Heidelberg  
Im Neuenheimer Feld 229, D-69120 Heidelberg  
email: h.j.vogel@iup.uni-heidelberg.de

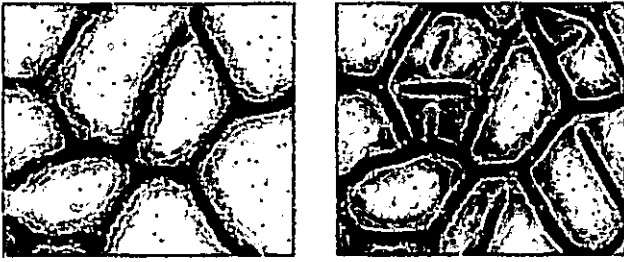


Abbildung 3: Verschiedene Stadien der Rissbildung (schwarz) in einem Dreiecksgitter aus Hookschen Federn. Die Grauwerte entsprechen der lokalen Federspannung.

### Simulationen

Im Folgenden wird das Modellverhalten für verschiedene Parameterkonfigurationen von  $\sigma_T^2$  und  $\epsilon$  veranschaulicht (Abb. 4).

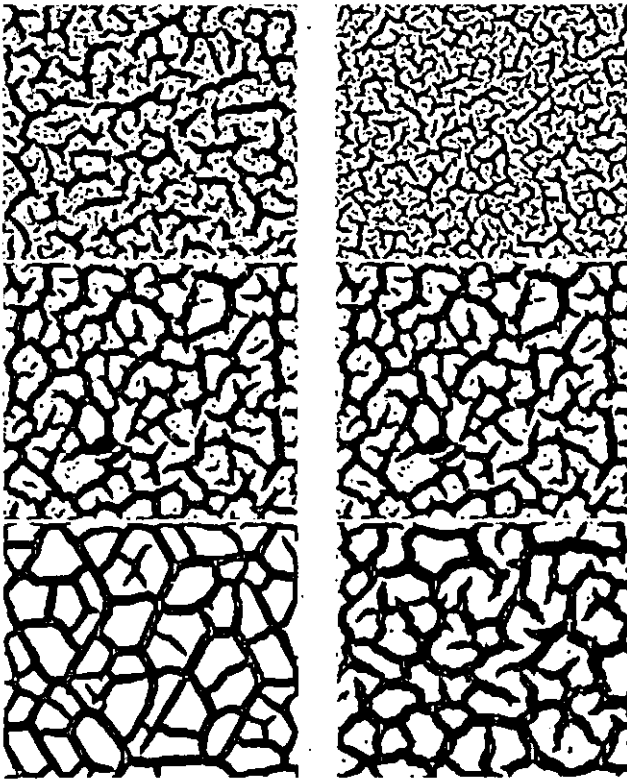


Abbildung 4: Realisierungen von Rissmustern bei nach oben zunehmender Heterogenität (linke Spalte) und zunehmender Reibung (rechte Spalte).

Mit zunehmender Heterogenität,  $\sigma_T^2$ , werden die einzelnen Risse unabhängiger, das Rissmuster wird unregelmässiger. Unterschreitet die Varianz einen kritischen Wert wird das zugrundeliegende hexagonale Gitter sichtbar. Mit zunehmender Reibung wird der Einflussbereich einzelner Risse kleiner, die Rissweite nimmt ab und das Rissmuster wird feingliedriger.

Eine quantitative Beschreibung der verschiedenen Rissmuster und ihrer Dynamik liefern die Minkowskifunktionale – Rissfläche, Längendichte der Rissgrenzlinien und Anzahldichte (Eulerzahl) der Risse – als Funktion der Zeit (vergl. Vogel et al. [2003]). Sie sind für die verschiedenen Simulationen in Abb. 5 dargestellt.

Über die beiden Parameter kann ein breites Spektrum verschiedener Rissmuster generiert werden, deren Dy-

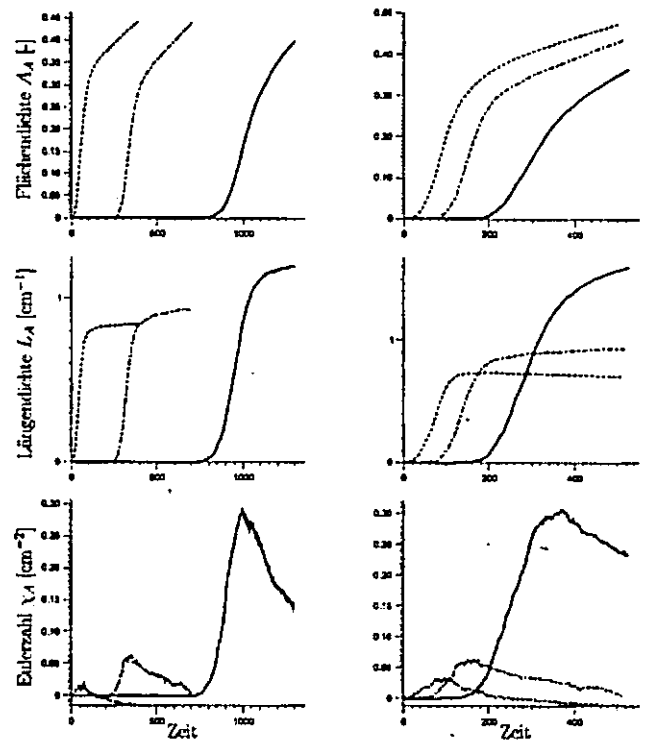


Abbildung 5: Dynamik der Minkowskifunktionale für die Realisierungen in Abb. 4 mit verschiedener Heterogenität (linke Spalte, zunehmend mit Strichlänge) und Reibung (rechte Spalte, zunehmend mit Strichlänge). Die Zeit entspricht den Schritten für die Verkürzung der Federruhelängen im Modell.

namik den experimentellen Ergebnissen entspricht (vergl. Vogel et al. [2003]). Die Rissfläche steigt zu Beginn während der Rissbildung stark an, dann, während der Schrumpfung der Aggregate, langsamer. Ähnlich verhalten sich die Grenzlinienlängen, sie gehen während der Schrumpfung zum Teil sogar zurück. Zunächst bilden sich einzelne Risse (positive Eulerzahl), die sich dann zu einem Netz verbinden (abnehmende Eulerzahl).

### AUSBLICK

Das hier vorgestellte Modell reproduziert wesentliche, in Experimenten beobachtbare Phänomene der Rissdynamik, da die zugrundeliegenden physikalischen Prozesse in guter Näherung dargestellt werden. Es hat damit das Potenzial, wichtige Strukturparameter für Transportmodelle in quell-schrumpfenden Böden zu liefern. Eine solche Kopplung von Struktur und Transport ist ein vielversprechender Schritt für die funktionelle Charakterisierung solcher Böden.

### ZITIERTE LITERATUR

Vogel, H.-J., A. Leopold and K. Roth, 2003: Charakterisierung der Dynamik von Rissmustern in tonigen Böden, *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. (in diesem Band)*

## WASSER- UND STOFFHAUSHALT TEILVERSIEGELTER URBANER BÖDEN BERLINS

Thomas Nehls, Heiner Stoffregen und  
Gerd Wessolek

### Einführung

117 Hektar Land werden in Deutschland täglich versiegelt. Dadurch sinken in den entsprechenden Gebieten die Grundwasserneubildung und die Evapotranspiration, während der Oberflächenabfluss steigt. Die Versiegelung von Böden ist neben anderen ein Grund für das vergleichsweise wärmere Mikroklima in Städten (WESSOLEK, 2001). Entsiegelungsmaßnahmen gehören zu stadtplanerischen Zielen v. a. in Stadtvierteln mit hohem Versiegelungsgrad, wie z.B. Berlin - Kreuzberg (70%).

Für die Trinkwasserversorgung vieler Städte wird Grundwasser genutzt. Dabei stellen Städte selbst Quellen Trinkwasser gefährdender Stoffe dar. Die Gefahr des Eintrags verkehrsbürtiger Schadstoffe ins Grundwasser, kann nicht eingeschätzt werden. Grundlegende Untersuchungen zu Schadstoffflüssen in teilversiegelten urbanen Böden liegen bislang nicht vor. Zeigen teilversiegelte urbane Böden eine ausreichende Filterfunktion gegenüber verkehrsbürtigen Schadstoffen? Welche ökologischen Funktionen erfüllt das Fugenmaterial, besonders hinsichtlich der Retention von Schadstoffen? Welche Fließwege nimmt das Sickerwasser unter dem Pflaster, in sandigen, technischen Substraten? Spielen Phänomene wie Fingering oder präferentieller Fluss eine entscheidende Rolle für die Schadstoffverlagerung?

### Material und Methoden

Bodenproben teilversiegelter Flächen eines Zentrum - Stadtrand - Transekts werden auf verschiedene Schwermetallfraktionen hin untersucht, um die Mobilität dieser Schadstoffe einschätzen zu können (ZEIEN UND BRÜMMER, 1989). Zusätzlich wird an nach Verkehrsdichte und Alter ausgewählten Standorten das Sickerwasser mit Hilfe von Dochtlysometern und speziellen Harzboxen hin gesammelt bzw. beprobt. Zur Abschätzung der Retentionseigenschaften hinsichtlich der Schwermetalle werden die Adsorptionsisothermen vom Fugenmaterial und den unterliegenden technischen Substraten untersucht.

An nach Pflasterart und -alter ausgewählten Standorten finden Tracerversuche statt (FORRER et al.1999). Diese geben Aufschluss über das Fließregime unter gepflasterten Flächen. Darüber hinaus werden die hydraulischen Eigenschaften sowohl des Fugenmaterials selbst als auch der unterliegenden Schichten ermittelt.

### Erste Ergebnisse

Die Schwermetallgehalte im Fugenmaterial teilversiegelter Böden sind deutlich erhöht (Tabelle 1). Die Gehalte sind im Fugenmaterial (0-1cm) am höchsten und sinken mit zunehmender Tiefe sehr schnell. Die Tiefenfunktionen der Schwermetalle stimmen mit dem Tiefenprofil des Glühverlusts überein. Auffällig ist dabei die besonders starke Akkumulation der Schwermetalle im obersten cm des Fugenmaterials. Dabei ist der mobile Anteil der Schwermetalle im Fugenmaterial am geringsten (Abb. 1).

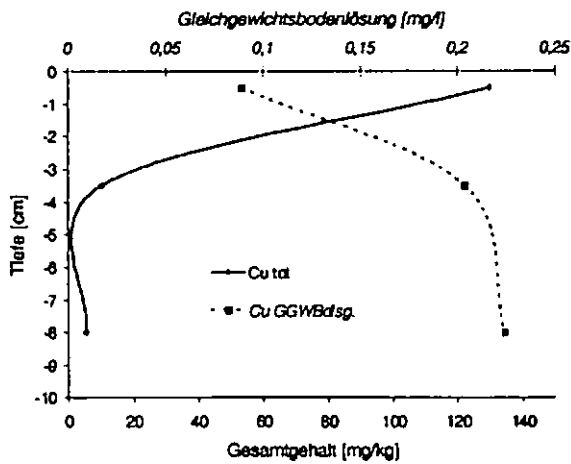


Abb 1: Tiefenfunktionen von Kupfergesamtgehalt und Gleichgewichtsbodenlösung eines teilversiegelten Bodens am Standort Berlin / Großer Stern;

Unter dem Pflaster bilden sich bevorzugte Fließbahnen, die je nach Pflasterart das Fugenmuster nachbilden (Kopfsteinpflaster) oder von diesem völlig unabhängig zu sein scheinen (Mosaikpflaster).

**Ausblick**

Können sich bei der Versickerung chemische Gleichgewichte zwischen Bodenlösung und Festphase einstellen? Sind die gefundenen Fließmuster des Sickerwassers unter teilversiegelten Flächen langzeitstabil? Erlaubt die chemische Qualität des Sickerwassers in urbanen Gebieten eine großräumige Entsiegelung in Städten oder ist dies gar nicht wünschenswert? Unter welchen Umständen können Flächen entsiegelt oder in teilversiegelte Flächen umgewandelt werden? Wie können positive ökologische Funktionen des Pflastersystems optimiert werden?

Tabelle 1: Tiefenfunktionen von Schwermetallgesamtgehalten und Glühverluste eines teilversiegelten Bodens am Standort Großer Stern /Berlin (KFZ-Dichte 72.000 KFZ/d)

Tiefe [cm]	Gesamtgehalte				Glühverlust [% (Masse)]
	Ni	Pb	Zn	Cd	
-0,5	40,60	212,31	337,23	3,14	3,14
-3,5	2,73	20,12	33,30	0,24	0,41
-8	4,32	15,27	15,50	0,05	0,36
-12	3,74	n.d.	14,57	0,05	0,35
-16	2,62	6,95	7,80	0,02	0,33
-20	3,08	6,51	11,13	0,02	0,38
-32	1,96	7,46	5,16	0,01	0,32
-52	1,96	15,52	7,60	0,02	0,41
-72	4,60	30,79	14,46	0,02	0,81
-102	3,03	7,57	5,39	0,00	0,41

**Dank**

Für die Finanzierung dieser Arbeit danken wir der DFG und unseren Sponsoren, den Firmen 3M und Bewag.

**Literatur**

Forrer, I., Papritz, A., Kasteel, R., Luca, D. (2000) Quantifying dye tracers in soil profiles by image processing. European Journal of Soil Science, 51, 313-322.

Wessolek, G. (2001) Bodenüberformung und -versiegelung. In: Handbuch der Bodenkunde, 11 (Ed. by H.-P. Blume, Felix-Henningsen, P., Fischer, W. R., Frede, H.-G., Horn, R., Stahr, K.), pp. 29. ecomed, Landsberg/Lech.

Zeien, H. & Brümmer, G. W. (1991): Ermittlung der Mobilität und Bindungsformen von Schwermetallen in Böden mittels sequentieller Extraktionen.- Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges., 66, 1: 439-442

# Auswirkungen technogener Reliefgestaltung auf Lagerungs- und Wasserverhältnisse Lausitzer Rekultivierungsstandorte

Th. Neumann, B. U. Schneider und R. F. Hüttl

## 1. Einleitung

Braunkohle ist in Deutschland von großer energiepolitischer Bedeutung. Deren Gewinnung ist mit temporären Eingriffen in den Naturhaushalt verbunden. Deshalb muss ein entscheidendes Ziel der Wiedernutzbarmachung sein, bereits im Zuge der Verkipfung mit Großabsetzern und der Erstbearbeitung von Rekultivierungsflächen Substrate mit günstigen bodenphysikalischen Eigenschaften zu schaffen. Durch den Untersuchungsansatz sollen Vor- und Nachteile aufgeforderter planierter sowie unplanierter quartär geprägter Kippenstandorte bewertet werden, um daraus Schlussfolgerungen für die Rekultivierungsmethodik im Lausitzer Braunkohlenrevier ableiten zu können.

## 2. Material und Methoden

Verglichen werden carbonathaltige Kippsande mit Kipplehmen, die durch Großgeräte im brandenburgischen Tagebau Welzow-Süd selektiv gewonnen und verkippt sowie zu Versuchszwecken mit einer Planierraupe (Bodendruck 0,35 kg/cm<sup>2</sup>) planiert bzw. in geschütteter Lagerung belassen wurden. Hierzu wurden auf Grundlage der Wasserspannungskurven die Wasserhaushaltskennwerte im Labor ermittelt und *in situ* mittels Tensiometern und FDR-Sonden in den Tiefenstufen 20, 50 und 100 cm die substratspezifische Dynamik der Bodenfeuchteänderungen gekennzeichnet. Als Indikator für die Substrat- und bearbeitungstechnisch bedingten Unterschiede wurde ein Anwuchsvergleich der Forstpflanzen durchgeführt.

### Übersicht zu den Untersuchungsflächen:

#### Kipp-Kalksand

	planiert (p S)	unplaniert (up S)
Vol.-%		
Skelett:	1,1 - 2,1	0,7 - 1,8
Sand:	73,0 - 80,0	66,0 - 85,0
Schluff:	14,0 - 15,0	9,0 - 20,0
Ton:	6,0 - 14,0	6,0 - 14,0

Th. Neumann, Vattenfall Europe Mining AG, Rekultivierung und Landschaftsgestaltung, Knappenstr. 1, 01968 Senftenberg, thomas.neumann@vattenfall.de

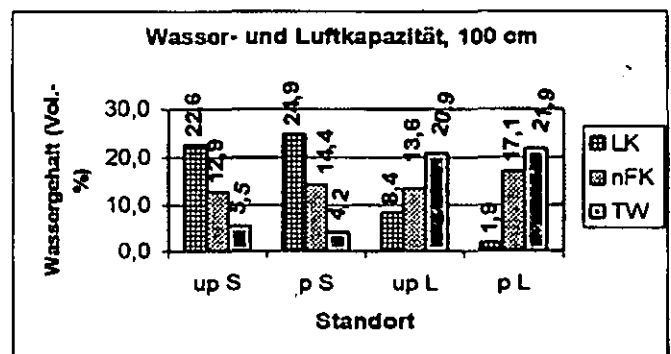
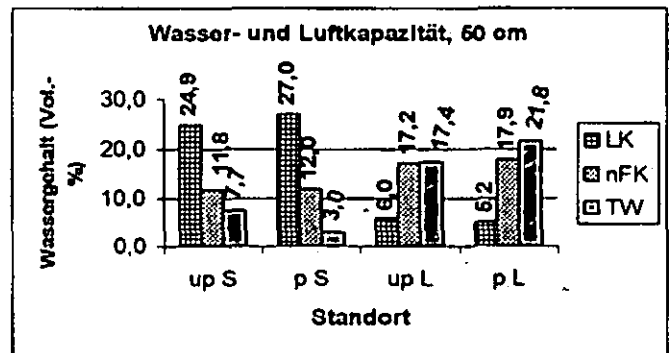
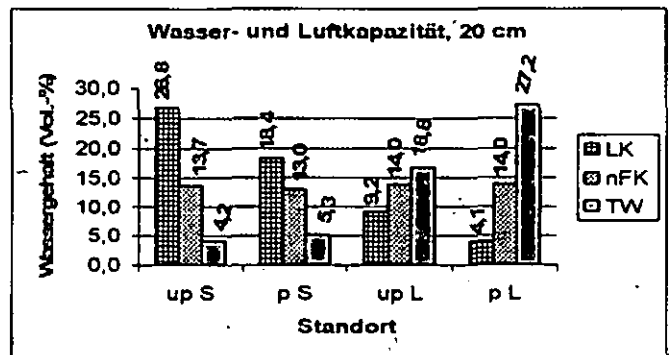
Dr. B. U. Schneider und Prof. Dr. R. F. Hüttl, Brandenburgische Technische Universität, Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, Postfach 101344, 03013 Cottbus

## Kipp-Kalklehm

	planiert (p L)	unplaniert (up L)
Vol.-%		
Skelett:	1,5 - 2,8	1,8 - 2,0
Sand:	38,0 - 40,0	36,0 - 46,0
Schluff:	33,0	29,0 - 31,0
Ton:	27,0 - 29,0	23,0 - 33,0

## 3. Ergebnisse

### 3.1 Saugspannungs-/Wassergehaltsbeziehungen im Labor zur Ermittlung der Porengrößenverteilung und der Bodenwasserverhältnisse



Legende: LK Luftkapazität  
nFK nutzbare Feldkapazität  
TW nicht nutzbares Totwasser

In 20 cm Tiefe ist zu erkennen, dass die Welkepunkte des unplanierter bzw. planierter Sandstandortes nur geringfügig voneinander abweichen (4,2 bzw. 5,3 Vol.-%) sowie annähernd gleiche nutzbare Feldkapazitäten (13,7 bzw. 13,0 Vol.-%) vorherrschen. Deutlich zu erkennen ist die Abnahme der Luftkapazität von 26,8 auf 18,4 Vol.-%, was auf die Verdichtung durch planieren zurückzuführen ist.

Die Welkepunkte der Lehmstandorte in 20 cm Tiefe unterscheiden sich deutlich und bewegen sich zwischen 16,8 (unplaniert) und 27,2 Vol.-% (planiert). Auch hier sind die nutzbaren Feldkapazitäten gleich (14 Vol.-%). Ebenfalls deutlich erkennbar ist die Abnahme der Luftkapazität von 9,2 auf 4,1 Vol.-%.

Bei den Tiefenstufen 50 und 100 cm sind die vergleichbaren Verdichtungserscheinungen durch die Abnahme der Intensität aber auch durch die Substratheterogenität nicht mehr so deutlich erkennbar wie bei der Tiefenstufe 20 cm. Kritisch ist die Luftkapazität der planierten Lehmfläche bei 100 cm zu bewerten (1,9 Vol.-%).

Die im Labor ermittelten Werte der Kippsubstrate sind nicht mit den bekannten Kenngrößen der bodenkundlichen Kartieranleitung für gewachsene Böden vergleichbar. Die Kippsubstrate weisen an den betrachteten Standorten höhere Luftkapazitäten sowie geringere nutzbare Feldkapazitäten und niedrigere Welkepunkte auf.

### 3.2 Vergleich der mit FDR-Sonden gemessenen volumetrischen Wassergehalte im Oberboden (20 cm)

Die volumetrischen Wassergehalte der Sandstandorte haben im Zeitraum Mai bis August 2002 und seit März 2003 den Grenzwert der Feldkapazität nicht überschritten. In diesem Zeitraum lag der Schwankungsbereich der volumetrischen Wassergehalte bei planiertem Sand zwischen 13 - 18, bei unplaniertem Sande zwischen 8 - 18 Vol.-%. Aus den Kurven ist ersichtlich, dass der unplanierte Standort stärker austrocknet aber bei Niederschlagsereignissen deutlich mehr Wasser aufnimmt und damit an die Pflanzen abgeben kann. Besonders erkennbar ist diese Tendenz im Juni 2003. Nach Annäherung an den Welkepunkt steigt der Wassergehalt des unplanierten Sandstandortes nach einem Niederschlagsereignis von 7 auf 17 %, wogegen sich die Wassergehaltskurve des planierten Sandstandortes kaum verändert.

Die Wassergehalte der Lehmstandorte weichen nicht so deutlich voneinander ab, wie die der Sandflächen. Die Pflanzenverfügbarkeit des Wassers ist demgegenüber aufgrund der unterschiedlichen Welkepunkte und Feldkapazitäten zwischen „unverdichtet“ und „verdichtet“ deutlich zu unterscheiden. Die Wassergehaltskurve des unplanierten Lehmes bewegt sich nur in den Sommermonaten unter den Wert der Feldkapazität, wogegen der Wassergehalt im planierten Lehm die Feldkapazität nicht erreicht. Die Kurve des unplanierten Standortes nähert sich im Juni 2003 auf ca. 5 % dem Welkepunkt, in diesem Zeitraum wird der Welkepunkt auf dem planierten Standort erreicht.

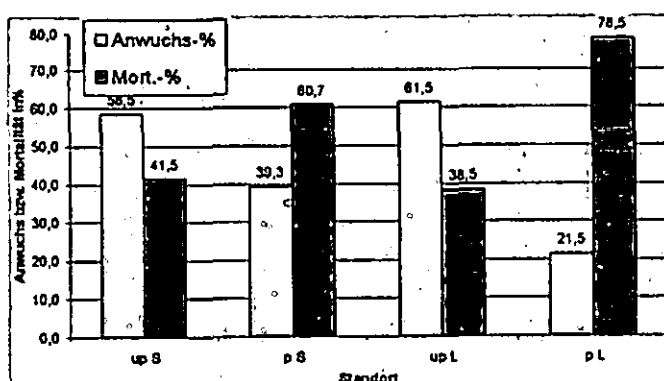
### 3.3 Anwuchsvergleich der Traubeneichen

Deutlich zu erkennen ist der bessere Anwuchs der Traubeneichen auf den unplanierten Standorten.

Auffallend ist der ähnliche Anwuchs der unplanierten Standorte bei unterschiedlichen Substraten.

Überdurchschnittliche Ausfälle sind bei dem planierten (verdichteten) Lehmstandort zu erkennen.

Vergleich Anwuchs/Mortalität (in %) Fläche W 32  
(Bezug: 3 x 100 m<sup>2</sup>-Flächen pro Standort mit je 45 Pflanzen pro Fläche)



### 4. Schlussfolgerungen

- Unterschiede in der Porengrößenverteilung sind in 20 cm Tiefe am deutlichsten erkennbar. Daraus wird geschlossen, dass der Einfluss der eingesetzten Planiertechnik am stärksten im Oberboden wirksam wird.
- Durch die Planiertechnik wird die Luftkapazität signifikant gesenkt. Bei der planierten Lehmfläche ist durch die Verschiebung des Welkepunktes die Wasserverfügbarkeit bei Austrocknung gegenüber der unverdichteten Lehmfläche eingeschränkt.
- Die im Labor ermittelten Werte der Kippsubstrate sind nur bedingt mit den bekannten Kenngrößen von „gewachsenen“ Böden vergleichbar. Die untersuchten Kippsubstrate haben aufgrund der anthropogenen Entstehung höhere Luftkapazitäten aber geringere nutzbare Feldkapazitäten sowie niedrigere Welkepunkte.
- Die im Feld mit FDR-Sonden gemessenen volumetrischen Wassergehalte der unplanierten Standorte weisen aufgrund der höheren Luftkapazitäten und der besseren Infiltrationskapazität deutlich größere Schwankungen auf. Damit ist auf den unplanierten Standorten eine bessere Wasser- und Luftversorgung für die Pflanzen zu erwarten.
- Die bessere Wasser- und Luftversorgung wird durch die Ergebnisse des Anwuchsvergleiches bestätigt.
- Im Ergebnis weiterer Untersuchungen soll ein Verfahren zur forstlichen Rekultivierung auf unplanierten quartären Kippenstandorten in der Lausitz diskutiert werden.



## Sickerwassergewinnung im „ungestörten“ Boden mit freidränenden Lysimetern

A. Peters<sup>1</sup>, N. Gronwald<sup>1</sup>, S. Iden<sup>1</sup>, U. Buszko<sup>2</sup>, W. Durner<sup>1</sup>

### Einleitung

Zur Validierung von Verfahren zur Sickerwasserprognose ist es nötig, im Feld anfallendes Sickerwasser zu gewinnen. Die in Hinblick auf Mengen und Qualität repräsentative Beprobung von Sickerwasser in einem ungestörten Boden ist jedoch bis heute ein ungelöstes Problem, da jeder Einbau von Erfassungsinstrumenten mit erheblichen Rückwirkungen auf den Zustand des Systems verbunden ist. Im ungestörten Boden können hierzu Saugkerzen, Saugplatten, Dochtlysimeter sowie frei drainende Auffanggefäße („Lysimeter“) eingesetzt werden. Insbesondere dann, wenn damit zu rechnen ist, dass präferentielle Fließpfade einen maßgeblichen Beitrag zum Gesamttransport beitragen können, wird die Beprobung durch Saugkerzen und kleine Saugplatten, die primär das Wasser der Bodenmatrix erfassen, zu irreführenden Ergebnissen führen.

Da bei der Sickerwasserprognose Konzentrationen und Frachten am Übergang von der ungesättigten in die gesättigte Zone beurteilt werden sollen, ist es naheliegend, frei drainende Lysimeter einzusetzen. Das Hauptproblem hierbei ist, dass ein solches Lysimeter unter Umständen durch ungesättigten Wasserfluss vollständig umflossen werden. Wassereintritt erfolgt nur dann, wenn unmittelbar oberhalb des Lysimeters das Matrixpotential größer Null wird. Das Matrixpotential dort wird durch die Lysimeter-Bauart (insbesondere die Größe), die Niederschlagsintensität und die hydraulischen Bodeneigenschaften bestimmt.

Ziel dieses Beitrags ist, anhand der Ergebnisse eines Feldversuches zu zeigen, dass randlose frei drainende Lysimeter tatsächlich Sickerwasser auffangen. Durch Simulation eines Szenarios wird weiterhin untersucht, wie sich unter gegebenen meteorologischen Bedingungen die Variation hydraulischer Bodeneigenschaften auf den Sickerwassereintritt ins Lysimeter auswirken.

### Material und Methoden

Im Rahmen eines Projekts zur Sickerwasserprognose für PAK aus gereinigten Bodenmaterialien wurden insgesamt 27 Auffangflächen („frei drainende Lysimeter“) von 1,25 m \* 1,25 m Fläche an einem Experimentalstandort unter 1,2 Meter mächtigen Schüttungen eingebaut (Abb. 1).

Neun der Lysimeter befinden sich unmittelbar unter den Schüttungen, die 18 weiteren wurden in unterschiedlichen Tiefen in den darunter liegenden ungestörten Boden eingebaut. Die Zugangsgräben wurden rückverfüllt.

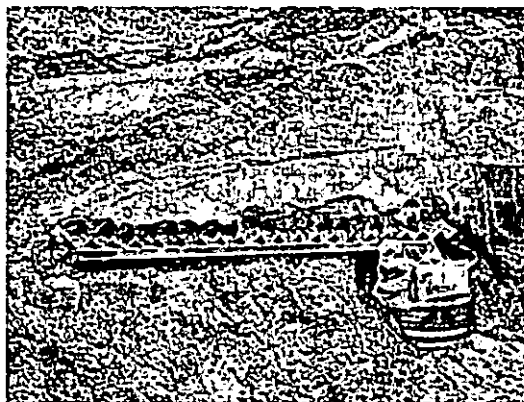


Abb. 1: In den ungestörten Boden eingebautes 1,25 x 1,25 m großes Lysimeter. Das über die Rippen ablaufende Wasser wird über eine querlaufende Rinne zur Zwischenspeicherung in ein Fass geleitet.

Die Probenahme erfolgt seit dem 19.03.03 in wöchentlichen Abständen. Im Feld werden unmittelbar nach der Probenahme neben den Sickerwassermengen eine Reihe chemischer Parameter analysiert, darunter die elektrische Leitfähigkeit.

Zur Modellierung des hydraulischen Verhaltens der Lysimeter im Boden wurden Simulationen mit dem Finite-Elemente-Modell „Hydrus-2D“ vorgenommen. Bei der Simulationsstudie wurde folgendes Szenario gewählt:

- Lysimeterbreite: 125 cm
- Einbautiefe: 50 cm
- obere Randbedingung: konstante Infiltration mit  $0,2 \text{ cm d}^{-1}$ ; dazu als Intensivregenereignis ein „Regenschauer“ mit 3,1 cm an einem Tag. Untere Rand: Freie Drainage in 1 Meter Tiefe. Hydraulische Parameter: gesättigte hydraulische Leitfähigkeit  $K_s = 500 \text{ cm d}^{-1}$ ; Restwassergehalt  $\theta_r = 0,05$ ; Sättigungswassergehalt  $\theta_s = 0,4$ ;  $\alpha = 0,2 \text{ cm}^{-1}$ ;  $n = 3$ . Variiert wurden die van Genuchten Parameter  $n$  und  $\alpha$ , da diese die Form der Retentionsfunktion, und damit auch der Leitfähigkeitsfunktion, bestimmen.

### Ergebnisse und Diskussion

#### Feldsituation

Die Feldmessungen zeigen, dass direkt unterhalb der Schüttungen aus gereinigtem Bodenmaterial selbst in dem relativ trockenen Sommerhalbjahr 2003 Wasser in den Lysimetern aufgefangen wurde (Abb. 2). Das aufgefangene Wasser besaß gleichbleibend hohe elektrische Leitfähigkeiten zwischen  $9$  und  $14 \text{ mS cm}^{-1}$ . Dies zeigt, dass das aufgefangene Wasser nicht allein durch präferenziellen Fluss zu erklären ist.

<sup>1</sup> Institut für Geoökologie, TU Braunschweig,  
e-mail: a.peters@tu-bs.de

<sup>2</sup> Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth

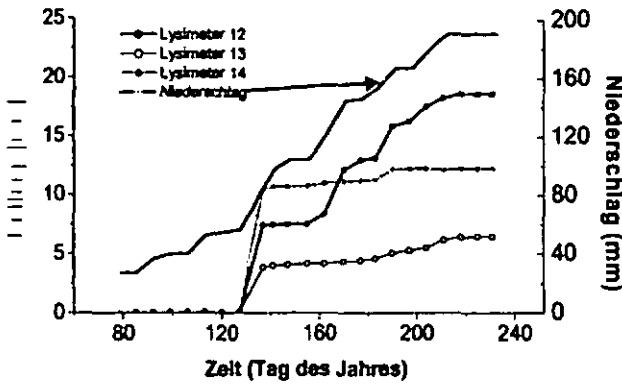


Abb. 2: Kumulativer Sickerwasserauffang direkt unterhalb der Schüttung aus biologisch behandeltem Material.

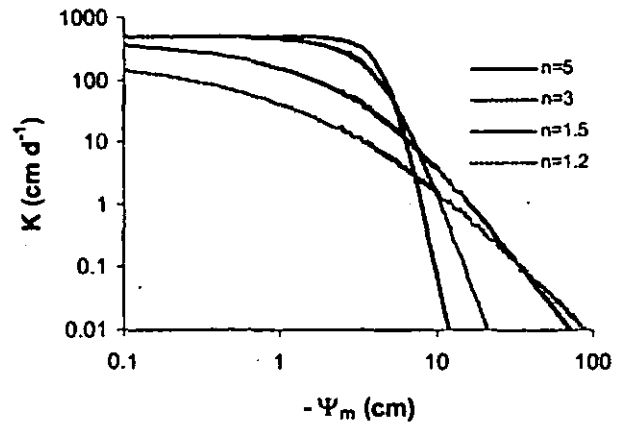


Abb. 3: Leitfähigkeit  $K$  als Funktion des Matrixpotentials für verschiedene  $n$  ( $\alpha = 0,2$ ).

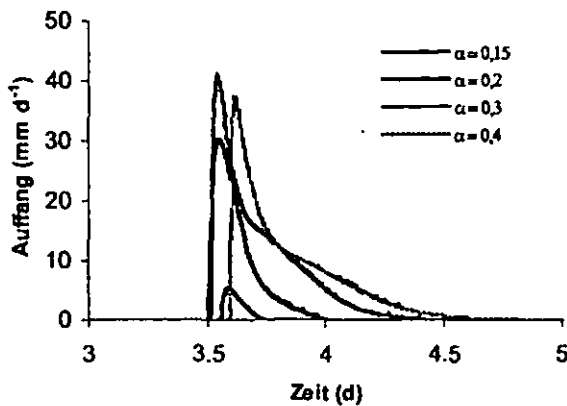


Abb. 4: Variation von  $\alpha$  in  $\text{cm}^{-1}$  ( $n = 3$ ); bei  $\alpha < 0,12 \text{ cm}^{-1}$  war der Auffang gleich 0.

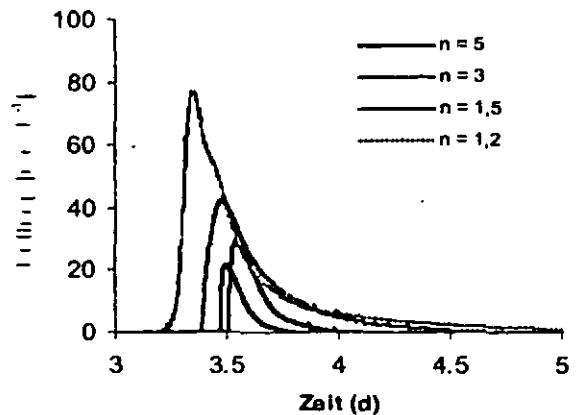


Abb. 5: Variation von  $n$  ( $\alpha = 0,2 \text{ cm}^{-1}$ )

**Numerische Simulationen**

Die Simulationen zeigten, dass bei gegebener Bauart und Niederschlagsintensität der Wassereintritt ins Lysimeter stark von den Bodeneigenschaften abhängt. Entscheidend ist hier insbesondere die hydraulische Leitfähigkeit nahe Sättigung (Matrixpotenzial = 0), weil ein bedeutsames laterales Umfließen des Lysimeters vor allem im fast gesättigten Zustand erfolgt.

Fällt die Leitfähigkeitsfunktion schon bei relativ hohem Matrixpotenzial stark ab, wird das laterale Umfließen des Lysimeters gehemmt. Diese Form der Leitfähigkeitsfunktion haben typischerweise grobkörnige Böden mit sehr hohem Lufteintrittspunkt, der in der van Genuchten-Parametrisierung über einen großen Wert des Parameters  $\alpha$  zum Ausdruck kommt. Fällt die Leitfähigkeit dagegen unmittelbar von der Sättigung ausgehend stark ab, so kann dies durch einen kleinen Wert des Parameters  $n$  erreicht werden, wie er für Böden mit weiter Porengrößenverteilung typisch ist (Abb. 3).

Abb. 4 und 5 zeigen die aufgefangenen Wasserflüsse bei dem gegebenen Simulationsszenario unter

Variation der van Genuchten Parameter  $\alpha$  und  $n$ . Die Simulationen bestätigen die Erwartung, dass der Verlauf der hydraulischen Leitfähigkeitsfunktion nahe Sättigung die aufgefangene Sickerwassermenge bestimmt.

**Schlussfolgerungen**

Die Feldergebnisse zeigen, dass Sickerwasser aus der Bodenmatrix auch mit wandlosen Lysimetern gewonnen werden kann. Dies ist bedeutend, da bei einem freidränenden Lysimeter hydraulisch derselbe Zustand herrscht, wie am Übergang vom energetisch gebundenen zum freien Wasser (Grundwasser).

Die Simulationen zeigen, dass Wasser dann ins Lysimeter eintritt, wenn die Leitfähigkeit nahe der Sättigung rapide abfällt. Diese Eigenschaften besitzen z.B. Kiese oder strukturierte Böden mit einem ausgeprägten Sekundärporensystem.

**Danksagung**

Die Arbeiten werden gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung im Rahmen des Forschungsverbundes „Sickerwasserprognose“, Förderkennzeichen 02WP0299.

# Quantifizierung des Bodengefüges auf Grundlage der Varianz von CT-Daten unterschiedlicher räumlicher Auflösung

H. Rogasik, I. Onasch, H.H. Gerke

## 1. Zielstellung

Quantifizierung der kleinräumigen Heterogenität unterschiedlicher Gefügeformen auf der Grundlage röntgen-computertomographischer Untersuchungen von Bodensäulen.

## 2. Material und Methode

Ungestört entnommene Bodensäulen von Ton-, Löß- und Sandböden mit Aggregat-, Kohärent- und Einzelkorngefüge sowie eine Glaskugelschüttung ( $d = 4 \text{ mm}$ ) wurden im Röntgen-Computertomographen mit einer Schichtdicke und einem Schichtabstand von je  $0,1 \text{ cm}$  gescannt; die Größe der Elementarvoxel betrug  $0,025 \times 0,025 \times 0,1 \text{ cm}^3$ .

Die Gefügeuntersuchungen wurden jeweils in einem in den Bodenproben einbeschriebenen Referenzquader mit Kantenlängen von  $7 \times 7 \times 9 \text{ cm}^3$  durchgeführt. Dazu wurden aus den Untereinheiten höchster Auflösung, den Elementarvoxeln, durch Aggregation schrittweise größere Voxel erzeugt, die als ganzzahliges Vielfaches jeweils den Referenzquader bilden (Rogasik et al., 1998). Für jede Aggregierungsstufe wurde die relative Varianz ( $V/SD_{\text{max}}$ ) der Hounsfieldeinheiten (HE-Werte) dieser Voxel berechnet und zur logarithmierten Voxelkantenlänge in Beziehung gesetzt.

Tab. 1: Bodenphysikalische Kennzeichnung der Bodensäulen und der Glaskugelschüttung ( $785 \text{ cm}^3$  Volumen,  $d$  und  $h$  je  $10 \text{ cm}$ )

Hori- zont	Tiefe cm	Boden- art	OBS $\text{g } 100\text{g}^{-1}$	w $\text{kg } \text{kg}^{-1}$	$d_B$ $\text{Mg } \text{m}^{-3}$	
Glaskugelschüttung (GK-Schüttung)						
a	-	-	-	0,0	1,534	
Ton-Pseudogley						
b	Ap	20-30	Tu3	4,2	0,310	1,081
Löß-Schwarzerde						
c	Cc	75-85	Ut3	0,06	0,152	1,412
Sand-Braunerde						
d	Ap	20-30	Su2	1,6	0,06	1,540

## 3. Ergebnisse

Die Größenordnung und der Kurvenverlauf der relativen Varianz der HE-Werte der Voxel versus Voxelkantenlänge hängen von der Phasenzusammensetzung (Dichte, Wassergehalt) und der spezifischen Bodengefügeausprägung, d.h. der Größenverteilung, der räumlichen Anordnung und dem Ausprägungsgrad von Bodengefügeelementen ab.

Die Glaskugelschüttung (Abb. 1a) sowie der Ton-Pseudogley (Abb. 1b) sind durch ein ausgeprägtes Absonderungsgefüge charakterisiert und kleinräumig sehr heterogen. Die S-Kurven der Varianz versus Voxelkantenlänge beschreiben den Prozeß der Identifizierung von Bodengefügeelementen (Aggregate, Makroporen) bzw. der Glaskugeln. Die fast doppelt so hohen Maximalwerte der relativen Varianz bei der Glaskugelschüttung sind zurückzuführen auf die 2-Phasenzusammensetzung (Wassergehalt = 0) und die Größe der Glaskugeln (bei dem Durchmesser von  $4 \text{ mm}$  können hohe Anteile der Glaskugeln und des „intergranularen“ Porenraumes identifiziert werden). Das Kohärentgefüge der Löß-Schwarzerde (Abb. 1c) ist im Vergleich zu den Aggregatgefügeformen durch beträchtlich niedrigere Varianzen gekennzeichnet. Die S-Form der Kurve der Varianzen ist schwächer ausgeprägt, erst im Bereich der höchsten Auflösungen werden Bioporen als Gefügeelemente identifiziert. Das Einzelkorngefüge der Sand-Braunerde (Abb. 1d) ist an den niedrigsten Varianzen zu erkennen. Aufgrund bearbeitungsbedingt vorliegender großer Fragmente werden schon im Bereich niedriger Auflösungen vergleichsweise hohe Varianzen gemessen. Andererseits lassen sich bei den höchsten Auflösungen kaum Zuwächse an der relativen Varianz nachweisen (Abb. 1d).

Die Varianzkurven als Funktion der effektiven Kantenlänge der Voxel können auf Grundlage eines modifizierten van Genuchten Modellansatzes zur Ermittlung des normierten Wassergehaltes parametrisiert werden (Rogasik et al., 2003). Dabei verhält sich  $\alpha$  zur Größenordnung der Gefügeelemente in umgekehrt proportionalem Zusammenhang. Mit  $n$  wird die Steilheit der Kurve der normierten Varianz beurteilt. Je größer  $n$  ist, desto gleichförmiger ist die Größenverteilung der Bodengefügeelemente (vgl. Abb. 1a-d).

Durch Berechnung des fiktiven Parameters „SD 2 Phasen“ - die Untereinheiten bestehen jeweils nur aus den beiden Phasen Bodenluft bzw. [Festsubstanz + Bodenwasser] und werden vollständig identifiziert - lassen sich die Bodengefügeformen bezüglich einer Aggregatgefügeausprägung beurteilen. Je kleiner die Differenz zwischen den Parametern SD 2 Phasen und SD Elementarvoxel ist, desto mehr entspricht das Gefüge einem Aggregatgefüge (Abb. 2).

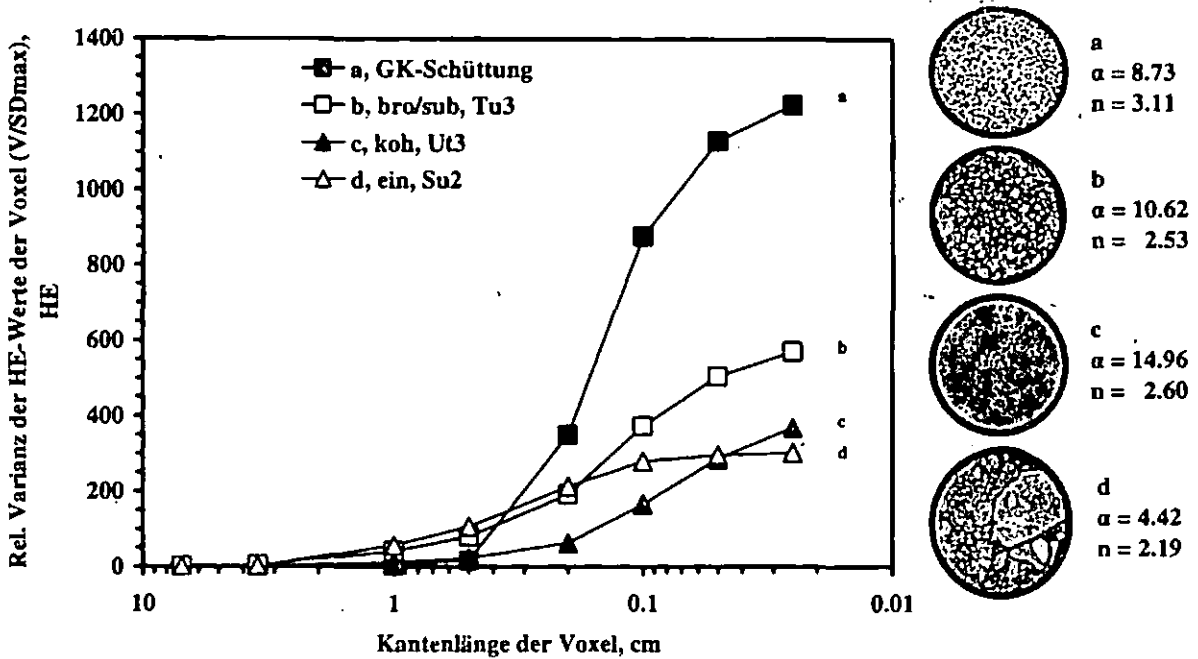
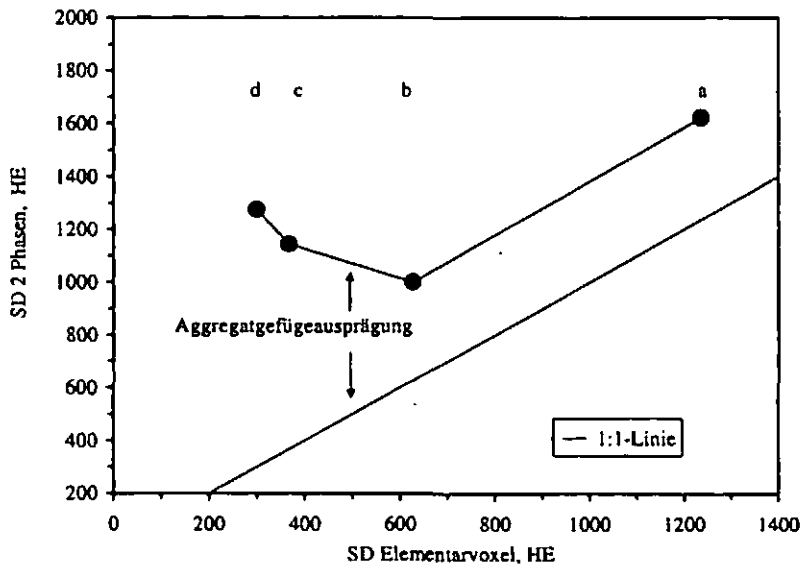


Abb. 1: Relative Varianz der HE-Werte der Voxel versus Voxelkantenlänge für die GK-Schüttung, das Aggregatgefüge des Ton-Pseudogleys, das Kohärentgefüge der Löß-Schwarzerde sowie das Einzelkorngefüge der Sand-Braunerde, ergänzt durch die van Genuchten Parameter  $\alpha$  und  $n$ .



Die Varianzkurven können mit den Modellgrößen  $\alpha$  und  $n$  des van Genuchten Ansatzes parametrisiert werden. Diese morphologischen Gefügeinformationen repräsentieren die Größenverteilung von Gefügeelementen (Bezug zur funktionellen Gefügebeurteilung).

Abb. 2: Zusammenhang zwischen dem fiktiven Parameter SD 2 Phasen und der Standardabweichung der HE-Werte der Elementarvoxel

#### 4. Diskussion und Schlussfolgerungen

- Das Bodengefüge der untersuchten Bodensäulen lässt sich differenzieren anhand der Maximalwerte der relativen Varianz der Elementarvoxel, der Modellparameter  $\alpha$  und  $n$  des van Genuchten Ansatzes sowie des fiktiven Parameters SD 2 Phasen quantifizieren. Die Ansätze beschreiben das Bodengefüge skalenübergreifend.
- Aggregatgefügeformen unterscheiden sich von Grundgefügeformen durch ein markant höheres Niveau der relativen Varianzen der HE-Werte der Voxel.

#### Literatur

- Rogasik, H., E. Borg, S. Koszinski, W. Pohl & I. Onasch. 1998. Skaleninvariante Beurteilung der Morphologie von Strukturen. S.129-150. In: Roweck & Widmoser [Hrsg.]: Ansätze zur Quantifizierung von feldskaligen Wasser- und Stoffflüssen. Schriftenreihe des Institutes für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie der CAU Kiel, Heft 27.
- Rogasik, H., I. Onasch & H.H. Gerke. 2003. Varianz von CT-Daten unterschiedlicher räumlicher Auflösung zur Beurteilung des Bodengefüges und seiner Dynamik. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 101, 35-36.

## Fluoreszenzmikroskopische Untersuchungen zur mikrobiellen Besiedlung auf Partikeloberflächen aus Ap-Horizonten mittels LSM

J. Rühlmann, E. Bauriegel

### Problemstellung

Die modellhafte Abbildung des Kohlenstoffumsatzes im Boden erfolgt häufig über verschiedene C-Pools - jedoch ohne Berücksichtigung deren räumlicher Zugänglichkeit. Unser Ziel war es daher, diese Umsatzprozesse auf wirksame, d. h. mikrobiell besiedelte Partikeloberflächen zu beziehen. Folgende Hypothesen lagen den Untersuchungen zugrunde:

1. die mikrobielle Besiedlung ist in den sehr kleinen und sehr großen Aggregatklassen aufgrund ungünstiger Lebensbedingungen für die Mikroorganismen geringer
2. substratunabhängig ist die mikrobielle Besiedlung von gleichen Aggregatgrößenklassen ähnlich

### Material und Methoden

Zur Bestimmung der Partikeloberflächen und deren mikrobieller Besiedlung fraktionierten wir wasserstabile Aggregate in 6 verschiedenen Größenklassen (<50µm, 50-100 µm, 100-250 µm, 250-630µm, 630-2000µm und 2000µm) aus Ap-Horizonten eines sandigen (Dauerversuchsstandort Großbeeren) und eines Löß-Substrates (Dauerversuchsstandort Bad Lauchstädt). Die mikroskopische Untersuchung erfolgte mit einem Laser-scanning-Mikroskop LSM 510 (Fa. Zeiss). Mit einem Epiplan-Objektiv 20x wurde durch Messung der Reflexion die Partikeloberfläche und die mikrobielle Besiedlung durch Messung der Fluoreszenz bestimmt.

Die fraktionierten Partikel wurden mit SYBR Green angefärbt (je nach Aggregatgröße 10-20 µl SYBR - Arbeitslösung auftropfen, 20 min Färbezeit, keine Auswaschung des überschüssigen Farbstoffes). Die Bestimmung der Partikeloberfläche erfolgte an trockenen Partikeln.

Von den im Intervall von 0,2 µm aufgenommenen 10 bis 20 optischen Schnitten je Präparat wurden mittels Topographiesoftware (Fa. Zeiss) die Partikeloberfläche und das Volumen bestimmt sowie mittels Histologie-Software (Fa. Zeiss) und einer Thresholdsetzung von >20 in der Fluoreszenzintensität wurde die fluoreszierende Fläche bestimmt. Der Quotient aus fluoreszierender Fläche pro Partikeloberfläche ergab die Besiedlungsrate, die differenziert nach den Aggregatgrößen aufgetragen wurde.

### Ergebnisse

Wir konnten bei der Untersuchung der gewonnenen sechs Aggregatgrößenklassen folgende Trends feststellen:

- mit größer werdendem Aggregatdurchmesser sinkt die Partikeloberfläche
- mit zunehmender Partikeloberfläche sinkt die Besiedlungsrate

Die beschriebenen Trends waren jedoch aufgrund der Streuung der Werte innerhalb der Aggregatgrößenklassen (vor allem bei größeren Aggregaten) nicht signifikant.

### Löß

Die relativ gleichmäßige Besiedlung im Lößsubstrat erklärt sich durch die gute Sortierung des Materials, das im Grob- und Mittelschluff sein Verteilungsmaximum besitzt. Daraus resultieren gleichförmige Aggregate und folglich gleichförmige Porensysteme.

### Sand

Die deutlich höhere Streuung in der Besiedlungsrate gegenüber dem Lößsubstrat erklärt sich durch den Sand als Substratgemisch. Hier liegen qualitativ unterschiedliche Partikel insbesondere in den mittleren Größenklassen vor - Aggregate und Quarzkörner. Der Einfluss des Humus (Kohlenstoffes) als Aggregatbildner nimmt zu, da Ton- und Schluffgehalte niedrig sind.

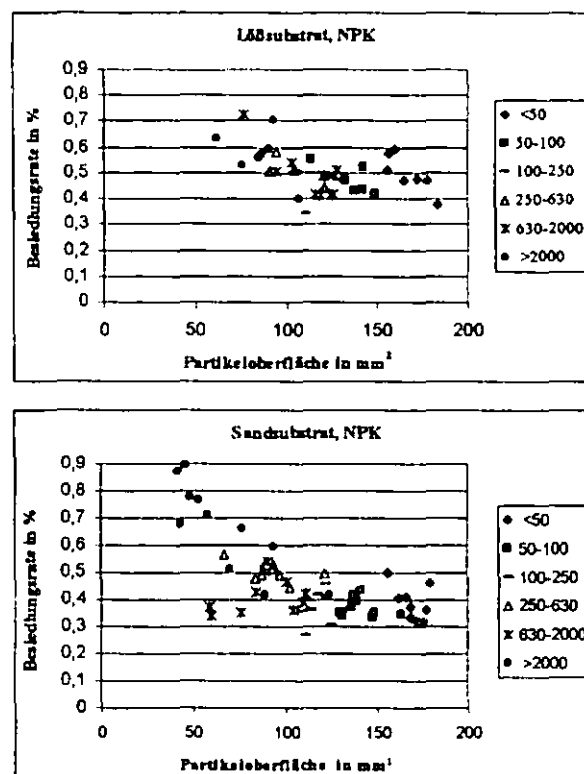


Abb. 1: Mikrobielle Besiedlungsrate von Aggregaten aus Löß und Sand in Abhängigkeit von deren Partikeloberfläche (Beispiel NPK-Variante)

### Zusammenfassung

Grundsätzlich lassen sich mikrobielle Besiedlungsdichten auf Bodenpartikeln mittels Laser-scanning-Mikroskopie ermitteln. Die Ergebnisse zeigen, dass die Homogenität des Lößsubstrates sich auch in der im Vergleich zu Sand geringeren Streuung der Besiedlung der einzelnen Aggregatklassen hinweg widerspiegelt.

Im Sand wurden in der Klasse > 2000 µm geringere Partikeloberflächen bei gleichzeitig höheren Besiedlungsraten ermittelt. Hier soll weiterführend durch Dichtentrennung die Unterscheidung in Quarzkorn und Aggregat vorgenommen werden.



## Quantifizierung von Wasserhaushaltsgrößen auf Auenstandorten mit Hilfe eines wägbaren Grundwasserlysimeters

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

### 1 Einleitung

Detaillierte Aussagen über die Höhe der Verdunstung bzw. Grundwasserneubildung auf Auenstandorten sind zur Zeit nicht verfügbar [ATV-DVWK-M 504, 2002]. Aussagen zu diesen Bodenwasserhaushaltsgrößen bilden jedoch die Voraussetzung für die vollständige Quantifizierung des Stoffhaushaltes. Momentan ist es üblich, den Bodenwasserhaushalt durch die Anwendung eines Speichermodells [BUREK, 2003; DISSE, 1995] oder mit Hilfe bodenhydrologischer Messplätze [SCHWARTZ, 2001; FRIESE et al., 2000] abzuschätzen.

### 2 Methodik

Die Bodenwasserhaushaltsgleichung wurde für ebene Flussauenstandorte wie folgt spezifiziert:

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

P... Niederschlag                       $R_{ab}$ ... Grundwasserabfluss  
 Pond... Überstau                       $R_{zu}$ ... Grundwasserzufluss  
 ET... Evapotranspiration             $\Delta S$ ... Speicheränderung

Zur messtechnischen Ermittlung der o.g. Bodenwasserhaushaltsgrößen wurde ein wägbares Grundwasserlysimeter entwickelt (Abb. 1); [MEISSNER et al., 2000].

An zwei Messstandorten im Überflutungsgebiet der Elbe in Sachsen-Anhalt wurden jeweils zwei Lysimetergefäße monolithisch (1) befüllt und in der UFZ-Forschungsstelle Falkenberg in einer Lysimeterstation in Containerbauweise aufgestellt. Jedes Lysimeter hat eine Oberfläche von 1 m<sup>2</sup> und ist 2 m tief. An der Unterseite der Lysimeter ist eine 25 cm starke, abgestufte Filterschicht (2) eingebaut, um Grenzflächeneffekte zu vermindern. Das Lysimeter ist mit Sonden (3) zur Ermittlung von Bodenwassergehalt, Matrixpotential sowie Bodentemperatur in verschiedenen Tiefenstufen ausgestattet und wägbare gelagert (4). Der aktuelle Grundwasserstand im Lysimeter (5) wird mit Hilfe der Grundwassersteuerung eingestellt. Jedes Lysimeter ist über das Prinzip der kommunizierenden Röhren mit einem Ausgleichsbehälter verbunden (6), der mit einem Wasserstandssensor ausgestattet ist. Weicht der Wasserstand im Ausgleichsbehälter vom vorgegebenen Zielwasserstand um mehr als einen Zentimeter ab oder wird der Zielwasserstand verändert, wird das Ventil zum Lysimeter geschlossen und mit Hilfe von Pumpen der Wasserstand gesenkt oder angehoben. Das überschüssige bzw. benötigte Wasser wird einem Vorratsbehälter (7) entnommen bzw. in diesen abgeführt. Anschließend wird das Ventil (8) zwischen Ausgleichsbehälter und Lysimeter geöffnet und ein Ausgleich des Wasserstandes wird herbeigeführt. Der Prozess wird solange wiederholt, bis sich im Lysimeter und im Ausgleichsbehälter der vorgegebene Zielwasserstand eingestellt hat. Der aktuelle Wasserstand wird im Datenlogger (9) erfasst. Über die Aufsummierung der Wasserstands-differenzen, die zur Einstellung des Zielwasserstandes im Ausgleichsbehälter benötigt wurden, kann ermittelt werden, wie viel Wasser im Bezugszeitraum in das Lysimeter hineingeflossen bzw. aus ihm herausgeflossen ist.

An den beiden Elbauenmessplätzen wird der Grundwasserstand gemessen und per Funk einmal täglich in die Forschungsstelle übertragen. Hier wird der Grundwasserstand mit Hilfe der Grundwassersteuerung automatisch im Lysimeter eingestellt. War der Wasserstand im korrespondierenden Lysimeter in den letzten 24 h unverändert, ist davon auszugehen, dass die Grundwasserstandsänderung in der Aue von Potentialunterschieden im Flussauengebiet, also von außen verursacht wurde. Eine „Regelung nach Veränderung des Zielwasserstandes“ ist somit vergleichbar mit der Änderung des Grundwasserstandes in der Aue durch Interaktion mit dem Fließgewässer (Infiltration bzw. Exfiltration). Im Ausgleichsbehälter wird der aktuelle Wasserstand ständig mit dem Zielwasserstand verglichen. Weicht der aktuelle Wasserstand im Lysimeter gegenüber

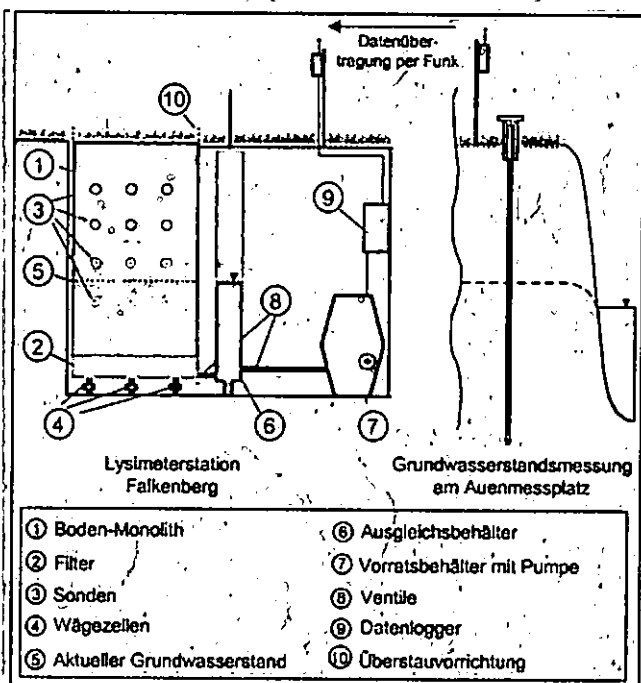


Abb. 1: Schematischer Aufbau eines wägbaren Grundwasserlysimeters mit Grundwassersteuerung und Funkdatenübertragung

\* UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH  
 Sektion Bodenforschung; Lysimeterstation Falkenberg  
 Dorfstr. 55; 39615 Falkenberg                      Mail: bethge@lysi.ufz.de

dem vorgegebenen Zielwasserstand um einen Toleranzwert von mehr als  $\pm 1$  cm ab, wird ebenfalls ein Regelungsvorgang initiiert. Solche Regelungsvorgänge werden als „spontane Regelungsvorgänge“ bezeichnet. Ein „spontaner Regelungsvorgang“ wird als Grundwasserneubildung bzw. kapillarer Aufstieg gewertet, da im definierten Bodenausschnitt, dem Lysimeter, eine Veränderung des Wasserstandes stattgefunden hat.

Durch die Überstauvorrichtung (10) ist es möglich, eine Überflutung des Bodenmonolithen zu simulieren.

Zur Berechnung der potentiellen Verdunstung werden mit einer Klimamessstation die Größen Lufttemperatur in 2 m und 5 cm Höhe über dem Boden, Bodentemperaturen in 5 Tiefenstufen, der Niederschlag 1 m über dem Boden sowie an der Erdoberfläche, die Windgeschwindigkeit, die Windrichtung, die Globalstrahlung, der Luftdruck sowie die Luftfeuchte gemessen. An den beiden Auenmessplätzen erfolgt des Weiteren die Ermittlung der Größen Grundwasserstand, Bodenwassergehalt, Matrixpotential sowie der klimatischen Größen Niederschlag, Windgeschwindigkeit, Luftfeuchte, Lufttemperatur und Bodentemperatur (in drei Tiefenstufen).

### 3 Ergebnisse

Nach der Auswertung sämtlicher Daten aus Wägung und Grundwassersteuerung können die Bodenwasserhaushaltsgrößen für jedes Lysimeter mit stündlicher Auflösung in Form der modifizierten Wasserhaushaltsgleichung [Gl. 1] ausgewiesen werden.

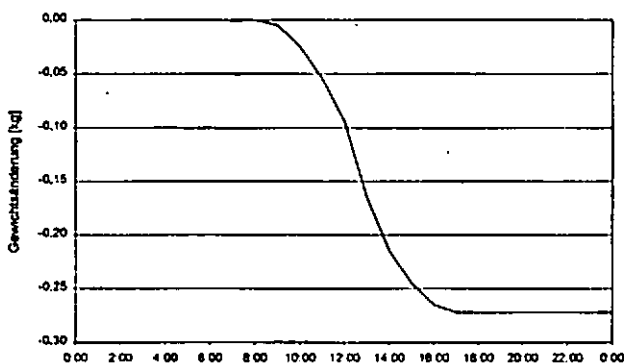


Abb. 2 Gewichtsänderung eines Lysimeters am 04.02.2003

In Abb. 2 ist für einen Tag im Februar der Verlauf der Gewichtsänderung dargestellt. Da an diesem Tag weder Niederschlag noch Grundwasserabfluss bzw. -zufluss zu verzeichnen waren, ist die Gewichtsänderung vollständig der Verdunstung zuzuschreiben.

Das Lysimeter hat eine Oberfläche von  $1 \text{ m}^2$ . Damit entspricht  $1 \text{ l/m}^2 = 1 \text{ mm}$ . Da von einer durchschnittlichen Dichte des Wassers von  $1 \text{ kg/l}$  ausgegangen wird, kann

eine Gewichtsänderung von  $1 \text{ kg}$  direkt in  $1 \text{ mm}$  umgerechnet werden. Im angegebenen Beispiel ist das Gewicht nachts konstant, während tagsüber ein Gewichtsverlust von insgesamt  $0,27 \text{ kg}$  zu verzeichnen war. Dies entspricht einer Verdunstung von  $0,27 \text{ mm}$ . Anhand des vorgestellten Beispiels konnte belegt werden, dass die Bodenwasserhaushaltsgrößen mit hoher Genauigkeit erfasst werden.

### 4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Es konnte nachgewiesen werden, dass die neu entwickelte Grundwassersteuerung im Vergleich zur Wägung plausible Werte liefert. Die angestrebte Genauigkeit von kleiner  $0,1 \text{ kg}$  pro Regelungsvorgang wurde dabei eingehalten.

Das wägbare Grundwasserlysimeter ist in der Lage, die Bodenwasserhaushaltsgrößen Niederschlag, Evapotranspiration, Grundwasserneubildung, Kapillarer Aufstieg sowie Interaktion mit dem Fließgewässer mit einer hohen zeitlichen Auflösung auszuweisen.

Zur vollständigen Beschreibung des Bodenwasserhaushaltes ist es erforderlich, Extremszenarien zu simulieren. Das sind zum einen extreme Hochwasserereignisse, zum anderen lange Trockenphasen mit darauf folgenden Starkniederschlägen. Nach Erhalt eines aussagekräftigen Datensatzes soll der Bodenwasserhaushalt modelliert werden, um langfristige Aussagen treffen zu können und eine Übertragbarkeit auf andere Elbauenstandorte zu sichern.

### Literatur

- ATV-DVWK (2002): Verdunstung in Abhängigkeit von Landnutzung, Bewuchs und Boden; ATV-DVWK-Merkblatt 504, verantw. Herausgeber ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- Burek, P. (2003): Langfristige, hydrologische Betrachtung der Grundwasserdynamik am Beispiel der Mittleren Elbe, Diss. Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH)
- Disse, M. (1995): Modellierung der Verdunstung und der Grundwasserneubildung in ebenen Einzugsgebieten; Diss. Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH)
- Friese, K.; B. Witter, W. Brack, O. Buetner, F. Krueger, M. Kunert, H. Rupp, G. Miehlich, A. Groengroeft, R. Schwarz, A. Van der Veen and D. W. Zachmann (2000): Distribution and Fate of Organic and Inorganic Contaminants in a River Floodplain – Results of a Case Study on the River Elbe, Germany; In: Wise, D. L.; D. J. Trantolo, E. J. Cichon, H. I. Inyang, and U. Stottmeister, (Eds.) Remediation Engineering of contaminated soils. Marcel Dekker, Inc., New York, Basel, pp. 373 – 426.
- Schwartz, R. (2001): Die Böden der Elbaue bei Lenzen und ihre möglichen Veränderungen nach Rückdeichung; Diss. Universität Hamburg
- Meissner, R.; H. Rupp, M. Seyfarth und J. Punzel (2000): Verfahren zum automatischen Betrieb eines wägbaren Grundwasserlysimeters. Patent-Nr. DE 199 02 462.



## Aminosäuren- und Proteinabgabe durch Böden und Pflanzen an die Atmosphäre? - ihr Niederschlag durch Tau und Regen

Scheller, E.\* , Cuendet, C.\*\* , Müller, J.\*\* und Werren, D.\*

Im Zuge der erhöhten Forschungsaktivitäten über atmosphärische Chemie im Zusammenhang mit der erwarteten Klimaveränderung werden in den letzten Jahren auch atmosphärische Stoffkreisläufe verstärkt untersucht. Dabei findet die Stoffabgabe und Stoffaufnahme in und aus der Luft durch Pflanzen und Böden besonderes Interesse. Kesselmeier et al. (1998) haben nachgewiesen, daß zum Beispiel Wälder größere Mengen an Ameisensäure und Essigsäure in die Umgebungsluft abgeben und landwirtschaftliche Kulturen diese aufnehmen. Während Pflanzen nur tagsüber Carbonylsulfid einatmen, nehmen Böden Tag und Nacht diese Substanz auf (Kuhn et al. 1998). In einer Carbonylsulfid-freien Luft geben Böden diese Substanz wieder an die Luft ab. Ferner wurden untersucht: Isopren, Monoterpene, Alkane, Alkene, Alkohole, Esther und Ether u.a. Das heißt, über die Luftsphäre findet ein nicht unerheblicher Austausch organischer Substanzen zwischen Böden, Pflanzen und Ökosystemen statt, dessen Wirkungen und Funktionen noch weitgehend unbekannt sind. Eine weitere Substanzgruppe, die in Tau und Regen als natürliche Extraktionsmedien der erdnahen Luftschichten gefunden wurde, sind Aminosäuren, Peptide und Eiweiße. Im Jahr 1996 haben wir begonnen, Herkunft und Aminosäurezusammensetzung dieser Substanzgruppe näher zu untersuchen.

Im April und Mai dominieren die Blütenpollen die Eiweißfracht im Tau. Entsprechend hohe Gesamtgehalte an hydrolysierten Aminosäuren (THAA) von 53 – 922  $\mu\text{mol/l}$  wurden im Mai bis Juni 1996/97 gefunden, in der übrigen Vegetationszeit 8 – 164  $\mu\text{mol/l}$ . Im Mai und Juni betrug der Anteil der freien Aminosäuren (DFAA) 35 – 44%, in der übrigen Vegetationszeit 14 – 26%. Ab Mitte Juli 96 zeigte die prozentuale Aminosäureverteilung in hydrolysierten Evapotranspirationswasserproben ( $\text{ET}_a$ ) einer Wiese eine hohe Übereinstimmung mit der im niederschlagenden Tau. Das führte zu der Hypothese, daß nach der Blütezeit der Gräser die Proteinfracht im Tau hauptsächlich von der Proteinabgabe von Böden und Pflanzen herrührt (Scheller 2001). In einem Forschungsvorhaben an der Universität Kassel-Witzenhausen sollten die Phänomene überprüft und die These der Proteinabgabe durch Pflanzen und Böden mit einer verbesserten Methodik untersucht werden.

## Material und Methoden

An vier Standorten in der Umgebung von Witzenhausen wurden im Jahr 2001 Evapotranspirationswasserproben ( $\text{ET}_a$ ) und  $\text{CaCl}_2$ -Extrakte von feldfrischen Bodenproben gewonnen und auf freie und proteingebundene Aminosäuren untersucht.

**Standort I.1 + I.2 (Freudenthal):** ein Acker in der Auenlandschaft des Werratals 8 km westlich von Witzenhausen, 50 m neben einem Kies-See und 200 m neben der Werra auf ca. 130 m über NN außerhalb des Überschwemmungsbereichs, Auenlehm, I.1 Klee-gras, I.2 Sommerweizen nach Klee-gras.

**Standort II (Berksbachtal):** ein Wiesental mit Bachlauf, eingerahmt von Buchenmischwäldern am stark zerfurchten Ostabfall des Hinteren Kaufunger Waldes zwischen Roßbach und Oberroßbach. Wiese auf unterem Buntsandstein mit Lößeinwehungen, Pseudogley-Pararendzina. Die Untersuchungsfläche (Wiese) wird organisch-biologisch bewirtschaftet und liegt am leichten Südhang.

**Standort III.1 + III.2 (Berksbachtal):** in ca. 200 m Entfernung von II auf der Talsohle, konventionell extensives Grünland, III.1 ohne N-Düngung, III.2 210 kg N/ha.

**Standort IV (auf der Warte):** Der Ackerstandort mit Klee-grasbewuchs liegt östlich von Roßbach auf ca. 285 m über NN auf einem Westhang. Die geologische Grundlage sind Obere Zechsteinformationen, auf denen sich eine Pararendzina entwickelt hat. Das Feld wird organisch-biologisch bewirtschaftet.

**Probengewinnung:** Zur Gewinnung von  $\text{ET}_a$ -Proben wurde eine vorgespülte Meßplane von 3,75 m<sup>2</sup> in ein Holzgestell eingehängt. Das ganze Holzgestell wurde mit einer Plane überzogen und an den Seiten abgedichtet. Die Kapazität der Meßplane betrug ca. 300 ml Flüssigkeit, bevor sie zu tropfen anfang (Abb. 1). Es wurden  $\text{ET}_a$ -Proben sowohl über Tage als auch über Nacht aufgefangen.

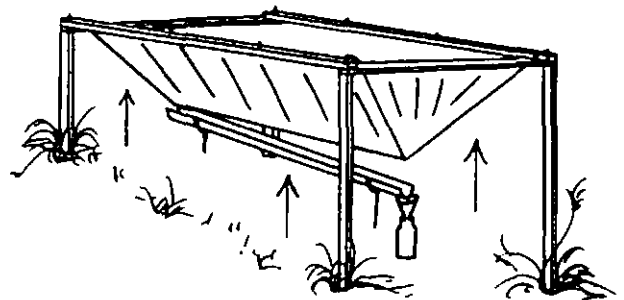


Abb. 1: Schematische Darstellung der Aufhängung der vorgespülten Meßplane in der Vorrichtung zum Auffangen der  $\text{ET}_a$ -Proben, (Skizze Dagmar Werren)

Zur Gewinnung von Blindproben wurde jeweils eine Referenzplane mitgewaschen und zum Trocknen aufgehängt. Auf ihr wurde demin. Wasser vernebelt und damit die Taubildung nachgeahmt.

60 g Boden wurden feldfrisch sofort nach der Probenahme mit 240 ml einer 0,01 M  $\text{CaCl}_2$ -Lösung versetzt, kühl gelagert und anschließend sofort im Labor extrahiert. Die Extrakte wurden tiefgefroren.

### Ergebnisse und Diskussion

In der organischen Substanz im Ap von landwirtschaftlich genutzten Sandböden sind ca. 40 - 56% des  $\text{N}_i$  in vorwiegend proteinogenen Aminosäuren eingebunden. 2% Humus entsprechen ca. 0,10%  $\text{N}_i$  oder ca. 4.000 kg N/ha im Ap. Davon wären bei einem Anteil von 50% des  $\text{N}_i$  ca. 2.000 kg N/ha in Aminosäuren eingebunden, entsprechend ca. 17.000 kg Eiweißtrockenmasse pro Hektar. Häufige Netto-mineralisierungsraten liegen zwischen 1 kg  $\text{NO}_3\text{-N/ha}$  und 10 kg  $\text{NO}_3\text{-N/ha} \times \text{Tag}$ , entsprechend 4,3 bis 43 kg Eiweißtrockenmasse/Tag  $\times$  ha. Bei einem Gehalt des Bodens von 10 mm/10 cm Bodenschicht an pflanzenverfügbarem Wasser wären das in 0 - 30 cm Tiefe 300.000 l Wasser/ha. Der Eiweißumsatz pro Liter Bodenwasser und Tag würde im Bereich von 14 - 140 mg/l liegen, entsprechend 100 - 1.100  $\mu\text{mol/l}$ . Die gemessenen Konzentrationen in den Evaporations- und Evapotranspirationskondensaten lagen im Bereich von 10 - 50  $\mu\text{mol/l}$  am Standort Armenhof Talwiese.

Die gemessenen Konzentrationen in den Evaporations- und Evapotranspirationskondensaten lagen an den 4 Standorten in der Umgebung von Witzenhäusern im Bereich von 1 - 16  $\mu\text{mol/l}$  im Jahr 2001.

In den feldfrisch verarbeiteten  $\text{CaCl}_2$ -Extrakten von Bodenproben, die am gleichen Standort zeitnah zu den  $\text{ET}_a$ -Proben gewonnen wurden, fanden wir auf den Ackerstandorten durchschnittliche THAA-Gehalte von 14 - 24 nmol/g Boden, auf den Wiesenstandorten 102 - 106 nmol/g Boden. Damit liegen die THAA-Gehalte der  $\text{CaCl}_2$ -Extrakte zumindest auf dem Acker in der gleichen Größenordnung wie in den  $\text{ET}_a$ -Proben (Umrechnung von Boden auf Bodenwasser Faktor 2 - 3).

### Methodische Grundlagen und Probleme der Gewinnung und Messung der Proteingehalte in Evaporations- und Evapotranspirationskondensaten ( $\text{ET}_a$ -Proben)

Wenn mit der Evaporation oder der Evapotranspiration ( $\text{ET}_a$ ) Proteine und freie Aminosäuren in die Atmosphäre gelangen, dann schlagen sie sich auch auf den Meßplanen beim Trocknen nieder, genauso wie Blütenpollen und aufgewirbelter Staub. Die Gewinnung und Bestimmung der Proteingehalte in den  $\text{ET}_a$ -Proben mußte in einer Umgebung erfolgen, die aus der gleichen Quelle kontaminiert sein konnte, die gemessen werden sollte. Im Mai führen die hohen Blütenpollengehalte der Luft zu einem Anstieg der Blindwerte bis auf 4  $\mu\text{mol/l}$ , während sie nach dem 26. Mai bei unter 1  $\mu\text{mol/l}$  liegen und im April bei 2  $\mu\text{mol/l}$ . Die Bestimmungsgrenze der Meßprobe liegt bei ca. 0,6 - 1  $\mu\text{mol/l}$ , wenn sehr sauber gearbeitet

wird. In dieser Größenordnung liegt die Proteinkontamination der sauren Aufschlußlösung. Ferner wirkt sich ab diesem Bereich die Kontamination mit Laborstaub usw. aus. Für eine genauere Bestimmung müßten sowohl die Herrichtung als auch das Waschen der Planen in Reinlufträumen erfolgen, genauso wie die Probenaufbereitung, die leider nicht zur Verfügung standen.

Auf der Grundlage der THAA-Gehalte lassen sich ca. 2/3 der  $\text{ET}_a$ -Proben nicht von den Blindproben abgrenzen. Entscheidend ist deshalb der Vergleich der Aminosäurezusammensetzung zwischen den  $\text{CaCl}_2$ -Extrakten der Böden, der  $\text{ET}_a$ -Proben und der Blindwerte. Da im Moment noch nicht alle Daten diesbezüglich ausgewertet sind, kann noch kein abschließendes Urteil gebildet werden. Erste Vergleiche zeigen, daß bei den  $\text{ET}_a$ -Proben mit mindestens doppelt so hohen THAA-Gehalten wie die dazugehörigen Blindproben die Aminosäurezusammensetzung unterschiedlich ist.

Selbst wenn eindeutig zu belegen ist, daß sich die Proteingehalte der  $\text{ET}_a$ -Proben von den Blindproben abgrenzen lassen, bleibt die Frage offen, woher sie kommen und wie sie auf die Meßplane gelangen. Kommen sie aus dem Eiweißstoffwechsel des Bodens, dann fehlt noch die Erklärung, wie sie mit dem Evaporationswasser aus dem Boden austreten. Bei Pflanzen ist bekannt, daß Aminosäuren und Proteine mit der Gutationsflüssigkeit austreten oder auf die Blattoberfläche ausgeschieden werden (Tuckey 1971). Doch wie gelangen sie von da in die Luft und als Niederschlag auf die Meßplane? Auch diese Frage ist noch offen. Der abgedichtete Luftraum unter der Plane betrug 2  $\text{m}^3$  und die Luft wurde nicht bewegt. Deshalb ist ein Niederschlag aus einer luftbürtigen Fracht unwahrscheinlich. Die Herkunft eines Teiles der im Tau gefundenen THAA und DFAA ist im Moment noch ungeklärt.

### Danksagung

Die Autoren danken der Software AG-Stiftung Darmstadt für die Finanzierung des Forschungsvorhabens. Besonders bedanken sie sich auch bei J. Schelberger und K. Grunz für die Probenaufbereitung.

Literatur: Kesselmeier, J., Bode, K., Gerlach, C. und Jork, E.M. (1998): Exchange of atmospheric formic and acetic acids with trees and crop plants under controlled chamber and purified air conditions. Atmospheric environment Vol 32, 10, 1765 - 1775. Kuhn, U., Amman, C., Wolf, A., Meixner, F.X., Andreae, M.O., Kesselmeier, J. (1999): Carbonyl sulfide exchange on an ecosystem scale: soil represents a dominant sink for atmospheric COS. Atmospheric environment Vol 33, 995 - 1008. Scheller, E. (2001): Amino acids in dew - origin and seasonal variation. Atmospheric environment 35, 2179-2192. Tuckey, H.B. (1971): Leaching of substances from plants. In: Preece, T.F. und Dickinson, C.H. (1971): Ecology of leaf surface microorganisms. 67 - 80, Academic press, London

# Ein Ansatz zur Charakterisierung des Gefährdungspotenzials bei Böden

Martin Schlather und Bernd Huwe

## 1 Einleitung

Ziel ist die Charakterisierung eines Bodens bezüglich des Gefährdungspotenzials für das Grundwasser durch von der Oberfläche eingeschwemmte und vom Boden nicht zurückgehaltene Substanzen, wie zum Beispiel atmosphärische Schadstoffe oder Herbizide. Diese Charakterisierung soll in erster Linie die physikalischen Eigenschaften des Bodens und nicht die chemisch-physikalischen Eigenschaften eines speziellen Schadstoffes widerspiegeln. Die Charakterisierung soll durch eine oder wenige statistische Summengrößen erfolgen.

Für die Definition und Ableitung einer ersten Kenngröße wurden die Brilliant-Blue-Tracerexperimente von Flury and Flühler (1994), Flury et al. (1994) und Albertini et al. (1995) herangezogen, siehe Abb. 1 und 2. Bei diesen Experimenten wurde der in Wasser gelöste Farbstoff Brilliant-Blue unter sehr genauen Bedingungen über einen längeren Zeitraum auf die Bodenoberfläche in einem Bereich von mehreren Quadratmetern aufgebracht. Anschließend wurden Profile aufgegraben und fotografiert und die Menge des eingetragenen Farbstoffes als Funktion  $f$  der Tiefe bestimmt.

Im folgenden wird eine Kenngröße  $\xi$  vorgestellt, die eine Charakterisierung der Funktion  $f$  darstellt.

## 2 Modellvorstellung

Der zu definierenden Kenngröße  $\xi$  liegt folgendes Gedankenexperiment zugrunde. Die gelöste Farbe läuft in Form von Farbpaketen entlang gegebener Pfade, siehe Abb. 3. Ein Farbpaket färbt einen Pfad entlang des Weges und stoppt nach einer zufälligen Strecke. Auf jedem Pfad läuft eine Vielzahl von unabhängigen Farbpaketen entlang. Dann ergibt sich die Tiefe der Färbung eines Pfades aus der Tiefe des am weitesten vorgedrungenen Farbpaketes. Den Gesetzen der Extremwerttheorie folgend, siehe z. B. Embrechts et al. (1997), ist die Wahrscheinlichkeit, dass ein Pfad über eine (große) Schwellwerttiefe  $D$  hinaus gefärbt ist, ungefähr durch eine Pareto-Verteilung  $H$  mit Formparameter  $\xi \in \mathbb{R}$  und

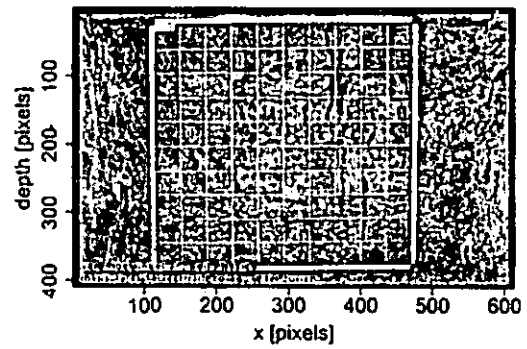


Abbildung 1: Farbtraceexperiment von Albertini et al. (1994-97)

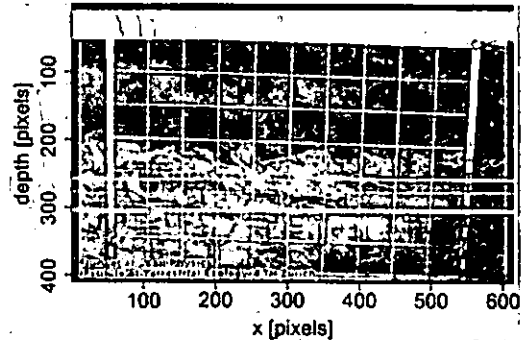


Abbildung 2: Farbtraceexperiment von Flury et al. (1992-94)

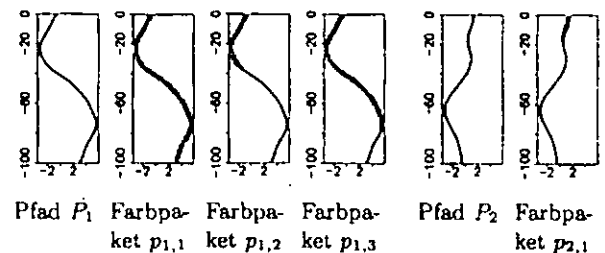


Abbildung 3: Modellvorstellung: Farbpakete  $p_{ij}$  durchlaufen den Pfad  $P_i$ ; der graue Bereich im 2.-4. und 6. Bild zeigt den Weg, der durch das jeweilige Farbpaket eingefärbt wurde.

Skalenparameter  $s > 0$  gegeben,

$$H(x) = 1 - (1 + \xi s^{-1} x)^{-1/\xi}, \quad 1 + \xi s^{-1} x > 0. \quad (1)$$

Siehe Abbildung 4 für die Dichten. Für negative  $\xi$  verschwindet die Dichte für große Tiefen, d.h. große Tiefen werden nicht erreicht und das Gefährdungspotenzial ist gering. Für  $\xi = 0$  ist die Dichte eine Exponentialfunktion, d. h. es werden große Tiefen erreicht, jedoch nur in sehr geringen Mengen. Für positive  $\xi$  ist die Dichte invers-polynomial abfallend, d. h. es werden große Mengen in große Tiefen transportiert. Hier ist das Gefährdungspotenzial hoch und zwar je höher der Wert von  $\xi$  ist.

Abteilung Bodenphysik, BITÖK, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth  
 martin.schlather@uni-bayreuth.de, bernd.huwe@uni-bayreuth.de

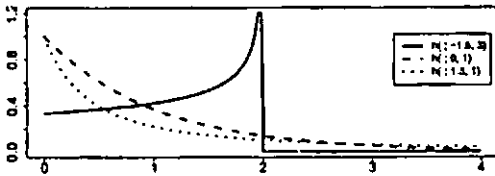


Abbildung 4: Dichten der Pareto-Verteilung  $H$

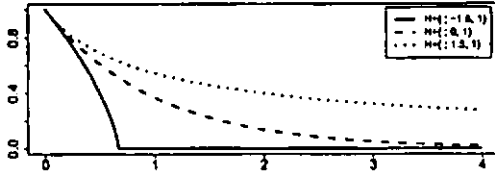


Abbildung 5: Schwanzverteilungen  $H^+(x) = 1 - H(x)$  der Pareto-Verteilung  $H$

### 3 Modellanpassung

Überträgt man das obige Gedankenexperiment auf das Profilbild eines Tracerversuches, so ist die Anzahl der gefundenen Pixel in Tiefe  $D + x$ ,  $x > 0$ , proportional zu der Pareto-Schwanzverteilung  $H^+(x) = 1 - H(x)$ , bis auf stochastische Schwankungen. Hierbei ist  $D > 0$  eine feste Schwellertiefe. Siehe Abbildung 5 für  $H^+$ . Der Formparameter kann durch eine kleinste-Quadrate-Anpassung von  $f$  an  $H^+$  bestimmt werden für Tiefen größer  $D$ .

Abbildung 6a zeigt die sensible Abhängigkeit des geschätzten Formparameter von der Wahl des Schwellwertes  $D$ . Eine wesentlich robustere Darstellung erhält man, indem man den geschätzten Formparameter über die relative Anzahl  $r$  der gefärbten Pixel in der Tiefe des Schwellwertes  $D$  abträgt, siehe Abbildung 6b. Es zeigt sich ein relativ konstanter Bereich für  $r \in [0.5, 0.8]$ . Deshalb wird vorgeschlagen, den Median aller geschätzten Formparameter für  $r \in [0.5, 0.8]$  als Charakteristik für das Gefährdungspotenzial zu verwenden. Für das Tracerprofil in Abbildung 1 erhält man den Wert 0.38, für das in Abbildung 2 den Wert -0.68.

### Danksagung

Die Autoren danken Nina von Albertini, Markus Flury und Hans Flühler für die Bereitstellung der Profilbilder. Das Projekt wurde vom BMFT, PT BEO 51-0339476C, gefördert.

### Literatur

N. von Albertini, H. P. Läser J. Leuenberger, and H. Flühler. Regeneration der Bodenstruktur eines verdichteten Ackerbodens unter Kunstwiese. *Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz, Dokument*, 7:10-16, 1995.

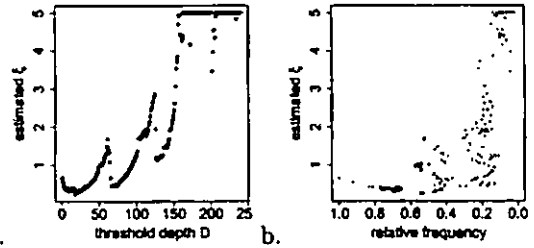


Abbildung 6: Geschätzter Formparameter  $\xi$  in Abhängigkeit von (a) dem Schwellwert  $D$  (b) der relativen Anzahl der blauen Pixel in der Tiefe des Schwellwertes  $D$  (Fortsetzung zu Abbildung 1)

N. von Albertini, H.P. Läser, J. Leuenberger, and H. Flühler. Strukturierung eines verdichteten Ackerbodens unter einer mehrjährigen Kunstwiese. URL: [www.ito.umnw.ethz.ch/SoilPhys/Fliessmuster/projekt\\_vonalbertini.html](http://www.ito.umnw.ethz.ch/SoilPhys/Fliessmuster/projekt_vonalbertini.html), 1994-97.

P. Embrechts, C. Klüppelberg, and T. Mikosch. *Modelling Extremal Events*. Springer, Berlin, New York, 1997.

M. Flury and H. Flühler. Brilliant Blue FCF as a dye tracer for solute transport studies - a toxicological overview. *J. Environm. Quality*, 23:1108-1112, 1994.

M. Flury, H. Flühler, W.A. Jury, and J. Leuenberger. Susceptibility of soils to preferential flow of water: A field study. *Water Resour. Res.*, 1994.

M. Flury, J. Leuenberger, B. Studer, W.A. Jury, and H. Flühler. Präferentielle Fließwege in Ackerböden - ein screening-Test unter Feldbedingungen. URL: [www.ito.umnw.ethz.ch/SoilPhys/Fliessmuster/projekt\\_flury.html](http://www.ito.umnw.ethz.ch/SoilPhys/Fliessmuster/projekt_flury.html), 1992-94.

# Waldbodenregeneration nach Befahrung durch eine Forstmaschine

SCHNEIDER, R.<sup>1</sup>, SCHÜLER, G.<sup>2</sup>, REICHARDT, M.<sup>3</sup>,  
SCHOBEL, S.<sup>1</sup> & SCHRÖDER, D.<sup>1</sup>

## 1 Einleitung

Eine zunehmende Rationalisierung der Waldarbeit durch immer effizientere Maschinen stellt eine Notwendigkeit dar, um im internationalen Wettbewerb bestehen zu können. Gleichzeitig können durch immer schwerere Maschinen tiefgreifende Bodenschäden verursacht werden. Negative Veränderungen der ökologischen Bodenfunktionen, insbesondere die Verminderung des Gasaustausches, behindern die Wurzelaktivität und gefährden damit die nachhaltige Nutzung der forstlichen Standorte. Anhand eines 13 Jahre alten Befahrungsversuches eines Waldbodens sollte die Frage geklärt werden, ob und in welchem Umfang eine natürliche Waldbodenregeneration möglich ist.

## 2 Versuchsfläche/Methodik

Zur Erfassung und Dokumentation der bodenökologischen Auswirkungen einer mechanischen Belastung eines schluffig-sandigen Waldbodens wurden 1989 im Zuge einer Flächenräumung im Forstamt Merzalben/Mittlerer Pfälzerwald gezielte Befahrungen unterschiedlicher Intensität (einfach und fünffach) mit dem Universalschlepper „MB-trac 1500“ und dem Anbau-Räumgerät „Räumfix“ (insgesamt 7 t) auf einer Versuchsfläche durchgeführt.

Die Versuchsfläche liegt 200 m südlich des Luitpoldturmes auf dem hangigen Kulminationsbereich des Weißenberges (590 m üNN). Bei dem Leitboden handelt es sich um eine mittelgründige, schwach podsolige Braunerde aus schuttführendem Sand (aus Sandsteinen und Lösslehm) über Schutt-sand (aus Sandsteinen) mit einem feinhumusarmen Moder als Auflage. Im Liegenden stehen die Karlstal-Schichten des mittleren Buntsandsteines an. Der Feinboden der Hauptlage ist als schwach schluffiger Sand anzusprechen, der der Basislage als mittelsandiger Feinsand. Als Gefügeform dominiert Einzelkorngefüge, bei Tongehalten zwischen 1,1 % und 2,1 %. Die Sukzessionsvegetation setzt sich aus Birke, Eberesche, Fichte, Kiefer, Lärche, Buche und Eiche zusammen.

Anhand einfacher Parameter wie der Infiltrationsrate, dem Eindringwiderstand sowie der Lagerungsdichte, konnten 1989 die negativen Auswirkungen der Befahrungen auf einem als befahrungsunempfindlich geltenden Sandstandort nachgewiesen werden.

Für die im Jahr 2002 durchgeführten Untersuchungen, wurde das ursprüngliche Analysenprogramm um folgende Messungen erweitert: bodenphysikalische Stechzylinderuntersuchungen, Aggregatstabilität, pH-Wert, Corg, Nt, biologische Fraßaktivität.

## 3 Ergebnisse/Diskussion

Bei den Untersuchungen 1989 waren die Lagerungsdichten der Befahrungsvarianten zwischen 0 cm und 20 cm signifikant höher als auf der unbefahrenen Fläche (Abb 1.).

Die Messungen der Eindringwiderstände (CI-Werte) ergaben einen Verdichtungsbereich zwischen 7 cm und 27 cm, wobei die Fünffachbefahrung die höchsten Werte aufwies.

Die Infiltrationsraten (nach HOFMANN) waren bei

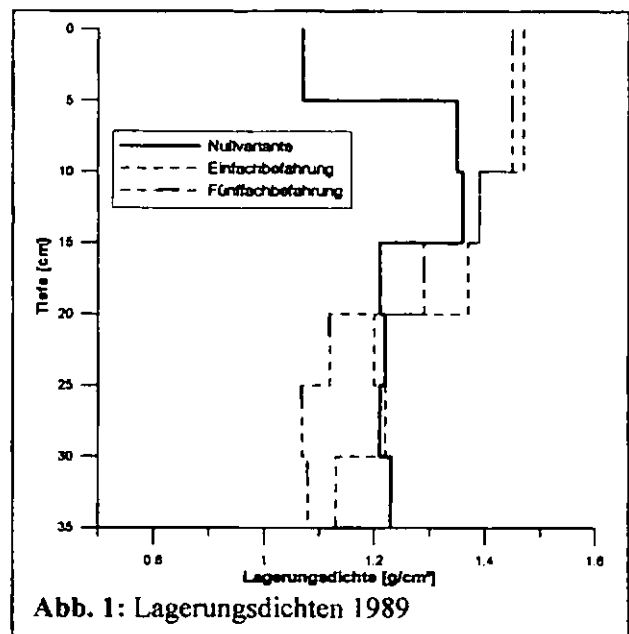


Abb. 1: Lagerungsdichten 1989

der Nullfläche signifikant höher als bei der Einfach- und Fünffachbefahrung.

Während 1989 mit den vorhandenen Methoden ein Hauptverdichtungsbereich zwischen 0 cm und 20 cm nachgewiesen wurde, lag dieser 2002 zwischen 10 cm und 20 cm. Die obersten 10 cm zeigten signifikant geringere Lagerungsdichten als 1989 (Abb. 2).

<sup>1</sup> Universität Trier • Bodenkunde • 54286 Trier

<sup>2</sup> Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft, 67705 Trippstadt

<sup>3</sup> Saarbrücker Str. 32 • 44135 Dortmund

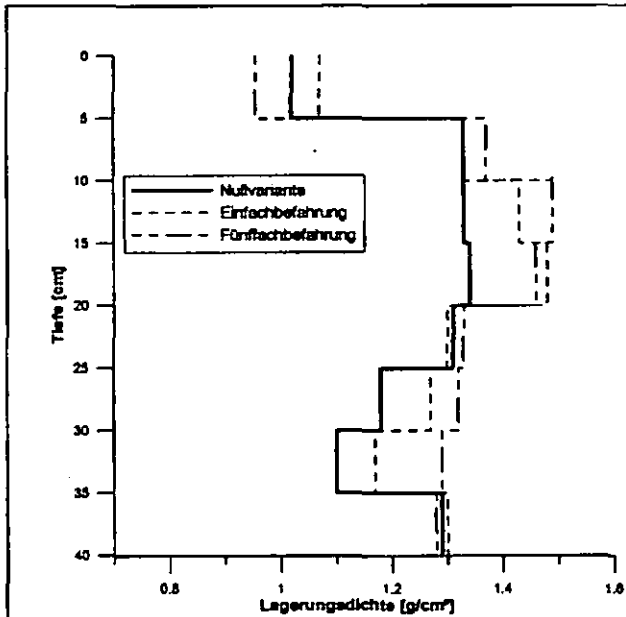


Abb. 2: Lagerungsdichten 2002

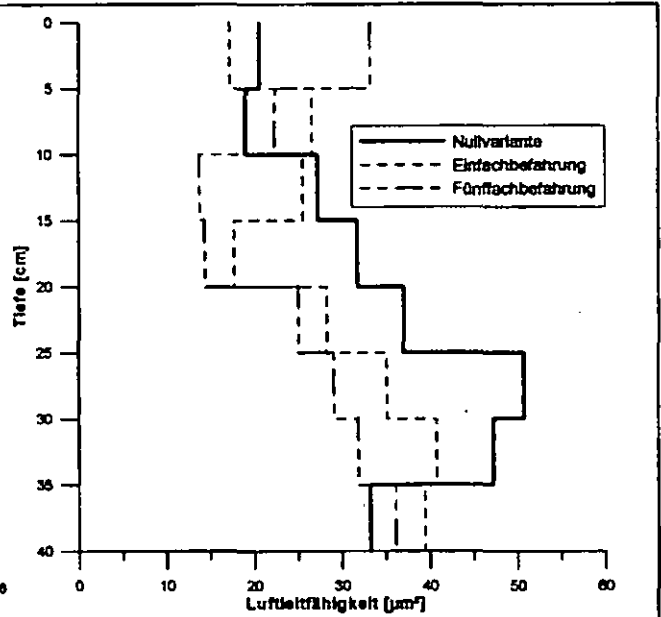


Abb. 4: Luftleitfähigkeit 2002

Auch die Permeabilitätsparameter für Luft und Wasser waren bei den Befahrungsvarianten zwischen 10 cm und 20 cm geringer als bei der Nullfläche (Abb. 3 und 4), liegen aber nicht in einem kritischen Bereich.

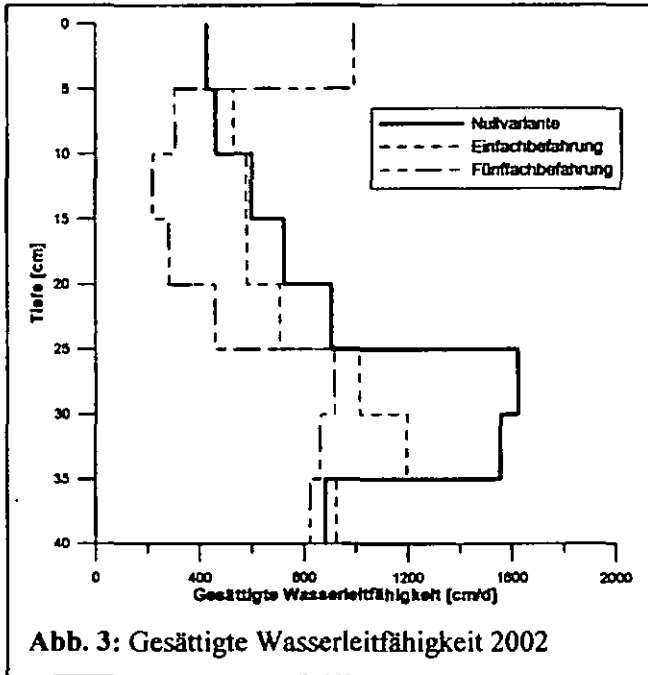


Abb. 3: Gesättigte Wasserleitfähigkeit 2002

Für eine Regeneration der obersten 10 cm kann Quellung und Schrumpfung wegen der geringen Tongehalte und einem Einzelkorngefüge nicht als Erklärung dienen.

Auch ist das Potenzial einer biologischen Restabilisierung der Aggregate durch die Aktivität der Makrofauna auf Standorten mit Podsolierungsprozessen, pH-Werten < 3,7 und C/N-Verhältnissen > 20 als gering einzustufen. Die gemessene biolo-

gische Aktivität der Nullvariante war höher als bei den Befahrungsvarianten. Dies belegen auch die Aggregatstabilitäten ( $\Delta$ GMĐ) der Varianten. Die Aggregate der obersten Tiefe (0-5 cm) werden mit zunehmender Befahrungsintensität signifikant instabiler. Dies lässt die Vermutung zu, dass es seit der Befahrung zu keiner Restabilisierung der Aggregate gekommen ist.

Die Lockerung des Ahe-Horizontes nach der Verdichtung kann lediglich auf die intensive Durchwurzelung der Sukzessionsvegetation zurückgeführt werden.

#### 4 Schlussbemerkungen

Generell konnte durch die Untersuchungen von 1989 und 2002 ein Verdichtungsbereich durch die Befahrung belegt werden. Ob die Bodenfunktionen als Wurzelraum eingeschränkt werden, können mit den bodenphysikalischen und -biologischen Messungen nicht belegt werden. Die Permeabilitätsparameter sind ausreichend; es könnte durch erhöhte Dichtlagerung und Festigkeit aber die Durchwurzelung behindert sein. Weitere Untersuchungen zur Entwicklung der Durchwurzelung sollen zeigen, ob künftig mit einer in den Unterboden reichenden Regeneration zu rechnen ist.

Eine Wiederholung der Untersuchungen in frühestens 10 Jahren soll weitere Hinweise auf das Regenerationsverhalten von Sandböden nach Verdichtung geben.

# Pflanzenbauliche Aussagekraft des Eindringwiderstands ackerbaulich genutzter Plaggengesche im Osnabrücker Hügelland

H.-G. Schön

## Fragestellung

Wendende Bodenbearbeitung und Erntearbeiten können Krumenbasis- und Unterbodenverdichtungen verursachen. Über Art und Ausmaß der Verdichtung und die entsprechende pflanzenbauliche Relevanz auf ackerbaulich genutzten Flächen gibt es unterschiedliche Angaben. Die Ermittlung des Eindringwiderstands (EDW) ist eine kosten- und zeitgünstige Methode zur Erfassung der räumlichen Verteilung der Lagerungsdichte. Aus diesem Grund wurde der EDW ackerbaulich genutzter Flächen im Osnabrücker Hügelland näher untersucht und mit teilflächenspezifischen Erträgen in Beziehung gesetzt.

## Material und Methoden

Bei den Flächen handelte es sich um die Ackerflächen Oestringer Esch und Hanesch im Nettetal (Wiehengebirge) am nordöstlichen Rand des Stadtgebiets von Osnabrück. Bei beiden Flächen handelte es sich um Norm-Plaggengesche mit E-Horizonten von mehr als 65 cm Mächtigkeit. Beide Flächen wiesen als Bodenart im Ap- und E-Horizont 1s auf. Beim Schlag Oestringer Esch wurde im Januar 2002 bei annähernd Feldkapazität in einem Raster von 20 x 20 m der EDW mit Hilfe eines Penetrologgers der Firma Eijkelkamp bis in eine Tiefe von 80 cm gemessen. Gearbeitet wurde mit einer statischen Penetration von 2 cm/s und einem Konusstyp von 1 cm<sup>2</sup>, 60°. Je Rasterpunkt erfolgten 4 Einstiche, die anschließend gemittelt wurden. Die Fläche wurde im Jahr 2002 GPS-unterstützt teilflächenspezifisch beerntet. Im Januar und März 2003 erfolgte bei annähernd Feldkapazität im Zentrum des Feldes eine Bestimmung des EDW auf je einer Strecke (Transekt) von 20 m quer zur Bearbeitungsrichtung im Abstand von 10 cm. Auf der Fläche Hanesch wurde der EDW im März des Jahres 2002 auf 3 Strecken (Transekten) quer zur Bearbeitungsrichtung ermittelt. 2 der Strecken waren 36 m lang. Bei ihnen erfolgte die Messung im Abstand von 10 cm. Bei der dritten Strecke, die 30 m Länge aufwies, wurden die Eindringwiderstände im Abstand von 5 cm ermittelt.

## Ergebnisse



Abb1.: Eindringwiderstände in unterschiedlichen Tiefen, Oestringer Esch, November 2001, Feldkapazität

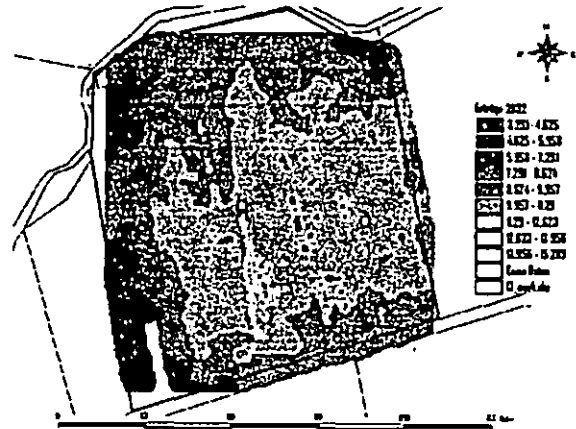


Abb. 2: Ertragsoberfläche der Fläche Oestringer Esch, Winterweizen, 2002, Interpolation Inverse Distanz (Power 2)

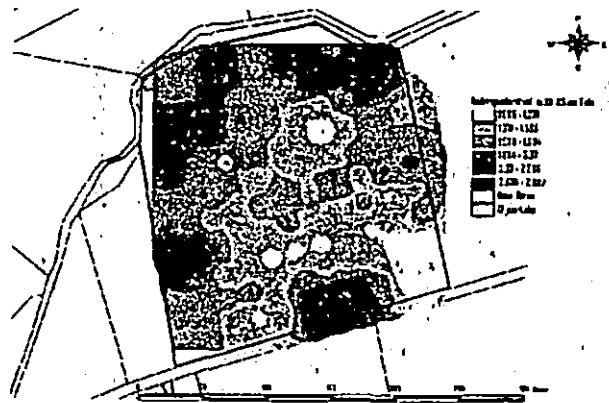


Abb. 3: Oberfläche der Eindringwiderstände in der Tiefe 30-35 cm, Oestringer Esch, annähernd FK, Interpolation Inverse Distanz (Power 2)

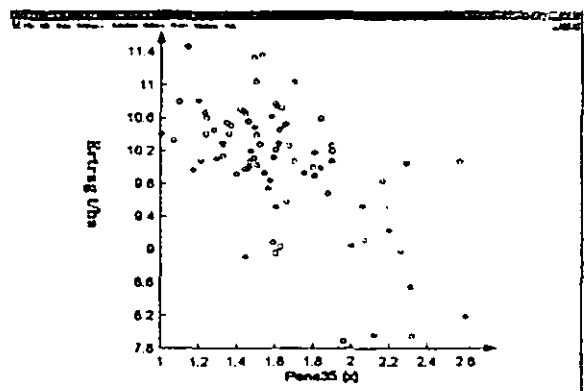


Abb. 4: Beziehung zwischen Eindringwiderstand an den Rasterpunkten in der Tiefe 30-35 cm und dem nächstgelegenen Ertragspunkt, Oestringer Esch

Die EDW-Werte spiegelten eine ausgeprägte Pflugsohle wider (Abb. 1). Allerdings variierten die Eindringwiderstände räumlich sehr stark. Dies deutet an, dass die Krumenbasis- und Unterbodenverdichtung offensichtlich nicht als flächendeckend homogen ausgeprägter Horizont auftritt, sondern kleinräumig schwankt. Eine Korrelation der Eindringwiderstände im Übergangsbereich zwischen Krume und Unterboden mit den zugehörigen teilflächenspezifischen Erträgen ergab einen hochsignifikanten Zusammenhang ( $r=0,597$ ). Unterschiedliche

Eindringwiderstände äußerten sich in Ertragsunterschieden von mehr als 2 t/ha Winterweizen. Die untersuchte Fläche wurde mit ortsüblicher mittlerer Technikausstattung bearbeitet. Dies führt zu der Vermutung, dass Unterbodenverdichtungen in vergleichbaren ackerbaulich genutzten Flächen durchaus in einer Größenordnung vorliegen, die deutliche Ertragsdepressionen bewirken

### Detailbetrachtung

Im Spätwinter/Frühjahr des Jahres 2003 wurden auf den Flächen Oestringer Esch und Hanesch Transekte mittels Vertikalpenetrometermessung untersucht, um die Eindringwiderstände möglichst hochaufgelöst zu ermitteln. Der Fahrgassenabstand betrug auf der Fläche Oestringer Esch 10 m und auf der Fläche Hanesch 12 m.

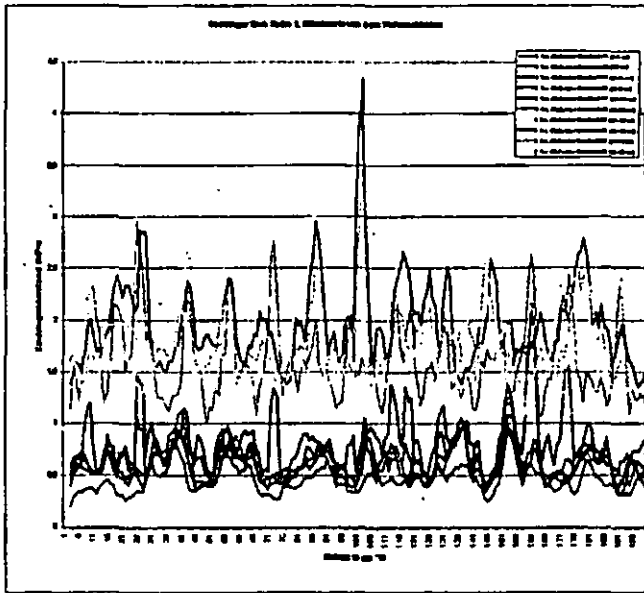


Abb. 5: Eindringwiderstände entlang des Transekts 2 bis 50 cm Bodentiefe (Mittelwerte von 5 cm Tiefenschichten), Oestringer Esch, März 2003

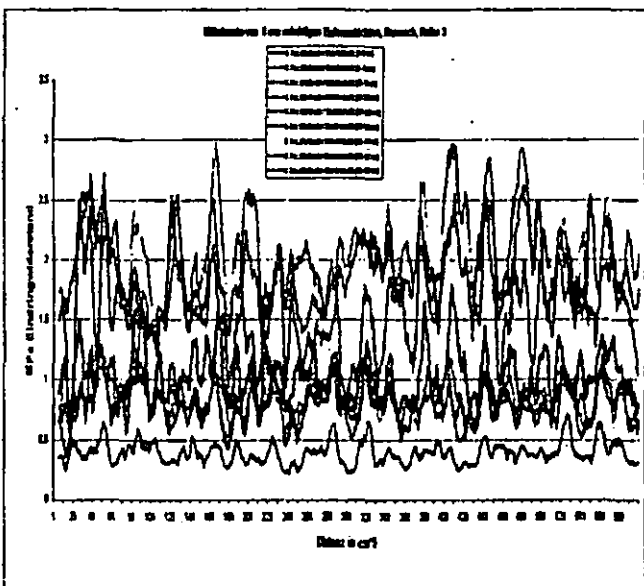


Abb. 6: Eindringwiderstände entlang des Transekts 3 bis 53 cm Bodentiefe (Mittelwerte von 6 cm Tiefenschichten), Hanesch, 5 cm Einstichabstand

Die Transektmessungen (Abb. 5-6) ergaben eine erstaunliche Variabilität der Eindringwiderstände in den einzelnen

Tiefenschichten und ließen einen deutlichen periodischen Trend erkennen. Die Trends in Ap-Horizont und Unterboden waren nicht deckungsgleich. Dies ist vermutlich durch Sekundärbodenbearbeitung und Aussaat zu erklären, deren Wirkung sich hauptsächlich im Pflughorizont widerspiegelt. Im Unterboden ergaben sich mittels Spektralanalyse Wellenlängen, die ungefähr der Arbeitsbreite der eingesetzten Pflüge entsprachen. Fahrgassen konnten nur eindeutig im Ap-Horizont erkannt werden. Sie pausierten sich aber nicht deutlich in den Unterboden durch. Die gemessenen Eindringwiderstände wiesen in der Spitze Werte auf, die anhand von Abb. 4 ertragsmindernd wirken dürften. Da die Werte aber kleinräumig schwankten, können die Pflanzenwurzeln vermutlich solchen verdichteten Bereichen noch ausweichen. Offensichtlich war der Pflugsohlenbereich nicht gleichmäßig, sondern lediglich lokal verdichtet. Rohdichtebestimmungen in der Pflugsohle der Transekte ergaben Werte, die ebenfalls auf geringer Distanz zwischen 1,44 und 1,75 variierten. Hauptursache für dieses Verdichtungsmuster dürfte das Pflügen in der Furche und die damit verbundene Ausbildung der Schlepperradsole sein. Dies spräche für eine Bodenbearbeitung, die auf die direkte Belastung der Krumenbasis verzichtet.

Die Rasterbeprobung konnte diese kleinräumige Variation nur bedingt aufdecken. Da an jedem Rasterpunkt 4 Einstiche an den Eckpunkten eines Quadrats mit der Kantenlänge 1 m vorgenommen wurden, deren Resultate gemittelt wurden, dürfte der größte Teil der kleinräumigen Variation geglättet worden sein. Die Rasterkartierung weist aber größere Bereiche mit unterschiedlichen Eindringwiderständen aus. Auf den untersuchten Flächen lagen Eindringwiderstände vor, die ganz offensichtlich ertragsmindernd wirkten. Aus pflanzenbaulicher Sicht sollten deshalb Überlegungen angestellt werden, um diese negativen, ertragsbegrenzenden Einflüsse zu verringern. Da die kleinräumige Betrachtung das Pflügen in der Furche als eine Ursache erscheinen läßt, wäre eine entsprechende Veränderung der Primärbodenbearbeitung eine mögliche Konsequenz.

Der eingesetzte Penetrollogger lieferte schnell und kostengünstig Messwerte. Diese Werte sind aber von vielen Faktoren beeinflusst. Hierzu zählen vor allem der Wassergehalt der Böden, die Bodenart und der Skelettanteil. Letzterer kann naturgemäß die Ergebnisse stark verfälschen. Diese Einflussfaktoren beeinträchtigen die Vergleichbarkeit der Resultate unterschiedlicher Flächen und/oder unterschiedlicher Zeitpunkte.

### Literatur

Dumbeck, G., 1986: Bodenphysikalische und funktionelle Aspekte der Packungsdichte von Böden. Dissertation, Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung, Gießen.

Wilde, A., 2000: Regeneration von Ackerböden nach starker landtechnischer Belastung. Dissertation, Institut für Landwirtschaftliche Verfahrenstechnik, Kiel



## Auswirkungen konservierender Bearbeitung auf physikalische und biologische Eigenschaften von Böden

S. Schrader, R. Anlauf & H.-C. Fründ

### EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG DES VORHABENS

In den vergangenen Jahrzehnten haben Bodenverdichtungen durch steigende Mechanisierung, Erhöhung der Radlasten und eine gesteigerte Befahrhäufigkeit erheblich zugenommen. Teilflächen werden heute bis zu 30 Mal pro Jahr überfahren (Zapf, 1997). In Verbindung mit einer Bearbeitung bei nicht optimalen Feuchteverhältnissen hat dies in vielen Situationen zu Verdichtungen geführt, die meist mit einer Reduzierung der biologischen Aktivität der Böden einhergehen. Langjähriges Pflügen kann außerdem im Bereich der Krumbasis zu einer Verdichtung durch den Plug führen (Pflugsohle).

In dem Forschungsvorhaben der Fachhochschule Osnabrück in Kooperation mit der Firma Amazone und der Landwirtschaftskammer Weser-Ems erfolgte die Untersuchung der ökologischen Auswirkungen konservierender Bodenbearbeitung (Mulchsaat, Direktsaat) gegenüber konventioneller (Pflug). Zu einem späteren Zeitpunkt soll noch eine Betrachtung der ökonomischen Auswirkungen erfolgen.

Es sollte geklärt werden, ob sich Erkenntnisse aus anderen Untersuchungen auf lehmigen Böden oder unter anderen Klimabedingungen auf die Verhältnisse in Nord-West-Niedersachsen übertragen lassen. Außerdem wird untersucht, ob sich positive bodenphysikalische und -biologische Veränderungen auch ökonomisch auswirken und ob konservierende Bodenbearbeitung zu einer Reduzierung der Nitratausträge führt, so dass es sinnvoll ist, eine solche Bewirtschaftung in Wasserschutzgebieten finanziell zu fördern.

Die Messungen erfolgen an drei Standorten mit unterschiedlichen für Nord-West-Niedersachsen charakteristischen Böden. Die Standorte unterscheiden sich in der Zeitdauer seit der Umstellung auf konservierende Bearbeitungsverfahren. Die bodenphysikalischen und -biologischen Untersuchungen erfolgten durch die FH Osnabrück, die Bewirtschaftung sowie die Ertrags- und Kostenberechnungen durch die Kooperationspartner.

### UNTERSUCHUNGSSTANDORTE

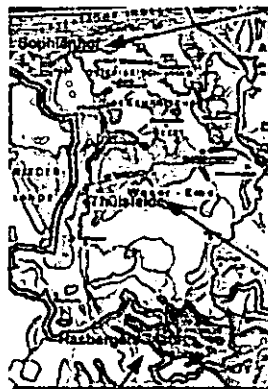


Abb 1: Lage der Untersuchungsstandorte

1. Sophienhof: Normkalkmarsch (Lt2) in der Ostfriesischen Marsch. Streifenversuch seit 1998 mit je 3 Wiederholungen. Varianten: Konventionell, Mulchsaat, Direktsaat.

2. Thülsfelde: Podsol (Sl2) in der Oldenburger Geest. Streifenversuch seit Frühjahr 2001 mit je 3 Wiederholungen. Varianten: Konventionell, Mulchsaat, Direktsaat.

3. Gaste: Plaggenesch (Sl4) im Osnabrücker Hügelland. Streifenversuch seit Frühjahr 2001 mit je 3 Wiederholungen. Varianten: Konventionell, Mulchsaat ohne krumentiefe Lockerung, Mulchsaat mit krumentiefer Lockerung, reduzierte Mulchsaat, Direktsaat.

### UNTERSUCHUNGSSCHWERPUNKTE UND METHODEN

#### ➤ Bodenphysikalische Untersuchungen:

**Allgemeine Charakterisierung der Standorte** durch Leitprofilaufnahme, dF, Textur (Sieb- und Pipettanalyse),  $C_{org}$  und N, (CN-Analyser).

**Generelle Charakterisierung bodenphysikalischer Eigenschaften** durch Eindringwiderstände (Penetrologger).

**Charakterisierung der Veränderungen des Porensystems** durch dB (Stechzylindermethode), pF-Kurven (Unterdruck-/Überdruckapparatur), kf (kf-Apparatur).

#### ➤ Bodenbiologische Untersuchungen:

**Charakterisierung des Wurzelwachstums** durch Wurzellängendichte (Intersektionsmethode).

**Charakterisierung der Bodenfauna** durch Regenwurmbesatz (Handauslese) und Spurenkartierung.

**Charakterisierung der mikrobiellen Aktivität** durch  $C_{mik}$  und  $N_{mik}$  (CFE) sowie aktuelle Nitrifikation.

#### ➤ Beispiel für eingesetzte Maschinen:

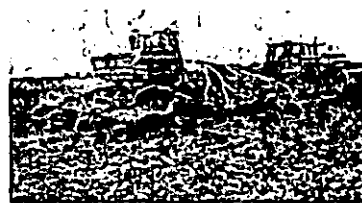


Abb.2: Direktsaatmaschine Primera 601

**ERGEBNISSE**

**BODENPYSIKALISCHE EIGENSCHAFTEN**

**1. EINDRINGWIDERSTÄNDE**

Wie am Beispiel Sophienhof in Abb. 3 dargestellt, sind an allen Untersuchungsstandorten unabhängig von der Zeitdauer nach der Umstellung auf konservierende Bearbeitungsverfahren signifikant geringere Eindringwiderstände bei den konventionellen Bearbeitungen zu erkennen.

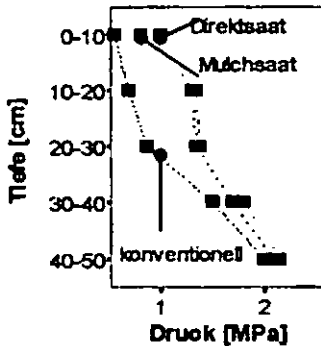


Abb.3: Eindringwiderstände am Standort Sophienhof

**2. VERÄNDERUNGEN DES PORENSYSTEMS**

Bei den Lagerungsdichten erwies sich die konservierende Bearbeitung an allen Standorten gegenüber der konventionellen Variante als die Variante mit den höchsten Werten (vgl. Tab.1). Die Unterschiede sind nur teilweise signifikant absicherbar, zeigen aber Tendenzen auf.

Die Gesamtporenvolumina zeigten mit Ausnahme am Standort Gaste nur tendenzielle Unterschiede zwischen den Varianten auf (vgl. Tab.1).

Ach bei der nutzbaren Feldkapazität konnten keine Unterscheide zwischen den Bearbeitungsvarianten festgestellt werden (vgl. Tab.1). Eine Ausnahme bildet die Mulchsaat am Standort Sophienhof. Ursache hierfür könnte möglicherweise ein hoher Anteil an Pflanzenresten sein, der sich durch einen gehemmten Abbau eingestellt hat (oft nasse Verhältnisse). Die hohen Werte an dem sandigen Standort Thülsfelde ergeben sich aus seinen hohen Gehalten an organischer Substanz (langjährige organische Düngung).

Tab. 1: Parameter zur Charakterisierung des Porensystems für die Tiefe 2-21cm

	Gaste			Thülsfelde			Sophienhof		
	D	k	M	D	k	M	D	k	M
dB [g/cm <sup>3</sup> ]	1,65	1,49	1,60	1,27	1,20	1,23	1,46	1,36	1,44
GPV [Vol%]	40	46	42	55	57	57	47	50	47
nFk [Vol%]	18	17	17	24	25	24	14	14	18

Direktsaat (D), konventionell (k), Mulchsaat (M)

**BODENBIOLOGISCHE EIGENSCHAFTEN**

**1. MIKROBIELLE AKTIVITÄT**

Bezogen auf die Gehalte an mikrobiellen Kohlenstoff (C<sub>mik</sub>) zeigt sich der Standort Sophienhof als mikrobiell am aktivsten (vgl. Tab.2) und hebt sich damit deutlich von den anderen Standorten ab. Signifikante Unterschiede zwischen den Bearbeitungsvarianten ließen sich an keinem Standort festzustellen.

Tab. 2: Parameter zur Charakterisierung der mikrobiellen Aktivität für die Tiefe 0-30cm

	Gaste			Thülsfelde			Sophienhof		
	D	k	M	D	k	M	D	k	M
TOC [mgC/kg TG]	128	150	135	82	91	77	342	333	354

**2. WURZELWACHSTUM**

Mit Ausnahme von Standort Gaste sind keine signifikanten Unterschiede zwischen den Bearbeitungsvarianten zu erkennen (vgl. Abb. 3). Tendenziell weisen die Mulchsaaten die höchsten Wurzellängendichten auf (Ausnahme Standort Gaste).

Tab. 3: Parameter zur Charakterisierung des Wurzelsystems für die Tiefe 10-20cm

	Gaste			Thülsfelde			Sophienhof		
	D	k	M	D	k	M	D	k	M
Wurzell [cm/cm <sup>2</sup> ]	0,74	1,54	1,12	1,04	1,19	1,39	1,11	1,28	1,42

**3. BODENFAUNA**

Wie an den Gesamtpurenanzahlen (Poren, Regenwurmkot) sowie der Regenwurmbiomasse zu erkennen ist, wirkt sich eine reduzierte Bearbeitungsintensität positiv auf die Bodenfauna aus. Spuren von Regenwurmkot wurden an allen Standorten ausschließlich bei den konservierenden Bearbeitungsvarianten gefunden.

Tab. 4: Regenwurmbiomasse (unterschieden nach Lebensform) sowie die Gesamtpurenanzahl

	Gaste			Thülsfelde			Sophienhof		
	D	k	M	D	k	M	D	k	M
epk [g]	105	3,5	14	7	0	0	1,4	54,3	0,5
endo [g]	47,1	32,1	53,3	0	0	0	58,9	25,4	49,5
anfz [g]	10,5	6,7	2,8	0	0	0	38,3	0	38,4
gesamt	162,6	42,3	70,1	7	0	0	98,6	79,7	88,4
Spuren	33	18	22	26	20	37	76	35	50

**FAZIT**

Die bisher gewonnenen Ergebnisse zeigen, dass die bodenphysikalischen Parameter nach einer relativ kurzen Umstellungsphase (2-5 Jahre) des Bodens noch keine eindeutigen Unterschiede erkennen lassen. Am deutlichsten sind die Unterschiede der Bearbeitungsintensität an dem einfach zu ermittelnden Parameter des Eindringwiderstandes zu erkennen.

Aus bodenbiologischer Sicht kann man sagen, dass sich die Bearbeitungsintensität wesentlich deutlicher auf die Regenwurmbesiedlung auswirkt, als auf mikrobielle Parameter und Wurzelwachstum. Die Spurenkartierung ermöglicht dazu schon eine erste Einschätzung.

Eine deutliche Unterscheidung zwischen Ober- und Unterkrume kann bei der mikrobiellen Biomasse erfolgen (Ergebnisse nicht dargestellt).

**Literatur:**

Zapf, R., 1997. Mechanische Bodenbelastung durch die landwirtschaftliche Pflanzenproduktion in Bayern. Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau. Freising-München.

## Bodenverdichtungen durch schwere Rübenroder mit Breitreifen auf Lössböden

D. Schröder\* u. R. Schneider\*

### 1. Einleitung

Sechsstufige Rübenroder mit über 40 t Gesamtgewicht, drei Achsen und Niederdruck-Breitreifen sind heute verbreitet im Einsatz. Sie weisen Radlasten von über 8 t auf. Durch Reifeninnendruckregulierung soll ihre Nutzung akzeptabel sein. Es stellt sich die Frage, ob derartige mechanisch Bodenbelastungen den gesetzlichen Vorgaben der „Guten fachlichen Praxis“ entsprechen.

### 2. Befahrungsversuch, Standort und Methoden

Bei Gymnich in der Niederrheinischen Bucht wurde Ende November 2002 ein Befahrungsversuch auf einer Parabraunerde aus Löss unter praxisüblichen Bedingungen durchgeführt.

Die Bodenfeuchte betrug zum Zeitpunkt der Befahrung bis in den tieferen Unterboden rund 94 % der Feldkapazität

Der eingesetzte Zuckerrübenroder war ein dreiachsiger Köpfrödebunker (KRB 6) der Marke ROPA-Tiger. Das Gesamtgewicht des voll beladenen Fahrzeugs betrug zum Zeitpunkt der Befahrungen zirka 60 t. Die Radlasten betragen bis zu ca. 10 t (Tab. 1).

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### Fahrspurtiefen

Die Ermittlung der Fahrspurtiefen unmittelbar nach der Befahrung ergab bei einfacher Überfahrt Werte von bis zu 6 cm und bei drei Überfahrten von bis zu 10 cm bezogen auf die benachbarte Bodenoberfläche (Tab. 2). Berücksichtigt man die randlichen Aufwölbungen der Spuren, so ergaben sich Spurtiefen von bis zu 18 cm, was auf eine deutliche Bodenverdichtung und starke scherende bzw. knetende Vorgänge im Boden schließen lässt. Dies führte zu einer negativen Beeinflussung wichtiger Bodenfunktionen, wie die nachfolgenden Befunde belegen.

Tab. 2: Spurtiefenmessung im Stollentiefsten

	mit Aufwölbung	ohne Aufwölbung
1 Überfahrt (=3 Reifen)	8-10 cm	4-6 cm
3 Überfahrten (3x3 Reifen)	17-18 cm	9-10 cm

#### Porenvolumen und Porengrößenverteilung

Die Befahrung des Bodens zur Zuckerrübenерnte mit vollem Ladebunker bei einer Bodenfeuchte knapp unterhalb der Feldkapazität, wie es nicht nur in der niederrheinischen Bucht vielfach der Fall ist, führt zu einer deutlichen Reduzierung des Hohlraumvolumens bis in den Unterboden schon bei einfacher Überfahrt (Abb. 1). Eine Mehrfachbefahrung der Böden z.B. zwecks Entladung der Bunker verstärkt den Hohlraumverlust in der Krume noch merklich und lässt die verdichtende Wirkung der hohen mechanischen Belastung noch tiefer in den Unterboden vordringen.

Tab. 1: Technische Daten der Reifen des KRB 6

Reifen (Aufstandsfläche ca. 0,7-0,8 m <sup>2</sup> )	Innendruck	Radlast	Kontaktflächendruck
Vorn: 800/65 R32 x M28 (Michelin)	1,9 bar	ca. 8 t	ca. 1,1 - 1,2 bar
Mitte: VA 73 x 40.00 - 32 NHS (Goodyear)	2,2 bar	ca. 10 t	ca. 1,4 - 1,5 bar
Hinten: 66 x 43.00 - 25 NHS (Goodyear)	1,9 bar	ca. 10 t	ca. 1,4 - 1,5 bar

Die bodenphysikalischen Untersuchungen erfolgten an 100 cm<sup>3</sup>-Stechzylinderproben, die Ermittlung der Vorbelastung nach Casagrande an 250 cm<sup>3</sup>-Proben, die auf pF 1,8 vorentwässert waren. Für die Bodendruckmessungen bei Überfahrt wurden Schlauchsonden bei horizontalem Einbau verwendet.

Zur Beprobung sind einfach (3 Reifen) und dreifach (3 x 3 Reifen) befahrene Bereiche ausgewählt worden.

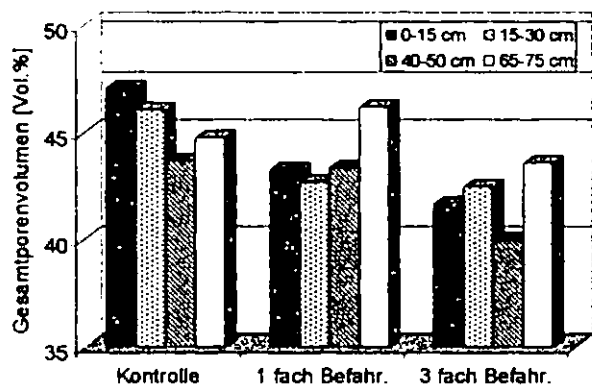


Abb. 1: Gesamtporenvolumina des Bodens ohne und mit Befahrung in 4 Tiefen (n=2)

\* Universität Trier, Bodenkunde, 54286 Trier

Von der Reduzierung des Hohlraums im Boden ist vornehmlich die Luftkapazität (= Poren > 50 µm) betroffen. Die Werte sinken schon bei einfacher Überfahrt in einen kritischen Bereich von unter 5 Vol. % (Abb. 2). Eine Pflug- bzw. Schlepper- radsohlenverdichtung fand sich schon vor der aktuellen Befahrung.

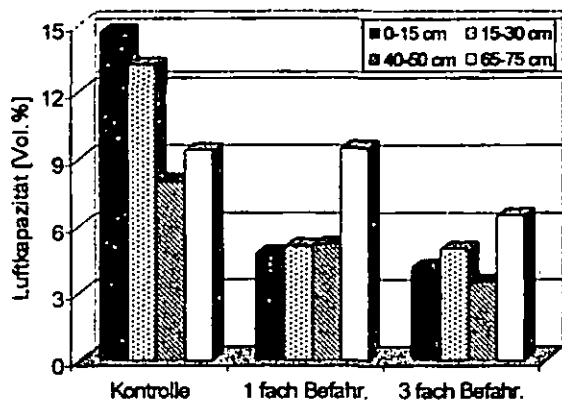


Abb. 2: Luftkapazität des Bodens ohne und mit Befahrung in 4 Tiefen (n=2)

**Leitfähigkeit für Luft und Wasser**

Die Ergebnisse der Luft- und Wasserleitfähigkeitsmessung zeigen ebenfalls einen deutlich nachteiligen Effekt der hohen mechanischen Belastung (Abb. 3 u. 4). Die Luftleitfähigkeiten sinken auf Werte zwischen 1 und 5 µm², wodurch die Belüftung bis in den Unterboden stark beeinträchtigt wird. Die Verringerung des luft- und wasserleitenden Grobporenanteils und die Zerstörung der Porenkontinuität durch schernde Kräfte sind hier als Ursache zu nennen.

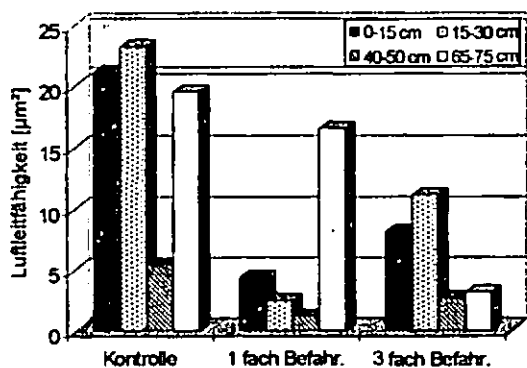


Abb. 3: Luftleitfähigkeit des Bodens ohne und mit Befahrung in 4 Tiefen (n=2)

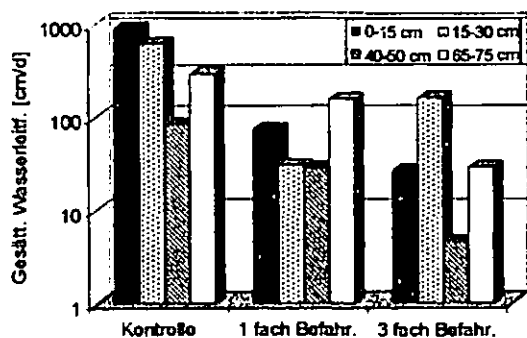


Abb. 4: Gesättigte Wasserleitfähigkeit des Bodens ohne und mit Befahrung in 4 Tiefen (n=2)

Die hohen Luft- und Wasserleitfähigkeiten in der 2. Tiefe bei 3 facher Befahrung dürften aus Scherrisse zurückzuführen sein.

**Bodendruck und Vorbelastung**

In Abbildung 5 sind die bei der Überfahrt in verschiedenen Tiefen gemessenen Bodendrucke den an Stechzylinderproben ermittelten Werten der Vorbelastung gegenübergestellt. Durch die Befahrung erhöht sich die Vorbelastung. Vor der Befahrung liegen die Vorbelastungen in der Ackerkrumen mit Werten um 50 kPa in einem Bereich, der für bearbeitete Oberböden typisch ist. Unterhalb der Krume steigt die Vorbelastung und damit die mechanische Tragfähigkeit sprunghaft an, passend für Bt-Horizonte. Der bei der Befahrung gemessene Bodendruck überschreitet in der Ober- und Unterkrume die Tragfähigkeit teilweise erheblich. Beim Standort 2 erreicht die Druckbelastung sogar noch in 50 cm Tiefe die Stabilitätsgrenze. Die vorgenannten schädlichen Veränderungen der physikalischen Eigenschaften sind die Folge.

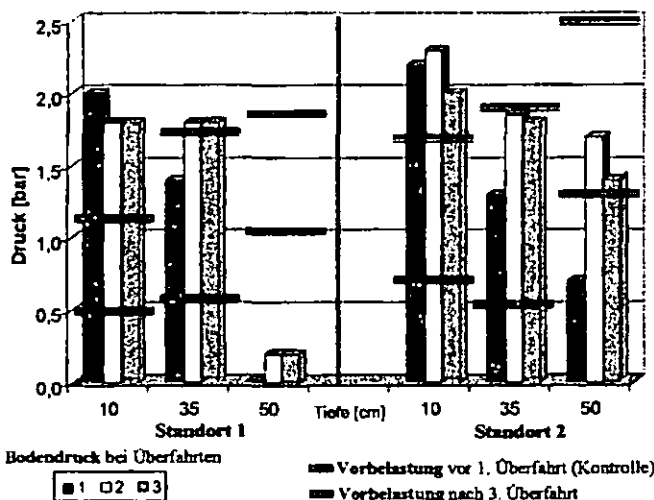


Abb. 5: Bodendruck und Vorbelastung des Bodens in 3 Tiefen

**4. Schlussfolgerungen**

Um künftig mechanische Überlastungen der Böden zu vermeiden, wurden von Schröder u. Schneider (2003) Belastungsgrenzen für die Unterböden verbreiteter Ackerböden sowie vorsorgende Schutzmaßnahmen vorgeschlagen.

Bei steigendem Anteil reduziert bearbeiteter Flächen kommt der Unterkrume wachsende Bedeutung zu. Konsequenz ist, dass die Belastung trotz größerer Tragfähigkeit sinken muss, da keine mechanische Auflockerung der Unterkrume erfolgen kann. Zudem ist dem Schutz vor Bodenverdichtung gleiche Priorität einzuräumen, wie anderen Schutzgütern – also Funktionen mindestens 300 Jahre erhalten und nicht durch einen Überfahrt gefährden. Darüber hinaus ist nicht maximale Belastung zu dulden (10 t Radlast), sondern beste fachliche Praxis anzuwenden (5 t Radlast, Breitreifen, geringeres Gesamtgewicht, gleichmäßige Verteilung der Lasten auf die Achsen, z.B. bei Mähdreschern). Dies ist bei begrenzter Schlaglänge (500 m) ohne Verlust an Effizienz möglich.

**Literatur:**

Schröder, D. u. Schneider, R. (2003): Kontaktflächendruck – bezogene Radlasten als Indikator des vorsorgenden Boden(verdichtungs-)schutzes. Mitt. DBG, 101, 45-46

# Daten-basierte Modellierungsstrategien zur Beschreibung von Boden-Atmosphäre-Wechselwirkungen

K. Schulz<sup>1</sup>, A. Jarvis<sup>2</sup>, V. Stauch<sup>1,2</sup>, W. Durner<sup>1</sup>

## Einleitung

Die Beschreibung von Boden-Atmosphäre-Wechselwirkungen mit Hilfe sogenannter SVAT- (Soil-vegetation-atmosphere-transfer) Modelle ist ein wichtiger Bestandteil aktueller Wetter-, Klima und Hochwasservorhersagemodelle. Ein Problem dabei ist, dass diese Beschreibungen häufig extrem überparametrisiert sind und eine eindeutige Identifizierung von effektiven Modellparametern damit unmöglich wird (Schulz et al., 2001; Schulz und Beven, 2003). Dies ist vor allem dann ein Problem, wenn Modellbeschreibungen auf andere Standorte bzw. für veränderte Randbedingungen übertragen werden sollen.

Eine Alternative hierzu besteht in der Entwicklung einfacher, robuster Modellkonzepte, die dennoch physikalisch interpretiert werden können und die Dynamik des untersuchten Systems mit ausreichender Genauigkeit nachvollziehen können. Im Folgenden werden hierzu neue Verfahren aus der Zeitreihenanalyse – sogenannte „Daten-basierte mechanistische Modellierungsstrategien“ (Young und Beven, 1994, Young, 2000) – vorgestellt und zur Entwicklung eines robuster SVAT-Modells eingesetzt.

## Daten

Als Datenmaterial standen Zeitreihen für die Größen Nettostrahlung ( $R_n$ ), Lufttemperatur ( $T_a$ ), relative Luftfeuchte ( $rH$ ), Windgeschwindigkeit ( $v_w$ ), sensibler ( $H$ ) und latenter Wärmestrom ( $\lambda E$ ) sowie Blattflächenindex (LAI) als 30min Mittelwerte zur Verfügung. Es handelt sich um einen landwirtschaftlich genutzten Standort aus dem AMERIFLUX Projekt (Bondville, USA); die relevanten Daten entstammen den Wachstumsperioden.

## Methoden und Ergebnisse

Bei der „klassischen“ Vorgehensweise zur Modellentwicklung werden zunächst wesentliche Systemkomponenten und deren Wechselwirkungen bestimmt, basierend auf physiko-chemischen Prozessbeschreibungen mathematisch formuliert und im Anschluss daran mit Hilfe gemessener Daten kalibriert und „validiert“.

Im Gegensatz hierzu sind bei der „Daten-basierten“ Modellentwicklung die Daten selber der Ausgangspunkt. Zeitreihen gemessener latenter Wärmeströme ( $\lambda E$ ) zeigen neben jahreszeitlicher Variabilität einen ausgeprägten Tagesgang. Es liegt nahe, diese Dynamik mit der Sonnenstrahlung bzw. der zur Verfügung stehenden Energie in Beziehung zu setzen.

Diese einfache, dennoch physikalisch basierte Überlegung geht in eine erste Modellformulierung zur Vorhersage des latenten Wärmestroms ein:

$$\lambda E(t) = EF \cdot R_n(t) + \xi_{\lambda E}(t) \tag{1}$$

Mit  $\lambda E(t)$  = latenter Wärmestrom [ $W/m^2$ ],  $R_n$  = Nettostrahlung [ $W/m^2$ ],  $EF$  = „Evaporative Fraction“ [-] und  $\xi_{\lambda E}(t)$  = Residuum bzw. Fehler [ $W/m$ ]. Der Parameter  $EF$  ist als konstant angenommen.

Wird dieser Modellansatz mit Hilfe eines Optimierungsalgorithmus (hier Levenberg-Marquard) an die gemessenen Daten für das Jahr 1997 angepasst, so ergibt sich eine Übereinstimmung ( $R^2=0.68$ ) wie sie in Abb.1 dargestellt ist.

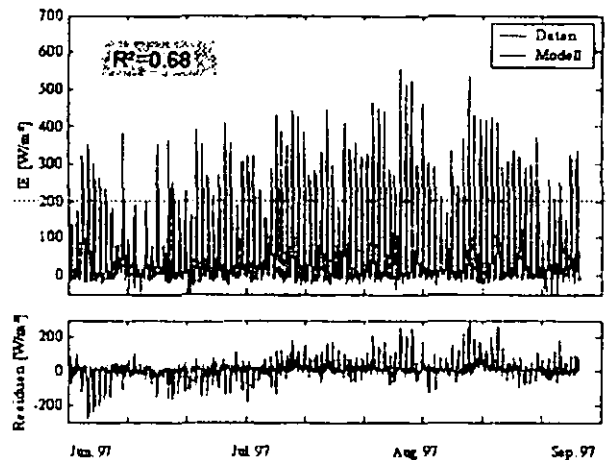


Abb. 1: Gemessene und modellierte latente Wärmeströme, konstanter Parameter  $EF$ .

Aus den Residuen lässt sich deutlich erkennen, dass die Flüsse in der Anfangsphase über- und in der Endphase der Vegetationsentwicklung unterschätzt werden. Das heißt, der zunächst als konstant angenommene Parameter  $EF$  in (1) zeigt ein nicht-stationäres Verhalten und ist einer Dynamik unterworfen, die im nächsten Schritt mit Hilfe rekursiver, Kalman-Filter ähnlichen Verfahren näher analysiert wird.

Hierzu wird Gleichung (1) erweitert und  $EF$  als zeitvariabler Parameter über einen stochastischen Prozess (Random Walk) beschrieben:

$$EF(t) = EF(t-1) + \eta_{EF}(t) \tag{2}$$

<sup>1</sup> Institut für Geoökologie, Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig (Author: [k2.schulz@tu-bs.de](mailto:k2.schulz@tu-bs.de))

<sup>2</sup> Environmental Science Department, Lancaster University, LA14YQ Lancaster, UK

mit  $EF(t)$  = "Evaporative Fraction" zum Zeitpunkt  $t$  bzw.  $t-1$ , und  $\eta_{EF}$  = "weißes Rauschen". Mit Hilfe von "Dynamic Linear Regression" – Techniken (Young, 1999), die am Environmental Science Department, Lancaster University, UK entwickelt wurden, kann die zeitliche Änderung des Parameters  $EF(t)$  direkt aus den Daten extrahiert und abgeschätzt werden. Das Verfahren entspricht einer lokalen Regression (1) innerhalb eines zeitlichen Fensters, deren Breite über das „Noise Variance Ratios“ [ $NVR = \sigma^2(\xi_{LAI}) / \sigma^2(\eta_{EF})$ , siehe (1) und (2)] gesteuert wird. Innerhalb des Fensters werden die Datenpunkte entsprechend einer Gauss'schen Funktion gewichtet

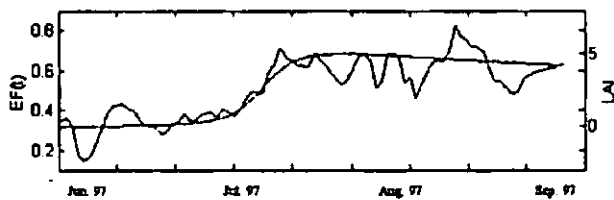


Abb. 2: Zeitabhängigkeit des Parameters EF und Vergleich mit LAI (glatte Linie).

Abb. 2 veranschaulicht die zeitliche Entwicklung des Parameters EF und zeigt, dass dieser in wesentlichen Zügen parallel zur zeitlichen Entwicklung des Blattflächenindex (LAI) verläuft. Diese (aus den Daten extrahierte) Dynamik wird in einem nächsten Schritt durch einen einfachen linearen Ansatz

$$EF(t) = a_1 + a_2 \cdot LAI(t) \quad (3)$$

in das Modelkonzept eingebunden. Die Parameter  $a_1$  und  $a_2$  sind dabei standort- bzw. vegetations-spezifische Größen, die im folgenden durch nicht-lineare Optimierung aus den gemessenen Flüssen abgeschätzt werden.

Abb. 3 zeigt einen Vergleich zwischen gemessenen und mit Gleichungen (1) und (3) modellierten latenten Wärmeströmen. Es zeigt sich eine deutlich verbesserte Vorhersage mit einem Anstieg des Bestimmtheitsmaß  $R^2$  von 0.68 auf 0.86. Die Anpassungen des hier entwickelten, relativ einfachen Modells entsprechen bzw. übertreffen sogar die Qualität üblicherweise verwendeter

Modellansätze (Schulz und Beven, 2003). Darüber hinaus können die Modellparameter sehr präzise aus den Daten bestimmt werden ( $a_1 = 0.2940 \pm 0.0014$ ;  $a_2 = 0.0708 \pm 0.0005$ , Standardabweichung  $\sigma$  der Schätzung) und ermöglichen daher eine Analyse dieser Größen hinsichtlich standortspezifischer Charakteristika und Übertragbarkeit.

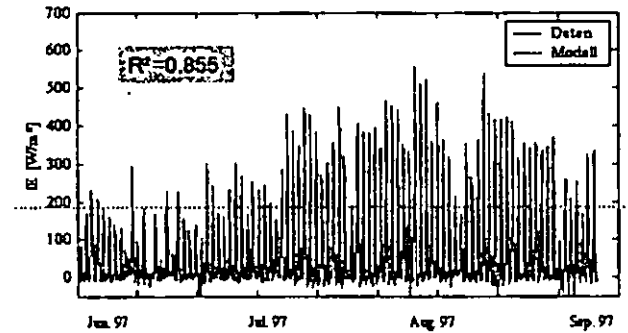


Abb. 3: Gemessene und modellierte latente Wärmeströme, mit EF wie in (3) definiert.

Ein weiterer Vorteil des hier entwickelten Ansatzes ist, dass nur wenige Eingangsgrößen ( $R_p$ , LAI) notwendig sind, die möglicherweise über Satellitenfernerkundern flächendeckend bereit gestellt werden können.

### Literatur

- Schulz, K., Jarvis, A., Beven, K. und Soegaard, H., 2001. The predictive uncertainty of land surface fluxes in response to increasing ambient carbon dioxide. *J. Clim.*, 14(12): 2551-2562.
- Schulz, K. und Beven, K., 2003. Data supported robust parameterisations in land surface - atmosphere flux predictions: towards a Top-down approach. *Hydrol. Process.*, 17: 2259-2277.
- Young, P.C. und Beven, K.J., 1994. Data-Based Mechanistic Modeling and the Rainfall-Flow Nonlinearity. *Environmetrics*, 5(3): 335-363.
- Young P.C., 1999. Nonstationary time series analysis and forecasting. *Progress in Environmental Science*, 1(1): 3-48.
- Young, P.C., 2000. Stochastic, dynamic modeling and signal processing: time variable and state dependent parameter estimation. In: *Nonlinear and Nonstationary Signal Processing* (eds. Fitzgerald WJ, Smith RL, Walden AT, Young PC), pp 74-114. Cambridge University Press, Cambridge and New York.

## Skalierung bodenhydraulischer Eigenschaften eines Salzwiesenstandortes

K. Schwärzel, L. Ikels, H. Stoffregen & G. Wessolek<sup>1</sup>

Im Rahmen des vom BMBF geförderten Projektes „Entwicklung der Biodiversität auf Salzgrasländern der Vorpommerischen Boddenlandschaft“ haben wir das Skalierungskonzept nach Miller & Miller (1956) angewendet. Geprüft werden sollte, ob sich dieses Konzept zur Beschreibung und Bewertung der Variabilität bodenhydraulischer Eigenschaften auch an Böden mit höheren Gehalten an  $C_{org}$ , Schluff und Ton anwenden lässt. Dazu wurde ein Gleystandort der vorpommerischen Boddenküste beprobt. Im Abstand von 10 cm wurden je Horizont etwa 40 Proben zur Messung der Wasserretention (WRC) entnommen. An den gleichen Proben erfolgte im Labor auch die Messung der gesättigten hydraulischen Wasserleitfähigkeit. Ferner wurden jeder Horizont im Abstand von 60 cm zur Messung der ungesättigten Leitfähigkeit beprobt. Die Parameter zur Beschreibung der ungesättigten Leitfähigkeitsfunktionen nach dem VGM-Modell wurden durch instationäre Verdunstungsexperimente und anschließender inverser Auswertung ermittelt.

Abbildung 1 zeigt für den Ah-Horizont die Wasserretentionswerte aller Proben. Dargestellt sind die relativen Sättigungswerte. Die enorme Streuung der Werte konnte mit Hilfe des Skalierungskonzeptes nach Miller & Miller (1956) deutlich verringert werden (Abb. 1).

Die räumliche Verteilung der Skalierungsfaktoren aller Horizonte zeigt Abbildung 2. Neben homogenen Bereichen treten auch extrem unterschiedliche Bereiche vor allem im Ah, aber auch im Go auf. Die Variabilität der Skalierungsfaktoren nimmt mit der Profiltiefe ab. Die Skalierungsfaktoren weisen eine Lognormal-Verteilung auf. Die statistischen Zusammenhänge zwischen den Skalierungsfaktoren und der gesättigten hydraulischen Leit-

fähigkeit bzw. der Lagerungsdichte waren nur sehr schwach ausgeprägt.

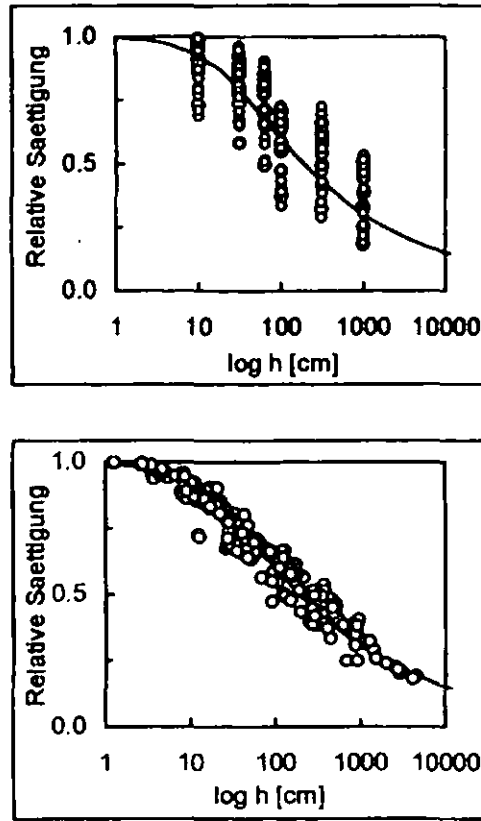


Abbildung 1: Unskalierte (oben) und skalierte (unten) Wasserretentionswerte des Ah-Horizontes

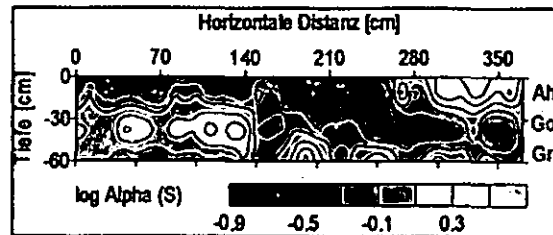


Abbildung 2: Räumliche Verteilung der Skalierungsfaktoren (WRC), n = 134

Da die Variabilität der Wasserretention durch ortsbezogene Skalierungsfaktoren beschrieben werden kann, ist diese Variabilität auch einer geostatistischen Analyse zugänglich. Abbildung 3 zeigt für den Ah-Horizont das experimentell ermittelte Variogramm der Skalierungsfaktoren und das angepasste Modell. Geprüft wurden sphärische und exponentielle Modelle mit und

<sup>1</sup> TU Berlin, FG Standortkunde/ Bodenschutz  
Salzufer 11-12, 10587 Berlin, email:  
Kai.Schwarz@TU-Berlin.de

ohne Nuggetvarianz. Die beste Anpassung an die Messdaten wurde bei Verwendung des exponentiellen Modells gefunden.

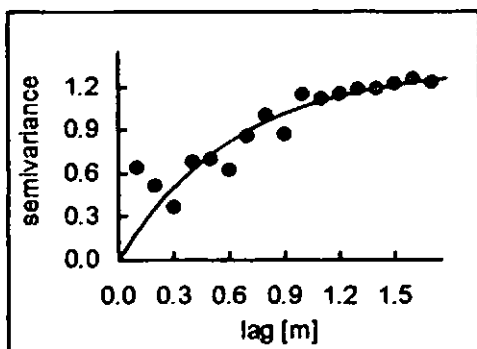


Abbildung 3: Variogramm der Skalierungsfaktoren, Ah-Horizont (WRC)

Tabelle 1 fasst für die drei Horizonte die Modellanpassung zusammen. Mit zunehmender Profiltiefe nimmt der Range ab. Wir erklären das mit stärkerer Bodendurchmischung im Oberboden durch Bodenbearbeitung und Bodenlebewesen. Der Sill bzw. die Probenvarianz ist am höchsten im Ah. Das führen wir auf das Mikorelief und die dadurch bedingte unterschiedliche Grundwassernähe zurück. Unterschiedliche Grundwassernähe bewirkt aber Unterschiede in der Durchwurzelungs- und Austrocknungsintensität und damit unterschiedliche Bedingungen für strukturbildende Bodenprozesse einerseits und für die Akkumulation organischer Substanz andererseits. Außerdem ist die höhere Variabilität der Skalierungsfaktoren des Oberbodens auch Ausdruck der Überflutungsdynamik.

Tabelle 1: Geostatistische Kennwerte der Skalierungsfaktoren (WRC)

Horizont	Range [m]	Sill
Ah	0.65	1.34
Go	0.63	0.78
Gr	0.26	0.70

Neben den Wasserretentionskurven wurde auch die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit skaliert. Abbildung 4 (oben) zeigt die gemessenen unskalierten Werte für die drei Horizonte des Gleystandortes. Beobachtbar ist eine enorme Variabilität innerhalb der Horizonte und auch innerhalb des Bodenprofils. Die

Skalierung bewirkt wie auch im Fall der Wasserretention eine Minderung der Streuung (Abb. 4 unten). Die besten Resultate wurden für den Ah-Horizont erzielt.

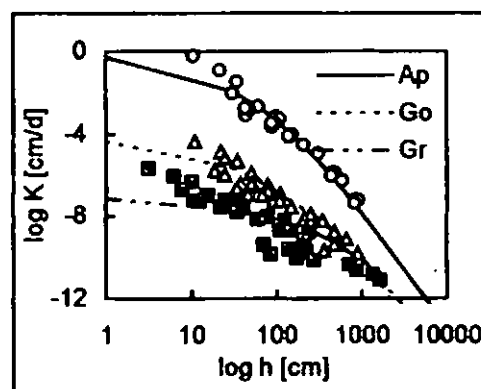
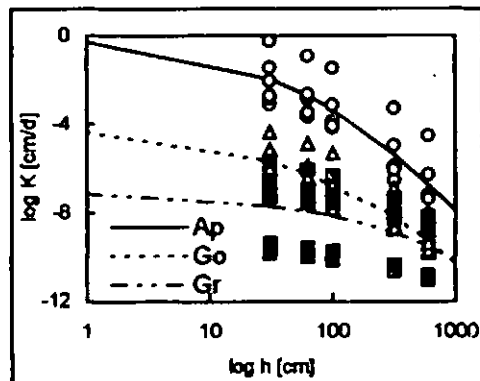


Abbildung 4: Unskalierte (oben) und skalierte (unten) hydraulische Leitfähigkeit

Aus den Ergebnissen lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen: Das Skalierungskonzept

- ... ist auch bei Böden mit höheren Gehalten an  $C_{org}$ , Schluff und Ton anwendbar,
- ... führt zur Parameterreduktion,
- ... beschreibt Heterogenität durch einfache Faktoren und
- ... ermöglicht eine (bessere) Analyse der Variabilität durch statistische und geostatistische Methoden.

Literatur:

Miller, E.E. & R.D. Miller 1956: Physical theory of capillary flow phenomena. J. Appl. Phys. 27: 324-332



# 2D Drainageversuch zur Ermittlung lateraler Fließvorgänge in Hangböden

Klaus Spohrer<sup>1</sup>, Joachim Ingwersen<sup>1</sup>, Ludger Herrmann<sup>1</sup>, Thanom Klodpeng<sup>2</sup>, Karl Stahr<sup>1</sup>

## 1. Einleitung und Fragestellung

Im Rahmen des Sonderforschungsbereichs "Nachhaltige Landwirtschaft und ländliche Entwicklung in Bergregionen Südost-Asiens" (SFB 564) der Universität Hohenheim wird in der kommenden Projektphase ein Arbeitsschwerpunkt auf der Erfassung lateraler Wasserflüsse sowie dem Transport von Agrochemikalien in einer Lycheeplantage am Hang liegen. Ziel des 2D Drainageversuch war es, im Vorfeld das hydraulische 2D Verhalten des Hangbodens zu untersuchen, laterale Fließwege zu identifizieren und geeignete Parametrisierungen für die bodenhydraulischen Eigenschaften zu ermitteln.

## 2. Methoden

An einem Hangstandort mit 26.5° Neigung wurde ein Hangausschnitt (2.5 x 1.8 m) bis zu einer Tiefe von 1.5 m seitlich und hangaufwärts mit einer Teichfolie vom umgebenden Boden getrennt (Abb. 1). Auf einer Seite wurden 25 TDR Sonden, auf der anderen 25 Tensiometer in den Tiefen 0.12, 0.25, 0.45, 0.70 und 1 m an 5 Positionen im horizontalen Abstand von 0.3 m installiert.

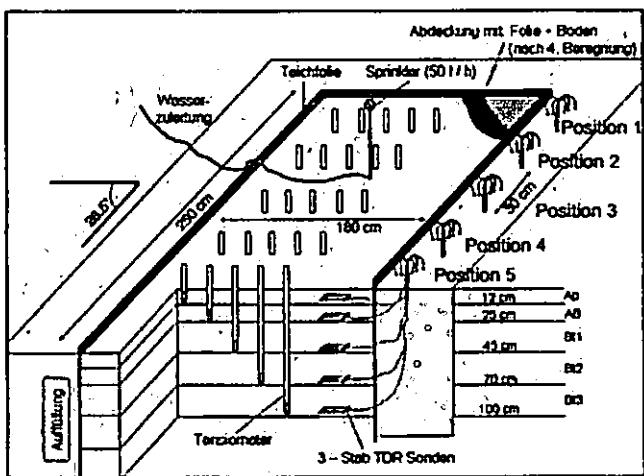


Abbildung 1: Aufbau des 2D Drainage Versuch.

Mit einem Sprinkler wurde das Bodenprofil beregnet und nach dem Erreichen von quasi steady-state Bedingungen die Beregnung eingestellt und das Profil mit einer Teichfolie abgedeckt. Die Entwässerung des Bodenprofils wurde in eine „schnelle Drainage“ ( $pF < 1.3$ ) und eine „langsame Drainage“ ( $pF > 1.3$ ) unterteilt. Die schnelle Drainage wurde mit TDR-Sonden, die langsame mit TDR-Sonden und Tensiometern gemessen. Zusätzlich wurde nach 159 Tagen die Teichfolie entfernt. Durch die einsetzende Evaporation wurde die Entwässerung beschleunigt und der Meßbereich erweitert.

Gegenstand dieser Arbeit ist die langsame Drainage, da die für die Behandlung der schnellen Drainage nötigen Wasserspannungskurven erst durch Labormessungen ermittelt werden müssen. Für die Modellierung der langsamen Drainage wurden 2D Fließbedingungen angenommen, der Boden als starrer Körper und die bodenhydraulischen Eigenschaften als räumlich homogen betrachtet.

Wasserspannungskurven wurden für jeden Horizont aus Durchschnittswerten der jeweils 5 TDR-Sonden und Tensiometern errechnet. Fit-Punkte nahe Sättigung ( $\psi = -3.25$  cm) und für  $pF$  4.2 wurden im Labor gemessen, bzw. mit Hilfe einer Pedotransferfunktion für LAC (low activity clay) Böden (Gaiser et al. 2000) bestimmt (Abb. 2). Die gesättigten hydraulischen Leitfähigkeiten ( $K_s$ -Werte) der einzelnen Horizonte wurden durch inverse Simulation mit dem Modell Hydrus-2D (Simunek et al. 1999) ermittelt.

## 3. Ergebnisse

Die Wasserspannungskurven wurden nach dem dualen Porositätsmodell von Durner (1994) parametrisiert, da das unimodale Modell von van Genuchten (1980) Meßwerte über  $pF$  2 nicht richtig abbilden konnte (Abb. 2).

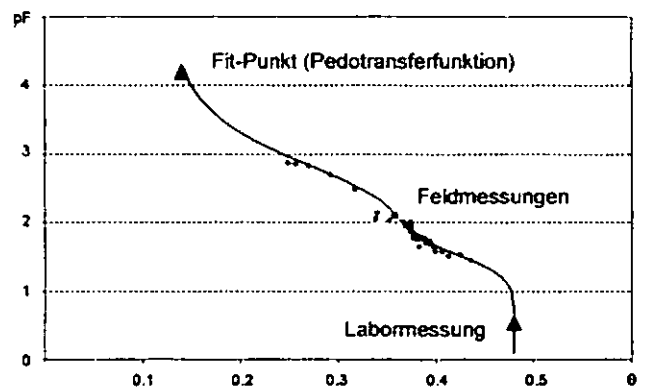


Abbildung 2: Parametrisierung der Wasserspannungskurve nach dem dualen Porositätsmodell von Durner (1994). Beispiel: Messungen an Position 1 in 12cm Tiefe.

<sup>1</sup> Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, 70599 Stuttgart, e-Mail: kspohrer@uni-hohenheim.de  
<sup>2</sup> Department of Soil Science and Conservation, University of Chiang Mai, 50200 Chiang Mai, Thailand

Für die inverse Simulierung wurde der Parameter  $l$  (Maß für Tortuosität und Konnektivität von Poren unterschiedlicher Durchmesser) als konstant angenommen ( $l=0.5$ ). Nur die  $K_s$ -Werte der einzelnen Horizonte wurden angepaßt.

Die an Feldmessungen gefitteten Parameter der Wasserspannungskurven und die durch inverse Simulierung ermittelten  $K_s$ -Werte sind in Tabelle 1 aufgelistet. Für die Parameterschätzung wurden Matrixpotentialmessungen der Positionen 2 und 4 eingesetzt.

Tabelle 1: Parametrisierung der bodenhydraulischen Eigenschaften.

Parameter	Horizonte				
	1	2	3	4	5
$\theta_r$	0.139	0.164	0.178	0.198	0.14
$\theta_s$	0.48	0.45	0.405	0.375	0.32
$\alpha_1$	0.044	0.05	0.031	0.028	0.032
$n_1$	3	2.9	6	3.1	2.8
$w_2$	0.64	0.72	0.815	0.8	0.83
$\alpha_2$	0.002	0.0026	0.0036	0.0036	0.003
$n_2$	2.5	1.6	1.6	1.4	1.37
$K_s$	4.27	0.40	0.10	1.35	0.65
$l$	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5

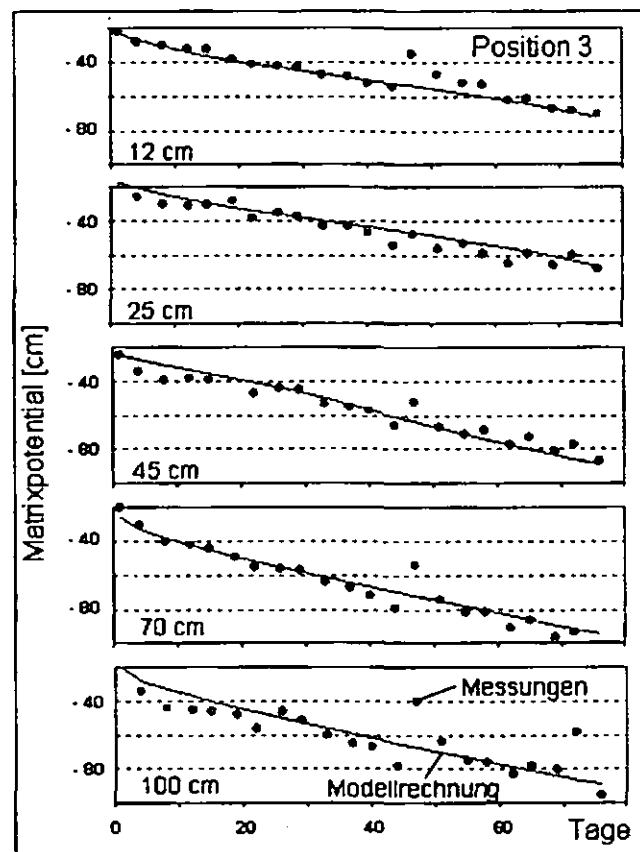


Abbildung 3: Matrixpotentialmessungen in den 5 Meß-tiefen an Position 3 und Ergebnis der Modellrechnung mit der Parametrisierung aus Tabelle 3.

In Abbildung 3 sind Meßwerte und Modellergebnisse für die 5 Meßhorizonte (0.12, 0.25, 0.45, 0.70 und 1 m Tiefe) an Position 3 beispielhaft dargestellt. Die bei der Modellrechnung sowohl im 1. als auch im 4. Horizont verstärkenden lateralen Flüsse spiegeln sich auch in den invers ermittelten  $K_s$ -Werten wider: Die Werte der jeweils darunter liegenden Horizonte sind deutlich niedriger.

Unter der Annahme von isotropen Verhältnissen deuten auch Matrixpotentialmessungen auf verstärkte laterale Flüsse im 1. und 4. Horizont hin. Das Verhältnis von lateralem zu vertikalem Potentialgradienten (errechnet aus gemessenen Matrixpotentialen) ist in den ersten 76 Tagen mit 0.72 im 1. Horizont und 0.47 im 4. Horizont am größten. Im 2. und 3. Horizont betragen die Verhältnisse dagegen nur 0.28, bzw. 0.35 (Abb. 4).

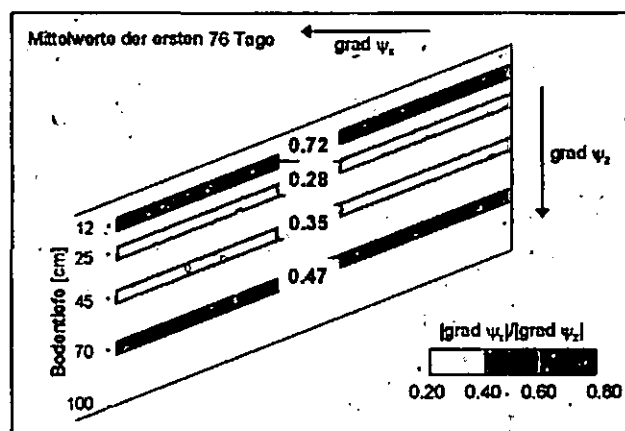


Abbildung 4: Verhältnis lateraler zu vertikaler Potentialgradient.

#### 4. Fazit

Das hydraulische 2D Verhalten des Hangbodens konnte für Matrixpotentiale von  $pF > 1.3$  ausreichend gut beschrieben und die Eigenschaften parametrisiert werden. Entsprechend der Feldmessungen und Modellrechnungen sind v.a. im 1. und 4. Horizont (0.12 und 0.7 m Tiefe) laterale Fließbewegungen zu erwarten.

#### Literatur

- Durner, W. 1994: Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure. *Water Resour. Res.*, Vol. 30, No. 2, pp. 211-223.
- Gaiser, Th., Graef, F. and Cordeiro, J.C. 2000. Water retention characteristics of soils with contrasting clay mineral composition in semi-arid tropical regions. *Aust. J. Soil Res.* 38. pp. 523-536.
- Simunek, J., Sejna, M. and van Genuchten, M.Th. 1999: Hydrus-2D. Simulating water flow and solute transport in two-dimensional variably saturated media. U.S. Salinity Laboratory, USDA/ARS Riverside, California

- van Genuchten, M.Th. 1980: A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44. pp. 892-898.

# Räumlich-zeitliche Dynamik der Bodenfeuchte hydrophober Standorte

K. Täumer, H. Stoffregen, G. Wessolek

## 1. Einleitung und Zielsetzung

Im Rahmen der Forschergruppe INTERURBAN wird die räumliche Heterogenität von Bodeneigenschaften und deren Einfluss auf Umsetzungsprozesse sowie den Wasser und Stofftransport auf anthropogen geprägten Standorten in Kombination hochaufgelöster bodenphysikalischer Messungen (TDR, Tensiometer, Tracer) mit geophysikalischen Messungen untersucht.

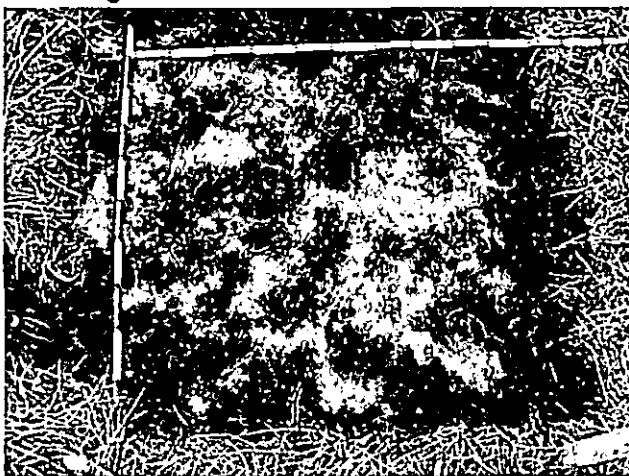


Abb. 1: Feuchtemuster im Oberboden eines ehemaligen Rieselfeldes

Als eine maßgebliche Einflussgröße wurde Benetzungshemmung festgestellt. Teilbereiche des Bodens werden bei Niederschlägen nicht befeuchtet, Fingering beeinflusst maßgeblich das Versickerungsgeschehen. Es treten deutlich sichtbare trocken/feucht Muster auf, wobei sich der Wassergehalt innerhalb einer Grenzschicht sprunghaft um bis zu 20 vol.% ändert. Ein Ziel war es, diese un stabile Versickerung mit hochaufgelöster TDR Technik aufzuzeichnen und eine jahreszeitliche Dynamik zu erkennen.

## 2. Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden auf den ehemaligen Rieselfeldern Berlin/Buch durchgeführt, die nach ca. 100-jähriger Berieselung mit Abwässern 1984 stillgelegt und umgestaltet wurden. Heute findet man auf den Flächen überwiegend Grasland (Quecke, *Elytrigia repens*).

Die Oberfläche weist ein leicht welliges Profil

K. Täumer, H. Stoffregen, G. Wessolek: TU Berlin, FG Standortkunde und Bodenschutz, Salzuffer 11-12, 10587 Berlin, karsten.taechmer@tu-berlin.de

auf, (Wellenlänge 3m, Amplitude 20-30cm). Eine Halbwelle wurde mit 63 TDR-Sonden der Fa. Easy Test Ltd. in einem 10 x 10 cm Raster bestückt, die stündlich gemessen werden.

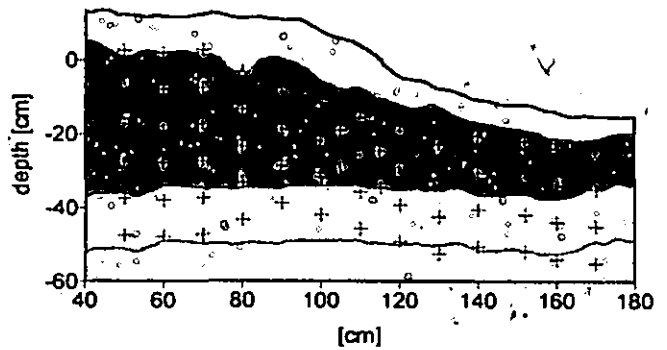


Abb.2 Aufbau TDR-Transect

Die einzelnen Messergebnisse wurden mit dem Programm Surfer graphisch dargestellt und aus den stündlichen Einzelmessungen eine Filmsequenz aufbereitet.

Die Benetzungshemmung wurde an feldfrischen Proben aus benachbarten Profilen anhand der aktuellen Water Drop Penetration Time (WDPT) bestimmt. Der grav. Wassergehalt wurde durch Trocknung bei 105°C ermittelt.

## 3. Ergebnisse und Diskussion

In den präsentierten Filmsequenzen konnte man deutlich Preferential Flow erkennen. Immer wieder führten Niederschläge zu lokal deutlichen Anstiegen der Wassergehalte, während

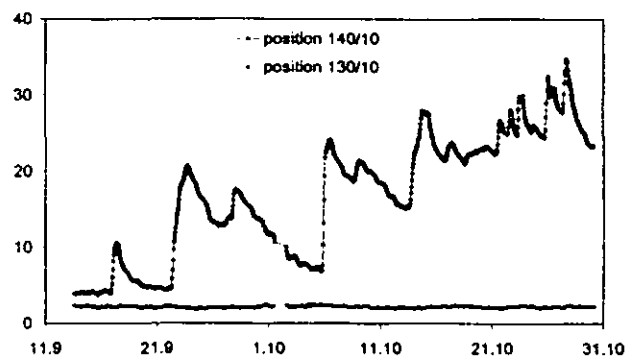


Abb.3: Messergebnisse von 2 unmittelbar benachbarten TDR-Sonden, 13.09.-31.10.2001

benachbarte Bereiche keine Wassergehaltsänderungen aufwiesen. Verdeutlicht wird dies in Abb. 3. Es sind die Daten zweier unmittelbar benachbarter Sonden dargestellt. Die Ergebnisse des Zeitraumes 13.09. bis 31.10.2001 für das ganze Profil sind in Abb. 4 zusammen gefasst. Dunkel erscheinen dabei Profilregionen, die auf Niederschläge besonders stark reagieren. Deutlich heben sich die Fließwege bei 80, 110, 140 und 160 cm ab. Die höchsten

Wassergehaltsänderungen treten dabei in der Senke auf. Es kommt zu einer lateralen Umverteilung des Wassers an der Bodenoberfläche.

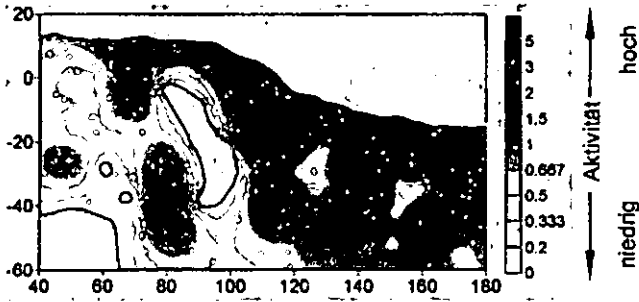


Abb.4: Aktive und passive Bereiche im Boden

Diese laterale Umverteilung ändert sich im Jahresverlauf. Während im Frühjahr nur ein geringer Anteil von der Kuppe in die Delle verlagert wird, infiltriert in den Sommermonaten kaum noch Niederschlagswasser unter den erhöhten Bereichen.

Dieser verstärkte Oberflächenabfluss lässt sich auf zunehmende Benetzungshemmung zurückführen.

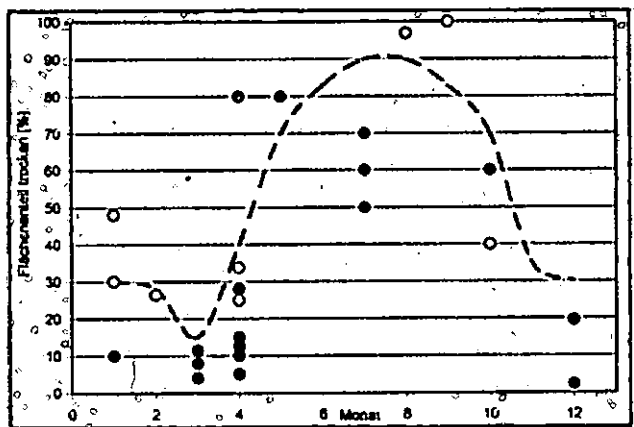


Abb.5: Flächenanteil benetzungsgehemmter Bereiche, helle Punkte: Flächenanteil direkt ermittelt, Benetzungshemmung gemessen WDPT; dunkle Punkte: Flächenanteil bei Aufgrabung am Profil abgeschätzt oder Bildauswertung

Im Frühjahr, mit Beginn der Wachstumsperiode wird dem Boden schnell Wasser entzogen, der Boden trocknet aus. Benetzungshemmung tritt verstärkt auf. Das Maximum der Benetzungshemmung wird in den Sommermonaten erreicht. Dabei weisen 60 bis 90% der Proben extreme Benetzungszeiten von mehr als 6h auf. Auch nach wiederholten Niederschlagsereignissen bleiben große Anteile der Bodenoberfläche wasserabweisend. Erst im September/Oktober werden die Fließwege mit Wasser gefüllt, die trockenen, hydrophoben Bereiche beginnen zu schrumpfen. An Orten, an denen diese Benetzungshemmung besonders

stark ausgebildet ist können sich trockene Stellen bis ins Frühjahr behaupten. Teilbereiche des Bodens werden nicht wiederbefeuchtet.

#### 4. Schlussfolgerung und Ausblick

Durch die Benetzungshemmung wird der Wassertransport stark beeinflusst. Es kommt zu lateralen Umverteilungen – bei Geländeneigung zu Oberflächenabfluss. Im Boden bilden sich präferenzielle Fließwege aus, die, einmal ausgebildet, ihre Position beibehalten. Zwischen den Fingern können sich trockene, stark benetzungsgehemmte Bereiche bis ins Frühjahr halten. Der Bodenspeicher wird nicht vollständig mit Wasser aufgefüllt.

Durch die präferenziellen Fließwege wird das Wasser rasch in tiefergelegene Schichten transportiert. Bei den nur flach durchwurzelten Grünlandstandorten führt dies zu einer erhöhten Sickerwasserrate.

Ziel ist es, diese Ergebnisse bei der Modellierung von Transportprozessen berücksichtigen zu können. Zum anderen hoffen wir noch genauere Kenntnisse zur Dynamik dieser Strukturen zu erhalten sowie Gesetzmäßigkeiten für die Herausbildung dieser Bereiche zu erkennen um eine Funktion für die Übertragung in die Fläche ableiten zu können.

#### 5. Danksagung

Diese Arbeit wurde von der DFG im Rahmen der Forschergruppe „Systemverständnis: Wasser- und Stoffdynamik urbaner Standorte“ gefördert. Wir danken den Berliner Forsten für die Überlassung der Flächen sowie für die tatkräftige Unterstützung.

# Charakterisierung der Dynamik von Rissmustern in tonigen Böden

H.-J. Vogel<sup>1</sup>, A. Leopold und K. Roth

Die Struktur­dynamik in tonigen Böden ist ein notorisches Problem bei der Modellierung von Fluss und Transport. Die resultierende Dynamik von Schrumpfrissen ist massgeblich für das hydraulische Verhalten und kann typischerweise nur über effektive Fittingparameter berücksichtigt werden. Eine ideale Lösung dieses Problems wäre ein dynamisches Strukturmodell, welches die Geometrie und Verteilung von Rissen als Funktion der physikalischen Randbedingungen liefert. Als Voraussetzung für ein solches Modell werden in diesem Beitrag Methoden zur Charakterisierung von Rissmustern in Böden vorgestellt. In einem zweiten Beitrag [Leopold et al. 03] werden die zugrundeliegenden physikalischen Prozesse qualitativ diskutiert und in ein Strukturmodell für die Rissdynamik umgesetzt.

## Experimente

Es wurden Trocknungsexperimente an homogenen Gemischen aus Sand (S) und Bentonit (B) bei verschiedenen Mischungsverhältnissen (SB-5:1 und SB-1:1) durchgeführt. Das Material wurde bei hohem Wassergehalt mit einer Schichtdicke von 5 mm auf einer Glasplatte verstrichen. Während der Trocknung bei Raumtemperatur wurden das entstehende Rissmuster in regelmässigen Abständen photographiert, Beispiele zeigen Abb. 1 und 2.

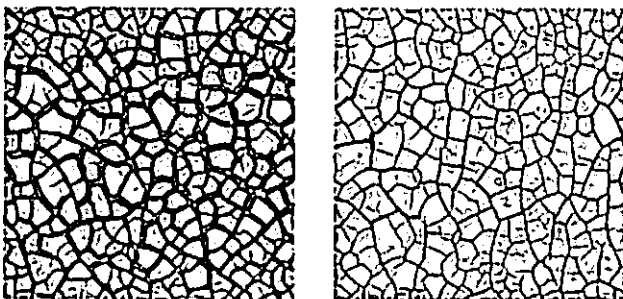


Abbildung 1: Rissmuster nach Trocknung von Sand-Bentonit Gemischen, SB-1:1 (links) und SB-5:1 (rechts).

## Quantitative Charakterisierung

Die aufgenommenen Bilder zeigen einen starken Kontrast zwischen Rissen und Aggregaten. Sie können damit relativ einfach binarisiert und damit für die Bildanalyse zugänglich gemacht werden. Zunächst wurden einfache geometrische Kenngrössen als Funktion der Austrocknung gemessen: die Flächendichte  $A_A$  der Risse die Längendichte  $L_A$  der Aggregatgrenzlinien und die Anzahl­dichte  $\chi_A$  der Risse. Dabei entspricht  $\chi$  der Eulerzahl, definiert als die Anzahl isolierter Risse abzüglich der Anzahl von 'Riss­schleifen' und beschreibt

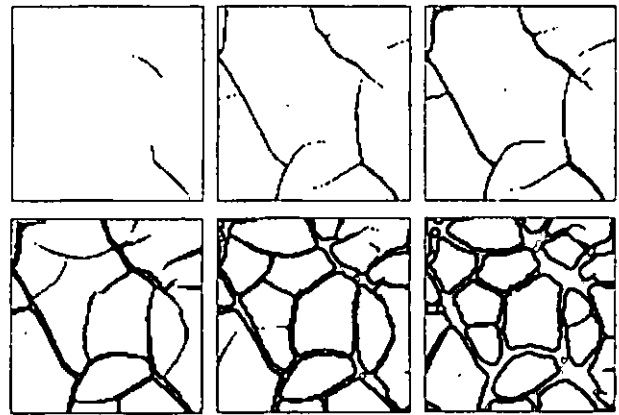


Abbildung 2: Dynamik der Rissbildung (von links oben nach rechts unten) in einem binarisierten Ausschnitt von SB-1:1.

damit die Topologie des Rissmusters. Diese drei Basisgrössen werden auch als Minkowskifunktionale bezeichnet [Mecke, 2000].

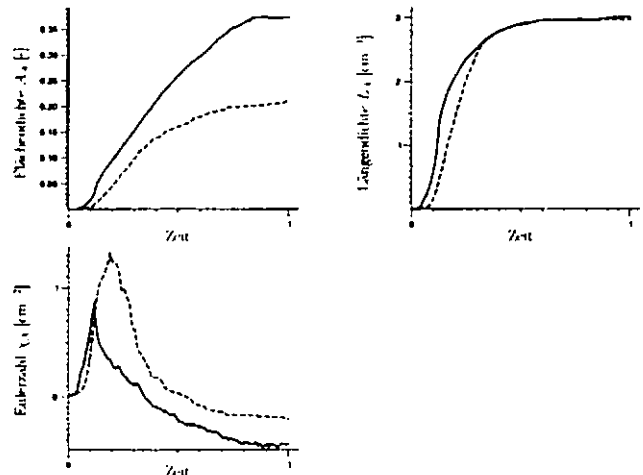


Abbildung 3: Dynamik der Minkowskifunktionale für die beiden Experimente SB-1:1 (durchgezogen), SB-5:1 (gestrichelt).

In Abb. 3 sind die Ergebnisse für die beiden Experimente dargestellt. Im tonigeren Material steigt in einer ersten Phase der Rissbildung sowohl die Risslänge als auch die Rissfläche schnell an, in einer zweiten Phase steigt die Risslänge immer langsamer während die Rissflächen aufgrund der Aggregatschrumpfung noch kontinuierlich zunimmt. Im sandigeren Material lassen sich diese beiden Phasen nicht unterscheiden, die Rissbildung erfolgt hier in einem kontinuierlicheren Prozess. In beiden Materialien bilden sich zunächst isolierte Risse an verschiedenen Stellen (positive Eulerzahl), im sandigen Material mehr als im tonigeren. Anschliessend verbinden sich die Risse zunehmend (abnehmende Eulerzahl). Schliesslich wird ein stationärer Zustand erreicht.

Die hier betrachteten Grössen beschreiben mittlere Eigenschaften der Rissmuster, ohne Informationen über Grössenverteilungen zu liefern. Dies kann erreicht werden, indem die Minkowskifunktionale in Abhängigkeit der Aggregatgrössen gemessen werden. Dazu werden die binären Rissbilder in Grauwertbilder überführt, wo-

<sup>1</sup>Institut für Umweltphysik, Universität Heidelberg  
Im Neuenheimer Feld 229, D-69120 Heidelberg  
email: h.j.vogel@iup.uni-heidelberg.de

bei jeder Pixel innerhalb eines Aggregates einen Grauwert entsprechend seinem Abstand zum nächst gelegenen Riss erhält (Abb. 4 links). Die Abstände werden über morphologische Erosionen durch kreisförmige Strukturelemente mit zunehmenden Radien  $r$  erhalten [Serra, 1982].

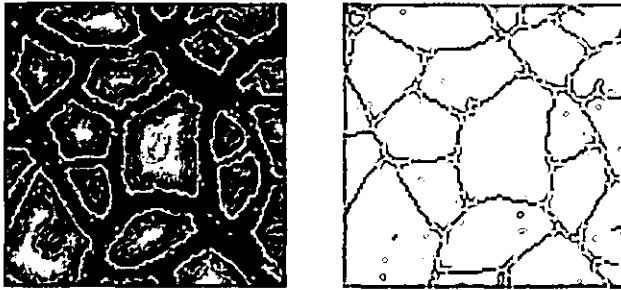


Abbildung 4: Grauwertbild der Abstände (links) und Skeleton der Risse zur Beurteilung der Verzweigungswinkel (rechts) in einem Ausschnitt von SB-1:1.

An diesen Grauwertbildern lassen sich die Minkowskifunktionale der Bodenmatrix in Abhängigkeit der Grauschwelle für die Binarisierung, d.h. dem Abstand  $r$  vom nächsten Riss, berechnen. Diese Beziehungen werden auch als Minkowskifunktionen  $A_A(r)$ ,  $L_A(r)$  und  $\chi_A(r)$  bezeichnet [Mecke, 2000]. Die Ergebnisse sind für verschiedene Stadien der Rissbildung in Abb. 5 dargestellt. Aus  $A_A(r)$  ist die Grössenverteilung der Aggregate ersichtlich. Sie verschiebt sich im tonigeren Material kontinuierlich in Richtung der kleineren Aggregate, während die Grössenverteilung im sandigeren Material schneller einen stationären Zustand erreicht und mit grösseren Aggregaten endet.

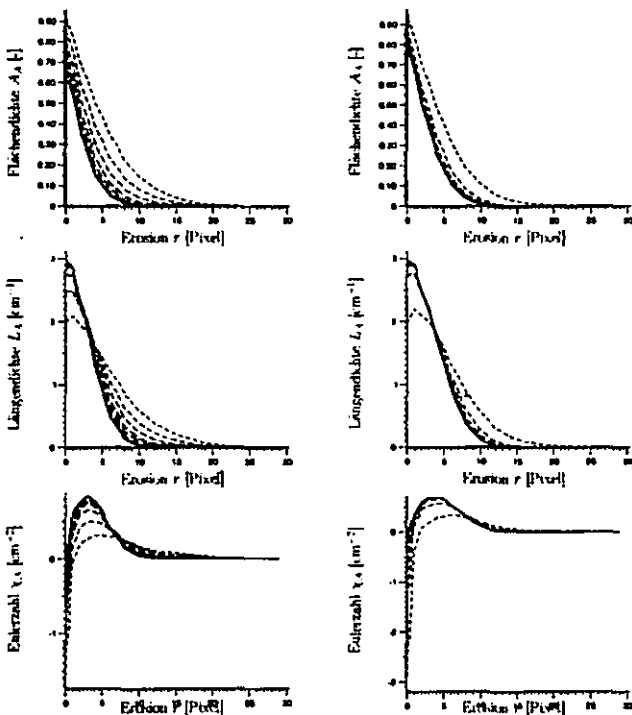


Abbildung 5: Minkowskifunktionen für verschiedene Zeiten während der Rissbildung (zunehmend mit Strichlänge) für SB-1:1 (links) und SB-5:1 (rechts).

Eine entsprechende Dynamik zeigt  $L_A(r)$ . Am Anfang der Rissbildung sind die Aggregate noch nicht vollständig ausgebildet, daher steigt zunächst die Grenzlinienlänge mit der Erosion der Festsubstanz. Aus dem

gleichen Grund, steigt die Anzahl der Aggregate bis zu einem Maximum von  $\chi_A(r)$ . Dieses Maximum kann als Anzahldichte der Aggregate interpretiert werden, welche im tonigeren Material höher ist. Der anschließende absteigende Ast von  $\chi_A(r)$  beschreibt wiederum die Grössenverteilung der Aggregate, hier jedoch nicht bezogen auf die Fläche sondern die Anzahl.

Die Minkowskifunktionen liefern eine relativ umfassende Beschreibung der geometrischen Dynamik, allerdings sind sie weniger sensitiv für die Form der Risse bzw. der Aggregate. Um diese besser zu charakterisieren wurde die Verteilung der Verzweigungswinkel bestimmt. Dazu wurde zunächst das Skelett des Rissbildes berechnet (Abb. 4 rechts), sodass die Verzweigungspunkte eindeutig identifiziert und die Verzweigungswinkel gemessen werden konnten (Abb. 6).

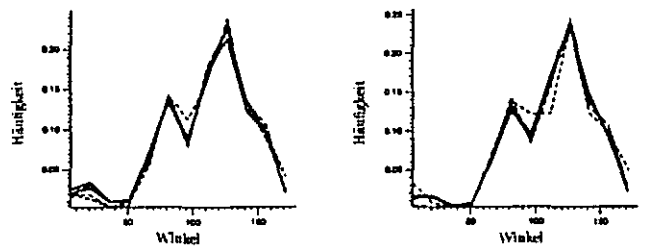


Abbildung 6: Verteilung der Verzweigungswinkel (Winkelklassen mit 12°) für verschiedene Zeiten während der Rissbildung (zunehmend mit Strichlänge) für SB-1:1 (links) und SB-5:1 (rechts).

Die Winkelverteilung ist in beiden Materialien sehr ähnlich. Es gibt zwei deutliche Maxima bei 120° und bei 90°, wobei sich das zweite Maximum zu einem späteren Zeitpunkt erst ausbildet. Erklärbar ist diese Verteilung aus den zu erwartenden Spannungsverteilungen während der Bildung des Rissmusters (vergl. Leopold et al. [2003]).

### AUSBLICK

Die hier vorgestellten Experimente, zusammen mit der quantitativen Charakterisierung der Struktur dynamik reflektieren die zugrundeliegenden physikalischen Prozesse. In einem weiteren Beitrag in diesem Band [Leopold et al., 2003] wird ein Strukturmodell vorgestellt, das die hier gemessene Phänomenologie reproduziert.

### ZITIERTE LITERATUR

Leopold, A., H. Hoffmann, H.-J. Vogel and K. Roth, 2003: Modellierung der Rissdynamik in tonigen Böden, *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. (in diesem Band)*  
 Mecke, K. R., 2000: Additivity, convexity, and beyond: applications of Minkowski functionals in statistical physics, *Lecture Notes in Physics*, 554, 111-184.  
 Serra, J., 1982: *Image Analysis and Mathematical Morphology*, Academic Press, London.

## Einfluss kohligler Substanz auf den Stoffausttrag gestörter Standorte

B. Wecker\*, W. Schaaf\*, H.H. Gerke\*\* und R.F. Hüttl

### 1. Einleitung

Kippböden weisen als charakteristisches Merkmal für gestörte Standorte eine technogen bedingte kleinräumige Heterogenität bezüglich der Verteilung kohligler Substanz sowie von meist sandigen quartären und tertiären Sedimenten auf (Varela et al. 1993, Rumpel 1999). Die Dynamik chemischer und hydrologischer Bodenprozesse dieser Böden ist geprägt von lokalen Ungleichgewichten in den Potenzialen und Konzentrationen gelöster Stoffe zwischen Bereichen unterschiedlicher geogener Herkunft oder pedogener Entwicklungsstufe. Während die Einflüsse der Randbedingungen (Klima, Witterung, Nutzung) auf die Bodenentwicklung und den Stoffhaushalt von forstlich genutzten Ökosystemen oft beschrieben wurden, sind die Effekte der aufgrund von lokalen Ungleichgewichten induzierten Ausgleichsprozesse auf Transport und Stoffumsatz in kohlehaltigen Kippböden bislang wenig bekannt. Ziel dieser Arbeit ist es, die Elementauswaschung aus kohligler Substanz und den Transport gelöster Stoffe in Abhängigkeit von Größe und räumlicher Verteilung kohligler Fragmente zu quantifizieren.

### 2. Material und Methoden

Dazu wurden Bodensäulen-Perkolationsversuche in dreifacher Wiederholung unter kontrollierten Bedingungen im Labor durchgeführt. Jeweils gleiche Mengen (0,05 - 0,06 g Ct g<sup>-1</sup> TS) an unverwitterter kohligler Substanz aus dem 2. Hangendschluff des Tagebaus Jänschwalde (Tab. 1) wurden in drei verschiedenen Größenklassen (< 2 mm, 2-7 mm und > 7 mm) mit Quarzsand (mS) vermischt. Die mittleren Lagerungsdichten lagen nach Einfüllen zwischen 0,99 und 1,24 g cm<sup>-3</sup>. Die Säulen (d = 14,2 cm, h = 23 cm) wurden parallel mit zwei verschiedenen Flussraten (1,6 bzw. 3,3 mm d<sup>-1</sup>) 11 Monate lang kontinuierlich mit VE-Wasser (pH 4,5 mit HCl eingestellt) beregnet. Das Perkolat wurde mittels Unterdruck (3 kPa) am unteren Ende der Säulen abgesaugt und wöchentlich beprobt. Die Masse wurde gravimetrisch bestimmt (Kern 572) und im Perkolat wurden pH (WTW Glaselektrode), Ca, Mg, Fe (Unicam 939 ICP-AES) sowie SO<sub>4</sub> (Dionex 500 and 120 IC) gemessen.

Zur Charakterisierung des Stofftransports wurden Durchbruchkurven mit Chlorid als Tracerion in allen Säulen ermittelt. Dazu wurden 10 mg Cl L<sup>-1</sup> kontinuierlich mit der Beregnungslösung aufgegeben. Zur Bestimmung der Durchbruchkurve wurde z.T. täglich bzw. im Abstand von 2 - 3 Tagen das Perkolat beprobt und die Chloridkonzentration (Dionex 500 and 120 IC) ermittelt.

Tab. 1: Eigenschaften der kohligler Substanz (Mittelwerte aus n=4 Wiederholungen; Standardabweichungen in Klammern; Methodik siehe Fußnoten)

pH <sup>1</sup>	5,58 (0,11)
Ct [%] <sup>2</sup>	18,15 (0,46)
St [%] <sup>2</sup>	2,58 (0,15)
Kalkbedarf [t CaO ha <sup>-1</sup> ] <sup>3</sup>	719 (132,3)
Ca [mg g <sup>-1</sup> ] <sup>4</sup>	11,34 (0,3)
Mg [mg g <sup>-1</sup> ] <sup>4</sup>	3,55 (0,1)
Fe [mg g <sup>-1</sup> ] <sup>4</sup>	21,88 (0,6)

<sup>1</sup>1:2,5 Wassereextrakt

<sup>2</sup>C,N,S-Analysator (LECO)

<sup>3</sup>mittels NAG-Test nach Müller (1993) berechnet

<sup>4</sup>HNO<sub>3</sub>-Druckaufschluss

### 3. Ergebnisse

Die pH-Werte (Abb. 1) nahmen in allen Säulen im Zeitverlauf ab. In den ersten Monaten lagen die pH-Werte über denen der Beregnungslösung. Mit einsetzender Pyritoxidation fand eine verstärkte Säurefreisetzung statt. Hier zeigten sich Unterschiede in Abhängigkeit von den Größe kohligler Substanz. Die stärkste und schnellste pH-Abnahme war bei den Varianten mit den kleinsten kohligler Fragmenten zu beobachten.

Die Ca-Konzentrationen (Abb. 2) zeigten kaum Unterschiede zwischen den Varianten. Die Konzentrationen lagen mit ca. 550 mg Ca L<sup>-1</sup> in einem Bereich, der von der Gipslöslichkeit kontrolliert wird. Lediglich bei hoher Flussrate und kohligler Fragmenten > 7 mm war nach etwa einem halben Jahr ein Rückgang der Konzentrationen zu erkennen. Da Ca jedoch nicht vollständig aus den Säulen ausgewaschen war (Tab. 2), könnte als Ursache eine verminderte Nachlieferung aus der immobilen Porenregion der kohligler Fragmente in Frage kommen.

Tab. 2: Wasser- und Elementausträge aus den Säulen für den Zeitraum 20.03.02-17.02.03

	600mm			1200mm		
	a)	b)	c)	a)	b)	c)
H <sub>2</sub> O-Menge [mm]	508	517	530	1054	1043	1075
Ca [kg ha <sup>-1</sup> ] (in %)	2645 (29)	2794 (31)	2887 (38)	5912 (66)	5865 (66)	4546 (51)
Mg [kg ha <sup>-1</sup> ] (in %)	1053 (38)	1068 (38)	632 (23)	1041 (37)	1095 (39)	696 (25)
Fe [kg ha <sup>-1</sup> ] (in %)	83 (0,5)	5,6 (0)	0,1 (0)	167 (1)	98 (0,6)	0,2 (0)
SO <sub>4</sub> -S [kg ha <sup>-1</sup> ] (in %)	5006 (23)	4269 (19)	3748 (16)	8196 (35)	7812 (33)	5197 (22)

a) < 2 mm

b) 2-7 mm

c) > 7 mm

Die Mg-Konzentrationen (Abb. 3) zeigten eine deutliche Abhängigkeit von der Größe der kohligler Fragmente. Die Mg-Konzentrationen der Varianten mit Brocken >7 mm blieben auf relativ geringem Niveau, während die Varianten mit Brocken < 2 und 2-7 mm eine stärkere Mg-Auswaschung zeigten. Bei hoher Flussrate lagen die Konzentrationen meist unter denen bei geringer Rate.

Die Fe-Konzentrationen (Abb. 4) nahmen mit der Größe der kohligler Fragmente zu, stiegen allerdings weniger rasch im Zeitverlauf an.

\*Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, BTU Cottbus, Universitätsplatz 3-4, 03044 Cottbus, Tel.: 0355/69-4239, E-Mail: wecker@tu-cottbus.de

\*\*Institut für Bodenlandschaftsforschung, Leibniz-Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e. V., Eberswalder Straße 84, D-15374 Müncheberg, Tel.: 033432/82-229, E-Mail: hgerke@zalf.de

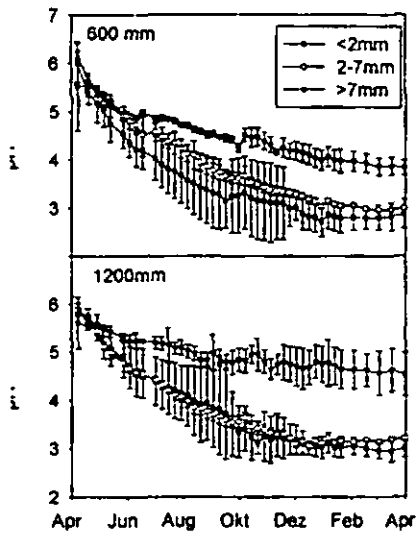


Abb. 1: Verlauf der pH-Werte

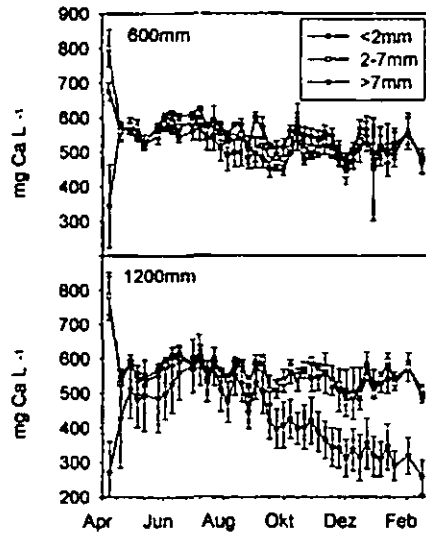


Abb. 2: Verlauf der Ca-Konzentrationen

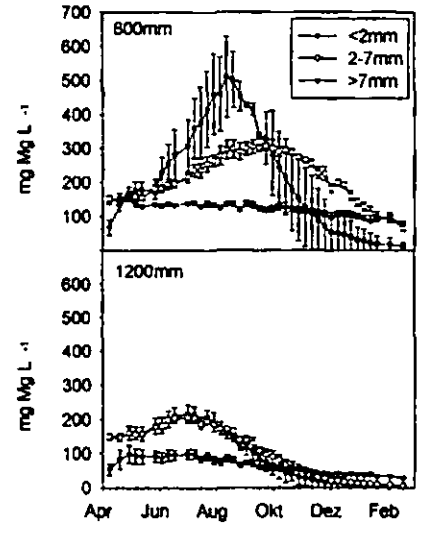


Abb. 3: Verlauf der Mg-Konzentrationen

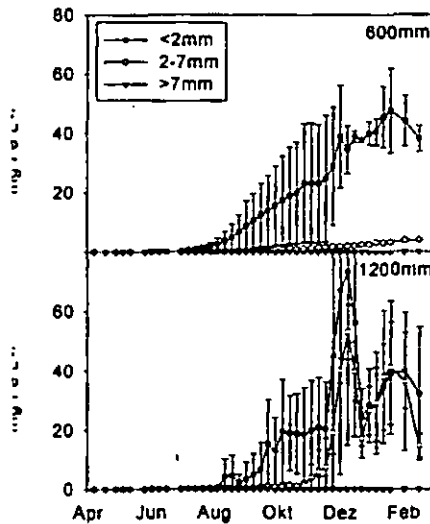


Abb. 4: Verlauf der Fe-Konzentrationen

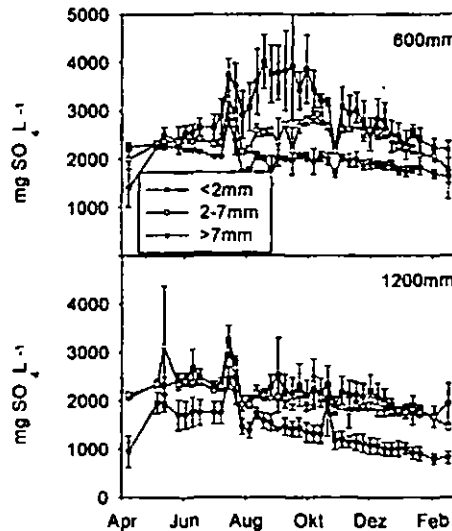


Abb. 5: Verlauf der SO<sub>4</sub>-Konzentrationen

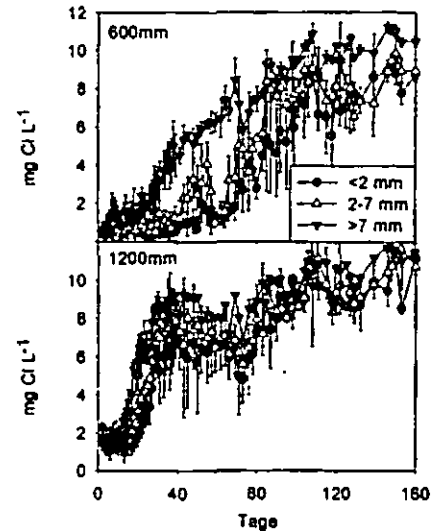


Abb. 6: Cl-Durchbruchkurven

Die SO<sub>4</sub>-Konzentrationen (Abb. 5) lagen mit 2000-3000 mg SO<sub>4</sub> L<sup>-1</sup> deutlich über denen natürlich gewachsener Böden. Die SO<sub>4</sub>-Konzentrationen nahmen mit der Größe kohligler Fragmente ab und scheinen wie die für Ca über die Gipslöslichkeit gesteuert zu werden.

Die Cl-Durchbruchkurven (Abb. 6) der Flussrate 600 mm zeigten, dass die kleinen kohliglen Fragmente Chlorid zunächst retardieren. In den Varianten mit kohliglen Fragmenten > 7 mm kam es zu einem schnellen Chlorid-Durchbruch, was auf rasche Cl-Verlagerung im mobilen Porenraum bei limitiertem diffusivem Austausch mit der immobilen Porenregion zurückgeführt werden kann. In den Varianten mit hoher Flussrate (1200 mm) stiegen die Konzentrationen im Perkolat zunächst rasch an, verharrten dann aber auf einem Plateau bis zum weiteren Anstieg.

#### 4. Zusammenfassung

Mit abnehmender Größe der kohliglen Fragmente stiegen die Konzentrationen von H<sup>+</sup>, Mg, Fe sowie SO<sub>4</sub> im Effluent. Die Ca-Konzentrationen lagen mit Ausnahme der Variante mit kohliglen Brocken > 7 mm bei hoher Beregnung in einem Bereich (550 mg Ca L<sup>-1</sup>), der durch die Gipslöslichkeit kontrolliert wird. Die Verteilung von kohligler Substanz in Brocken > 7 mm führte zu einem schnelleren Tracerdurchbruch. Somit hat die Größe der Brocken bei gleichen Gehalten an kohligler Substanz einen

deutlichen Einfluss auf die Stofffreisetzung und den Transport der gelösten Stoffe im Boden.

#### 5. Literatur

- Miller, S.D. (1993): Assessment of net acid producing potential. Environmental Geochemistry. International PT. 4 LTD, Balmein, Australia.
- Rumpel, C. (1999): Differenzierung und Charakterisierung pedogener und geogener organischer Substanz in forstlich rekultivierten Kippböden. *Cottbuser Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung*. Band 5, 125 p.
- Varela, C., Vazquez, C., Gonzales-Sagregorio, M.V., Leiros, M.C., Gil-Sotres, F. (1993): Chemical and physical properties of opencast lignite minesoils. *Soil Sci.* 156, 193-204.

#### Danksagung

Dank an die DFG für die finanzielle Unterstützung (SFB 565), an das Lehrstuhllabor mit Gabi Franke, Helga Köller, Evi Müller, Regina Müller und Alexander Zschockelt für die vielen Analysen sowie an Andreas Post für seinen Einsatz als studentische Hilfskraft.



## Der Einfluss einer erhöhten CO<sub>2</sub>-Konzentration in der Atmosphäre (FACE) auf die Bodenatmung unter Zuckerrüben und Winterweizen

H.-J. Weigel\*, A. Pacholski\*, R. Manderscheid\*, K. Waloszczyk\*\*

### Problemstellung

Ein erhöhter CO<sub>2</sub>-Gehalt der Atmosphäre soll in Pflanzenbeständen eine Erhöhung der Bodenatmung bewirken. Der Umfang dieser Stimulation ist quantitativ in Abhängigkeit von der Fruchtart und von deren Entwicklungsverlauf nicht hinreichend bekannt.

### Zielstellungen

- Quantifizierung der Bodenatmung unter Zuckerrüben und Winterweizen im Verlauf der Vegetation
- Untersuchungen zur Dynamik der Bodenatmung in Abhängigkeit vom Biomassewachstum
- Bilanzierung von Kohlenstoffaufnahme und Abgabe bei unterschiedlichem CO<sub>2</sub>-Gehalt der Atmosphäre

### Material und Methoden

Im FACE-Experiment des Instituts für Agrarökologie der FAL Braunschweig (Weigel und Dämmgen, 2000) wurde die Bodenatmung unter Zuckerrüben und Winterweizen bei variiertem CO<sub>2</sub>-Gehalt der Atmosphäre (350 und 550 ppm) zu 5 bzw. 7 Terminen gemessen. Für die CO<sub>2</sub>-Messungen standen 2 Photosynthese-Messgeräte (LI 6400) mit Bodenkammern zur Verfügung.

### Ergebnisse

#### Saisonaler Verlauf der Bodenatmungsrate

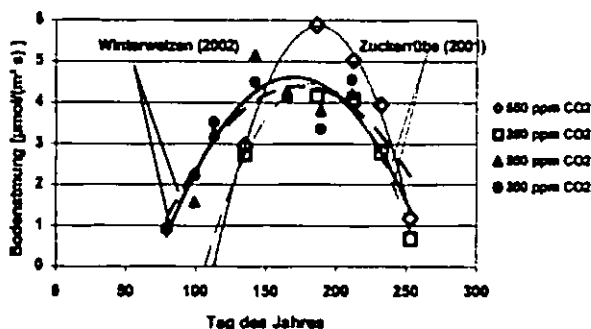


Abb.1: Bodenatmung in Abhängigkeit vom CO<sub>2</sub>-Gehalt der Atmosphäre und vom Zeitpunkt der Messung

Die Bodenatmungsraten zeigten bei beiden Pflanzenarten einen saisonalen Verlauf mit Maxima während der Hauptwachstumszeit der jeweiligen Fruchtart (Abb. 1). Diese Maxima sind bei Zuckerrüben signifikant später als bei Winterweizen. Eine CO<sub>2</sub>-Anreicherung bewirkte eine Stimulation der Bodenatmung. Sie ist vom Wachstums- und Entwicklungszustand der Pflanzenarten abhängig. Bei Zuckerrüben war die Bodenatmung unter erhöhtem CO<sub>2</sub>-Gehalt der Atmosphäre vom Maximum bis zum Erntetermin im Herbst signifikant höher als unter ambientem CO<sub>2</sub>-Gehalt. Bei Winterweizen wurden nur während der Hauptwachstumszeit signifikante Unterschiede der Bodenatmung festgestellt. Sie waren deutlich geringer als bei Zuckerrüben.

#### Verlauf von Biomassewachstum und Bodenatmung

Unter erhöhtem CO<sub>2</sub>-Gehalt nehmen Biomassewachstum und Bodenatmung zu. Bei Zuckerrüben ist ein positiver Einfluss von erhöhtem CO<sub>2</sub>-Gehalt bis zum Vegetationsende im Herbst vorhanden (Tab.1). Bei Zuckerrüben wird die Bodenatmung durch die CO<sub>2</sub>-Anreicherung wesentlich stärker stimuliert als das Biomassewachstum. Bei Winterweizen wirkt eine CO<sub>2</sub>-Anreicherung nur während der Hauptwachstumszeit stimulierend auf die Bodenatmung (Tab. 1). Inwieweit diese Differenzen der Bodenatmung zwischen beiden CO<sub>2</sub>-Behandlungen der Wurzelatmung oder der mikrobiellen Atmung im Boden zuzuordnen ist, muss zunächst offen bleiben.

#### Bilanzierung des Kohlenstoffumsatzes

Für die Bilanzierung des C-Umsatzes ist der C-Gehalt der Trockenmasse für jeden Messtermin kumulativ ermittelt worden. Für Zuckerrüben wird ein mittlerer C-Gehalt von 48 % und für Winterweizen von 50 % in der Trockenmasse zugrunde gelegt. Die Berechnung der C-Freisetzung durch Bodenatmung erfolgt in analoger Weise.

Im Ergebnis einer unterschiedlichen Vegetationsdauer liegt die C-Bindung von Zuckerrüben um 258 % höher als bei Winterweizen (Tab. 2).

Der C-Austrag in Form der Bodenatmung ist bei Zuckerrüben um 260 % höher als bei Winterweizen.

Das Verhältnis von C-Bindung zu C-Austrag ist bei beiden Fruchtarten etwa gleich. Durch die Aussaat im Frühjahr ist dieses Verhältnis bei Zuckerrüben zu Vegetationsbeginn infolge geringerer Biomasse jedoch deutlich höher als bei Winterweizen.

\* Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig, Hans.Weigel@fal.de

\*\* Professor Hellriegel Institut Bernburg e.V. an der Hochschule Anhalt (FH), Strenzfelder Allee 28, 06406 Bernburg, Waloszczyk@ioel.hs-anhalt.de

Tabelle 1: Trockenmassenertrag ( $\text{g m}^{-2}$ ) und Bodenatmung ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) während der Vegetation bei Zuckerrüben und Winterweizen bei unterschiedlichem  $\text{CO}_2$ -Gehalt der Atmosphäre

DOY	TM gesamt		$\text{CO}_2 + \text{CO}_2^-$ (%)	Bodenatmung		$\text{CO}_2 + \text{CO}_2^-$ (%)
	$\text{CO}_2^-$	$\text{CO}_2^+$		$\text{CO}_2^-$	$\text{CO}_2^+$	
<b>Zuckerrüben</b>						
150	34	37	109	2,75	2,96	107
178	662	696	105	4,17	5,89	141
233	3145	3572	114	2,79	3,96	142
253	3565	4186	117	0,67	1,18	176
<b>Winterweizen</b>						
79				0,92	0,95	103
99	105	110	105	2,22	1,58	92
113	584	651	111	3,53	3,24	92
142	1003	1108	110	4,51	5,15	114
165	1192	1355	114	4,12	4,28	104
189	1427	1650	116	3,36	3,82	114
211	1371	1575	115	4,56	4,21	92

Tabelle 2: C-Bindung durch Photosynthese und C-Austrag durch Bodenatmung während der Vegetation bei Zuckerrüben und Winterweizen bei unterschiedlichem  $\text{CO}_2$ -Gehalt der Atmosphäre

Messtermin	$\text{CO}_2$ -Gehalt der Atmosphäre					
	350 ppm			550 ppm		
	C-Bindung $\text{g C/m}^2$	C-Austrag $\text{g C/m}^2$	C-Austrag/ C-Bindung	C-Bindung $\text{g C/m}^2$	C-Austrag $\text{g C/m}^2$	C-Austrag/ C-Bindung
<b>Zuckerrüben</b>						
30.05.2001	17	8,48	0,50	18	10,21	0,57
27.06.2001	331	22,50	0,07	334	22,07	0,07
21.08.2001	1572	158,23	0,10	1705	135,97	0,08
17.09.2001	1782	196,30	0,11	2009	239,75	0,12
<b>Winterweizen</b>						
23.04.2002	52	13,42	0,26	55	11,00	0,20
21.05.2002	293	34,12	0,12	325	32,91	0,10
10.06.2002	501	56,95	0,11	554	57,54	0,10
08.07.2002	713	73,69	0,10	825	75,67	0,09
31.07.2002	685	83,05	0,12	787	84,31	0,11

### Zusammenfassung

Die Intensität der Bodenatmung ist von der angebauten Fruchtart abhängig. Das Maximum der Bodenatmung ist ontogeneseabhängig und orientiert sich am maximalen Biomassezuwachs der Pflanzenart. Für die Berechnung von Kohlenstoffbilanzen ist deshalb für jede Pflanzenart die Bestimmung der Dynamik der Bodenatmung erforderlich.

Unter den *in situ* Anbaubedingungen zeigen diese vorläufigen Ergebnisse, dass eine Steigerung der  $\text{CO}_2$ -Konzentration der Atmosphäre neben einer Zunahme der Biomasseproduktion auch mit einer Erhöhung der Bodenatmung verbunden ist. Die  $\text{CO}_2$ -bedingte Zunahme der Bodenatmung ist von der angebauten Fruchtart abhängig. Sie ist bei Zuckerrüben höher als bei Winterweizen. Zur generellen Klärung der Frage zum Einfluss einer Steigerung des  $\text{CO}_2$ -Gehalts der Atmosphäre auf die Bo-

denatmung ist deren Bestimmung bei den einzelnen Fruchtarten notwendig.

Bei der Berechnung der C-Bilanz beider Fruchtarten zeigt sich, dass das Verhältnis von C-Austrag (Bodenatmung) zu C-Eintrag (C-Bindung der Pflanzen) bei beiden Fruchtarten unabhängig von der  $\text{CO}_2$ -Konzentration nahezu identisch ist.

### Literatur

Weigel, H.J. and U. Dämmgen (2000): The Braunschweig Carbon Project: Atmospheric Flux Monitoring and Free Air Carbon Dioxide Enrichment (FACE). J. Applied Botany 74, 55-60

# Räumliche Wirkung einer Saugkerze bei der Extraktion von Bodenwasser – Ergebnisse numerischer Simulationen

L. Weihermüller\*, R. Kasteel, & H. Vereecken

## Einleitung

Zur Interpretation der mittels Saugkerzen gewonnenen Substanzen ist die Herkunft der Bodenlösung wichtig. Dabei ist der Einflussbereich der Saugkerze auf die natürliche Bodenwasserbewegung ein wesentlicher Untersuchungsaspekt. In der Literatur stehen neben analytischen Lösungen und numerischen Simulationen Laborexperimente zur Abschätzung des Einflussbereiches der Saugkerzen im Boden zur Verfügung. Eine umfangreiche detaillierte Arbeit zum Systemverständnis liegt jedoch nicht vor. Das Ziel dieser Arbeit ist ein Systemverständnis über die Auswirkung von Saugkerzen auf die Bodenwasserbewegung unter unterschiedlichen Randbedingungen durch Anwendung einer numerischen Simulationssoftware (HYDRUS-2D) zu erlangen.

## Material und Methoden

Für die Simulation des Wasserflusses wurde das Softwarepaket HYDRUS-2D [SIMUNEK et al. 1999]

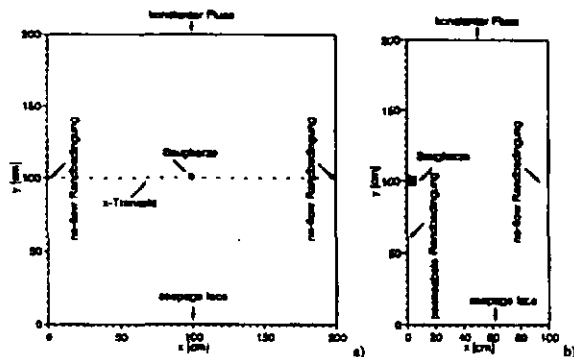


Abbildung 1: Zweidimensionales Fließfeld für die numerischen Simulationen. a) Vertikaler Schnitt, b) Achsensymmetrisch.

verwendet, dass die RICHARD'S Gleichung für den gesättigten-ungesättigten Wasserfluss löst. Der Wasserfluss wurde in einem zweidimensionalen Fließfeld mit einer Höhe und Breite von 200 cm simuliert (Abb.1 a). Für die achsensymmetrische Modellierung wurde das Simulationsfeld auf 200 cm Höhe und 100 cm Breite modifiziert (Abb.1 b). Die Bodenheterogenität wurde mit einem Skalierungsansatz (Miller-ähnliches Medium) erzeugt.

Die in der Saugkerze angelegten Unterdrücke wurden in den Modellrechnungen als konstante Druckhöhen definiert. Die obere Randbedingung entspricht einem konstanten Fluss. Die untere Randbedingung entspricht einer zero-tension Lysimeter Randbedingung (seepage face). Boden- und

\*Forschungszentrum Jülich GmbH, Institut für Chemie und Dynamik der Geosphäre; Teilinstitut: Agrosphäre  
e-mail: l.weihermuller@fz-juelich.de Tel.: 02461 / 618669

saugkerzenspezifische Parameter wurden dem im Programm integrierten Bodenkatalog entnommen (Tab.1).

Tabelle 1: Hydraulische Eigenschaften für die numerischen Simulationen. Parameter nach MUALLEM und VAN GENUCHTEN.

Material	$\theta_r$ (cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	$\theta_s$ (cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	$\alpha$ (cm <sup>-1</sup> )	$n$ (-)	$K_s$ (cm h <sup>-1</sup> )	$l$ (-)
toniger Lehm	0,095	0,41	0,019	1,31	0,26	0,5
sandiger Lehm	0,045	0,43	0,146	2,68	29,7	0,5
Sand	0,1	0,38	0,027	1,23	0,12	0,5
Saugkerze	0,001	0,5	0,0005	2,8	0,02394	0,5

## Ergebnisse unter stationären Bedingungen

Die Ergebnisse der numerischen Simulation des Fließfeldes in drei homogenen Bodensäulen (toniger Lehm, sandiger Lehm und Sand) unter stationären Bedingungen (Infiltrationsrate = 0,013 cm h<sup>-1</sup>) sind in Abb.3 als

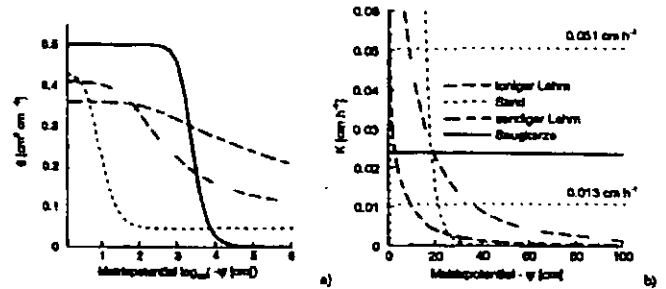


Abbildung 2: Retentionsfunktion (a) und Wasserleitfähigkeitsfunktion K (b) für Böden und Saugkerzen.

horizontale Transekte durch die Saugkerze als Matrixpotentialdifferenzen zum ungestörtem Fließfeld dargestellt. Deutlich ist eine achsensymmetrische Ausprägung des Einflussbereiches der Saugkerze mit abnehmenden Potentialdifferenzen zur Peripherie zu erkennen. Eine Zunahme der Potentialdifferenzen mit steigenden Unterdrücken an der Saugkerze ist im Falle des tonigen Lehms ebenfalls deutlich nachweisbar. Gleichzeitig ist jedoch festzustellen, daß mit Unterdrücken größer 300 cm eine „Stagnation“ des Einflußbereiches zu verzeichnen ist. Im Falle des Sandbodens ist eine Veränderung der Potentialdifferenzen jedoch schon bei geringen Unterdrücken kaum nachweisbar. Eine intermediäre Stellung nimmt der sandige Lehm ein. Betrachtet man die Wasserleitfähigkeitsfunktion der Böden, so ist ein Zusammenhang zwischen Wasserleitfähigkeit, aktuellem Matrixpotential in direkter Saugkerzennähe und dem Habitus des Saugkerzeinflusses zu erkennen, wobei

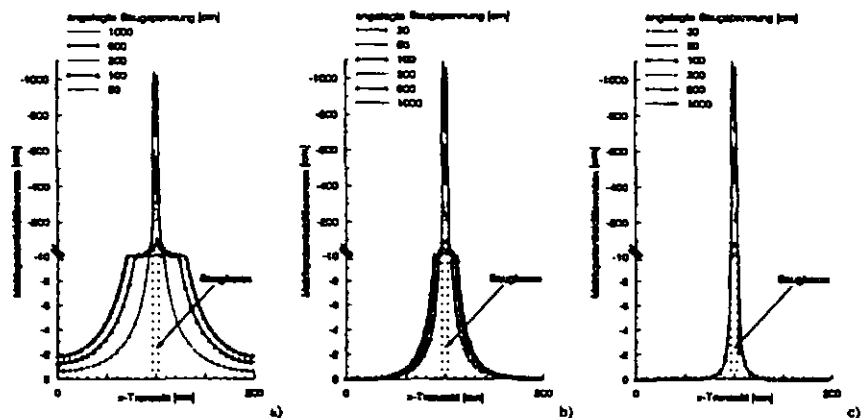


Abbildung 3: Matrixpotentiale im horizontalen Querschnitt durch das simulierte Fließfeld für alle angelegten Unterdrücke in der Saugkerze (30, 50, 100, 300, 600 und 1000 cm) und konstanter Infiltration von 0,013 cm h<sup>-1</sup>. a) toniger Lehm, b) sandiger Lehm und c) Sand.

höhere Wasserleitfähigkeiten bei aktuell angelegten Unterdrücken in der Saugkerze zu höheren peripheren Matrixpotentialdifferenzen führen. Gleichzeitig ist der

„maximale“ Einflussbereich schon mit geringen Unterdrücken erreicht. Weitere Simulationen mit höheren Infiltrationsraten untermauern im wesentlichen die genannten Ergebnisse.

**Ergebnisse im heterogenen Boden**

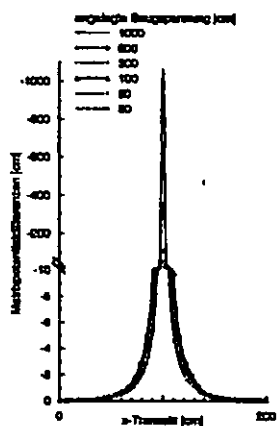


Abbildung 4: Matrixpotentiale im horizontalen Querschnitt durch das simulierte Fließfeld für alle angelegten Unterdrücke in der Saugkerze (30, 50, 100, 300, 600 und 1000 cm) im heterogenen sandigen Lehm. (Infiltration von 0,013 cm h<sup>-1</sup>. Standardabweichung = 0,25 cm und Korrelationslänge λ(x,y) = 0,1 m.

Im Falle eines Bodens, in dem durch einen Skalierungsansatz (Miller-ähnliches Medium) eine in der Natur bekannte Bodenheterogenität erzeugt wurde, zeigt sich keine deutliche Veränderung des Saugkerzeinflusses (Abb.4). Wie im homogenen Fall ist der Zusammenhang zwischen Wasserleitfähigkeitsfunktion und Einflussbereich zu erkennen. Konnten in der Nullsimulation noch im Matrixpotential nachgewiesen werden, so werden diese durch die Berechnung der Matrixpotentialdifferenzen nicht widerspiegelt. Vergleicht man die Matrixdifferenzen des heterogenen Mediums mit einer homogenen Struktur, so wird deutlich, dass in der heterogenen Realisation höhere Matrixdifferenzen auftreten.

**Ergebnisse achsensymmetrischer Simulationen**

Betrachtet man die Extraktionsraten der Saugkerze unter stationären Bedingungen in einem achsensymmetrischen Simulationsfeld, so wird deutlich, dass die Extraktionsmengen mit höheren Unterdrücken in der Saugkerze zunehmen (Abb.5), was auf einen höheren

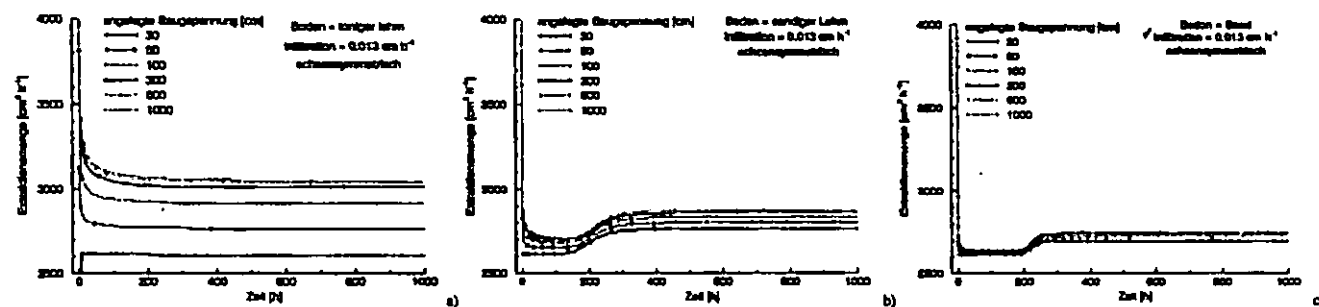


Abbildung 5: Extraktionsmengen (cm<sup>3</sup> h<sup>-1</sup>) einer Saugkerze in einem achsensymmetrischen Fließfeld mit konstanter Infiltration von 0,013 cm h<sup>-1</sup> a) toniger Lehm b) sandiger Lehm c) Sand.

Potentialgradienten mit zunehmenden Unterdrücken zurückzuführen ist. Die geringere Zunahme bei höheren Drücken (300, 600 & 1000 cm) ist durch die Verringerung der Wasserleitfähigkeit zu erklären. Wiederum sind Unterschiede zwischen den Böden zu erkennen, die ebenfalls auf die hydraulischen Eigenschaften zurückzuführen sind. Größere hydraulische Leitfähigkeiten bei aktuell angelegten Drücken führen zu größeren Extraktionsmengen.

**Vergleich mit analytischen Lösungen**

Möchte man die numerisch erlangten Ergebnisse durch analytische Lösungen verifizieren, so kann dieses durch

Tabelle 2: Eingabeparameter für die analytische Lösung nach WARRICK & AMOOZEGAR FARD (1977) für einen angelegten Unterdruck von 100 cm. Gardner-α an hydraulischer Leitfähigkeitsfunktion nach MUALEN VAN GEUCHTEN gefittet. Ks aus Tabelle 1 und Matrixpotential ungestört aus numerischer Simulation.

	Gardner-α (cm <sup>-2</sup> )	Extraktionsmenge (cm <sup>3</sup> h <sup>-1</sup> )	Ks (cm h <sup>-1</sup> )	Matrixpotential ungestört (cm)
toniger Lehm	0,0236	2914,07	0,28	-31,1539
Sand	0,0278	2734,07	29,7	-20,5389
sandiger Lehm	0,0279	2834,07	0,12	-7,1725

achsensymmetrische

Simulationen erfolgen. Die so bestimmten Extraktionsmengen wurden neben bodenspezifischen Parametern (Tab. 2) in Formel 13 von WARRICK & AMOOZEGAR-FARD (1977) eingesetzt, um die Wasserscheide (dividing streamline) (ψ/q=1) zu erhalten. Diese Linie trennt das Fließfeld in die Saugkerze, in dem das Bodenwasser in die Saugkerze strömt von frei dränierendem Wasser. Analog zu Abb.3 ist eine Abfolge der Wasserscheide vom tonigen Lehm, sandigen Lehm hin zum Sand zu erkennen, die wiederum mit der hydraulischen Leitfähigkeitsfunktion der Böden zusammen hängt.

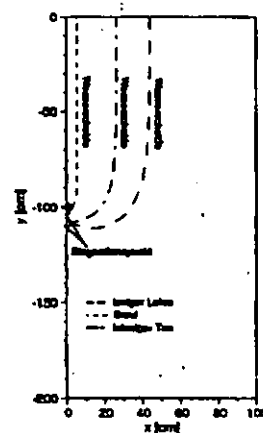


Abbildung 6: Wasserscheide unter stationären Bedingungen (Infiltrationsrate = 0,013 cm h<sup>-1</sup>) für tonigen Lehm, Sand und sandigen Lehm.

**Zusammenfassung**

Der Einflussbereich einer Saugkerze auf das natürliche Potentialfeld im Boden wird im wesentlichen von den hydraulischen Eigenschaften (Textur und Heterogenität) des Bodens und den oberen Randbedingungen (Infiltration und Transpiration) bestimmt. Im Gegensatz dazu spielt der angelegte Unterdruck in der Saugkerze nur eine untergeordnete Rolle.

In wie weit die unterschiedlichen Unterdrücke und Extraktionsmengen eine Wirkung auf die Menge an extrahierten Stoffen haben, bleibt dabei jedoch ungeklärt.

**Literatur:**

- SIMUNEK, J.; M. SEJNA UND M. VAN GEUCHTEN (1999): The HYDRUS-2D Software Package for Simulating the Two-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variable-Saturated Media, Version 2.0. U.S. Salinity Laboratory, Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture, Riverside California
- WARRICK, A.W. & A. AMOOZEGAR-FARD (1977): Soil Water Regimes Near Porous Cup Water Samplers; Water Resources Research; 13 (1): 203 - 207

## Zur Validierung von Modellen zur mechanischen Belastbarkeit lössbürtiger Böden Nordrhein-Westfalens

(Th. Weyer<sup>1</sup>, B. Weyers<sup>1</sup>, B. Cramer<sup>1</sup>)

### Einleitung und Zielsetzung

Aufgrund der im Rahmen des Bundesbodenschutzgesetzes geforderten Vorsorge gegen das Entstehen gefährlicher Bodenschadverdichtungen werden zur Zeit in der Literatur drei Verfahren diskutiert. Das Modell *Vorbelastung* (HORN et. al., 2002) orientiert sich an der horizontspezifischen Eigenstabilität. Ist die aktuelle Auflast größer als die Eigenstabilität kommt es zur Änderung der Porenfunktionen und der Porendichte. Da die Bestimmung der Vorbelastung im Ödometerverfahren sehr aufwendig ist, wurden mehrere Regressionsgleichungen erstellt, mit denen unter Verwendung leicht bestimmbarer Parameter (Lagerungsdichte, Humusgehalt ...) die Vorbelastung berechnet werden kann. Der *Druckbelastungsquotient* (LEBERT, 1989; PAUL, 1999) ist eine Weiterentwicklung des Modells der Vorbelastung. Durch Gegenüberstellung der Druckbelastung landwirtschaftlicher Maschinen mit der Vorbelastung soll die Verdichtungsgefährdung voreingeschätzt werden. Beim Ansatz *Schadverdichtungsgefährdungsklassen* (PETELKAU et. al., 2000) werden die maximal tolerierbaren Lasteinträge an der Einhaltung bestimmter Bereiche der optimalen Lagerungsdichte festgemacht. Um Bodenschadverdichtungen anhand definierter Kenngrößen bzw. Indikatoren zu erkennen, hat ein Expertenrat des Umweltbundesamtes *„Kriterien zur Charakterisierung schädlicher Bodenverdichtungen“* (UMWELTBUNDESAMT, 2001) aufgestellt.

Im Rahmen eines Forschungsvorhabens an der Fachhochschule Soest sollen mittels bodenphysikalischer und bodenmechanischer Untersuchungen in zahlreichen landwirtschaftlichen Praxisbetrieben diese Modelle validiert und auf ihre Anwendbarkeit untersucht werden. Das Bodentypen- und Bodenartenspektrum in Nordrhein-Westfalen ist sehr vielfältig, daher sollen im folgenden nur die ersten Ergebnisse dreier ausgewählter Lössstandorte vorgestellt werden.

### Material und Methoden

Bei den Bodentypen der untersuchten Standorte handelt es sich um (Pseudogley-)Parabraunerden, die Bodenarten liegen im Bereich des schwach bzw. mittel tonigen Schluffs. An jedem Standort wurden auf zwei Ackerschlägen an jeweils zwei Profilgruben in drei Profiltiefen Stechzylinder in 10-facher (100 cm<sup>3</sup>) bzw. 5-facher (236 cm<sup>3</sup>) Wiederholung entnommen. Der genaue Untersuchungsablauf ist in Abb. 1 dargestellt. Der Parameter „Vorbelastung“ wurde aufgrund der aufwendigen Drucksetzungsversuche nur für einen Standort bestimmt (40 Setzungskurven).

Bezogen auf das Modell Vorbelastung sollen die unterschiedlichen Regressionsgleichungen aus den Arbeiten von LEBERT (in DVWK 1995), NISSEN (in DVWK 1997) und der DIN 19688 überprüft werden. Das

Modell Druckbelastungsquotient basiert auf einer Gegenüberstellung der Vorbelastung mit technogenen Lasten, so dass eine weitere Validierung zunächst nicht sinnvoll erscheint. Bei den Schadverdichtungsgefährdungsklassen wurde die Eignung des Parameters Lagerungsdichte als Maß für die maximal zulässige mechanische Belastung näher geprüft. Es wurde versucht, Beziehungen zu anderen bodenfunktionalen Parametern aufzuzeigen.

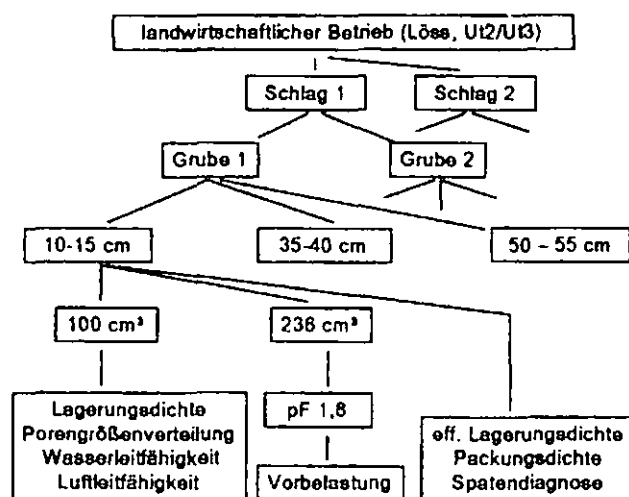


Abb. 1: Untersuchungsablauf

### Ergebnisse und Diskussion

Zur Beurteilung der einzelnen Modellgleichungen sind in Tab. 1 die Beziehungen zwischen gemessenen und berechneten Vorbelastungswerten dargestellt. Bezogen auf alle Tiefenbereiche zeigen die niedrigen Bestimmtheitsmaße, dass für die untersuchten Böden keines der drei Modelle eine gute Vorhersage für den gemessenen Vorbelastungswert liefert. Betrachtet man hingegen bei der statistischen Berechnung nur den nicht direkt durch Bodenbearbeitung beeinflussten aggregierten Unterboden, so sind die Streuungen der berechneten bzw. gemessenen Werte geringer. Dies führt bei den Gleichungen nach LEBERT und nach DIN 19688 zu etwas höheren Bestimmtheitsmaßen (B = 0,43 bzw. B = 0,49).

Tab. 1: Bestimmtheitsmaße (B) zwischen dem Verfahren Messung und den unterschiedlichen Modellgleichungen in Abhängigkeit von der Beprobungstiefe

	B (alle Tiefen) N=40	B (Unterboden) N=12
Messung – „LEBERT“	0,12	0,43
Messung – „NISSEN“	0,15	0,30
Messung – „DIN 19688“	0,07	0,49

Bezogen auf das Modell Schadverdichtungsgefährdungsklassen wird zur Charakterisierung der Lagerungsdichte in Abb. 2 und Abb. 3 der Zusammenhang zur Luftkapazität bzw. Luftleitfähigkeit dargestellt. Beide Parameter charakterisieren die Durchlüftbarkeit von Bodenzuständen

<sup>1</sup> Fachhochschule Südwestfalen  
 Fachbereich Agrarwirtschaft  
 Lübecker Ring 2; 59494 Soest  
 E-mail: bcramer@fh-swf.de

und haben somit direkten bodenfunktionalen Bezug. Die Abbildungen zeigen, dass mit steigenden Lagerungsdichtewerten die Luftkapazität und die Spannweite der Luftleitfähigkeitswerte abnehmen. Somit kann der Parameter Lagerungsdichte – zumindest für Lössböden aus tonigen Schluffen – als Indikator für eine mögliche Bodenschadverdichtung und als Maß für die maximale Belastbarkeit herangezogen werden.

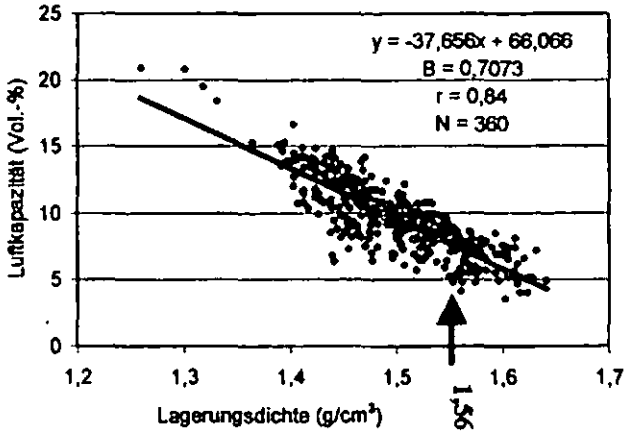


Abb. 2: Luftkapazität in Abhängigkeit von der Lagerungsdichte für drei Tiefen (Krume/Krumenbasis/Unterboden)

Nach dem Konzept Schadverdichtungsgefährdungsklassen berechnen sich - in Abhängigkeit vom Ton- und Schluffgehalt - Lagerungsdichtegrenzwerte von 1,56 g/cm<sup>3</sup> für krumennahe Unterböden, was einer Luftkapazität von ca. 8 % entsprechen würde (Abb. 2). Zu ähnlichen Ergebnissen kommt auch das Indikatorenmodell (UMWELTBUNDESAMT, 2001), dass für Unterböden eine Luftkapazität von unter 5 % (hier: Lagerungsdichte = 1,62 g/cm<sup>3</sup>) als kritisch einstuft. Bezogen auf die Luftleitfähigkeit zeigt sich, dass bei Überschreitung des Grenzwertes, jedoch nicht zwingend verminderte Leitfähigkeitswerte auftreten müssen.

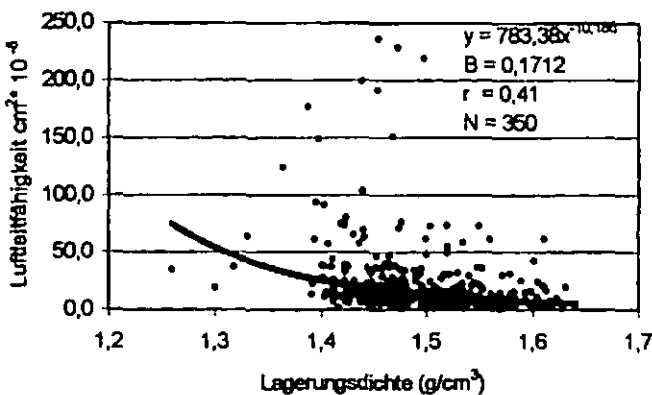


Abb. 3: Luftleitfähigkeit in Abhängigkeit von der Lagerungsdichte für drei Tiefen (Krume/Krumenbasis/Unterboden)

### Schlussfolgerungen

Die Gleichungen zur Berechnung der Vorbelastung eigenen sich nur bedingt für alle Bodentiefen. Bei der Betrachtung aggregierter Unterböden wird die Vorhersage der Vorbelastung wesentlich verbessert. Da in den Untersuchungen ausschließlich die entsprechenden Be-

rechnungsweisen überprüft wurden, wird das Konzept Vorbelastung grundsätzlich nicht in Frage gestellt.

Die Lagerungsdichte charakterisiert zwar das Porenvolumen, daraus können aber noch keine Rückschlüsse auf die Kontinuität leitender Poren gezogen werden. Um Grenzwerte der Lagerungsdichte zur Abschätzung der mechanischen Belastbarkeit festzulegen, sollten daher für lössbürtige Böden zusätzlich Orientierungswerte für Leitfähigkeitsparameter (Wasser oder Luft) angegeben werden.

### Zusammenfassung

Zur Zeit werden drei verschiedene Modelle zur Abschätzung der mechanischen Belastbarkeit von Böden diskutiert. Das Modell *Vorbelastung* orientiert sich an der horizontspezifischen Eigenstabilität des Bodens, die anhand multipler Regression berechnet werden kann. Beim *Druckbelastungsquotient* wird zusätzlich die eingesetzte Landtechnik und die Druckausbreitung im Boden berücksichtigt. Der Ansatz *Schadverdichtungsgefährdungsklassen* basiert auf der Einhaltung bestimmter Lagerungsdichtegrenzwerte.

In dieser Arbeit wurden diese Modelle mit Böden aus Löss an drei Standorten validiert. Es wurden bodenphysikalische- und mechanische Messungen durchgeführt.

Die Ergebnisse der gemessenen weichen stark von den modellierten Vorbelastungswerten ab. Für den Unterboden verbessert sich die rechnerische Abschätzung tendenziell. Das Modell Druckbelastungsquotient kann nur bei einer sicheren Abschätzung der Vorbelastung zur Anwendung kommen. Der Parameter Lagerungsdichte im Rahmen des Modells Schadverdichtungsgefährdungsklassen kann als Maß für die maximale Belastbarkeit herangezogen werden, jedoch ist die Berücksichtigung der ökologischen Funktionen des Bodens über die Luft- und Wasserleitfähigkeit als unabdingbar anzusehen.

### Literaturangaben

- DIN (2000): Ermittlung der mechanischen Belastbarkeit und Verdichtungsempfindlichkeit von Böden. Deutsches Institut für Normung, DIN-Entwurf 19688. Beuth, Berlin.
- DVWK (1995): Gefügestabilität ackerbaulich genutzter Mineralböden, Teil 1: Mechanische Belastbarkeit zur Berechnung bodenmechanischer Kennwerte. DVWK-Merkblatt 234, ATV-DVWK, Bonn.
- DVWK (1997): Gefügestabilität ackerbaulich genutzter Mineralböden, Teil 2: Ableitung physikalischer Kenngrößen. Mechanische Belastbarkeit. DVWK-Merkblatt 235, ATV-DVWK, Bonn.
- HORN, R.; SIMOTA, C.; FLEIGE, H.; DEXTER, A.; RAJKAI, K.; DE LA ROSA, D. (2002): Prognose der mechanischen Belastbarkeit und der auflastabhängigen Änderung des Lufthaushaltes in Ackerböden anhand von Bodenkartan. J. Plant Nutr. Soil. Sci., 165, 235-239.
- LEBERT, M. (1989): Beurteilung und Vorhersage der mechanischen Belastbarkeit von Ackerböden. Dissertation, Bayreuther Bodenkundliche Berichte.
- PAUL, J. (1999): Kennzeichnung der Verdichtungsgefährdung landwirtschaftlich genutzter Böden. Wasser und Boden, 51/12, 10-14.
- PETELKAU, H.; SEIDEL, K.; FRIELINGHAUS, M. (2000): Ermittlung des Verdichtungswiderstandes von Böden des Landes Brandenburg und Bewertung von Landmaschinen und landwirtschaftlichen Anbauverfahren hinsichtlich der Beeinträchtigung von Bodenfunktionen durch die Verursachung von schwer regenerierbaren Schadverdichtungen. ZALF Münchenberg, 145 S.
- UMWELTBUNDESAMT (2001): Kriterien zur Charakterisierung schädlicher Bodenverdichtungen. Protokoll zum Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes. FAL, Braunschweig. Unveröffentlicht.

## **Einfluss der organischen Bodensubstanz auf das Wasseraufnahmevermögen sandiger Böden bei unterschiedlicher Landnutzung**

B. Wöllecke<sup>1</sup>, S. Woche<sup>2</sup>, J. Bachmann<sup>2</sup>, O. Bens<sup>1</sup>, R.F. Hüttl<sup>1</sup>

### **Einleitung**

Bei sandigen, sorptionsarmen Böden ist die organische Bodensubstanz (OBS) ein entscheidender Faktor für die Wasserspeicherfähigkeit (u.a. Hudson, 1994; de Jong et al., 1983). Sie ist aber auch ursächlich am Merkmal der Hydrophobie in trockenen Sandböden mitverantwortlich. Stark ausgeprägte hydrophobe Bodeneigenschaften führen wiederum zu einer verzögerten und verringerten Wasseraufnahme von Böden und zu Oberflächenabfluss und Bildung von präferentiellen Fließwegen (u.a. Bachmann, 1996).

Im Folgenden wird an Hand von Laboruntersuchungen dargestellt, wie sich forstliche und landwirtschaftliche Bodenutzung auf das Wasseraufnahmevermögen sandiger Böden in Brandenburg auswirken können.

Zu den Waldstandorten gibt es weitere Daten zur Wasserretention bei Schäfer et al. (2002) und zu Feldinfiltrationsmessungen bei Schäfer et al. (2003). Weitere Geländeuntersuchungen auf den Ackerstandorten sind von Hangen et al. (2002) veröffentlicht.

### **Untersuchungsgebiet und Methoden**

Die Untersuchungen wurden zum einen an Forstandorten im Revier Kahlenberg (52°52'N, 13°53'E), ca. 50 km NE Berlin, durchgeführt. Die Standortcharakteristika zeigt Tabelle 1.

Tab. 1: Standortcharakteristika des Reviers Kahlenberg

<b>Höhenlage</b>	~ 36 m ü. NN
<b>Bodenart</b>	Mittelsand
<b>Bodentyp</b>	Podsolige Braunerde auf glaci-fluviatilen Sanden
<b>Vegetation</b>	<i>Pinus sylvestris</i> / <i>Fagus sylvatica</i>
<b>mittl. Jahresniederschlag</b>	540 mm/327mm (IV-IX)
<b>mittl. Jahrestemperatur</b>	8,6 °C (95,3 Frosttage)

Als Untersuchungsflächen dienen vier verschiedene Versuchsbestände mit unterschiedlich alten Kiefern- und Buchenpopulationen. Die vier im Revier Kahlenberg untersuchten Bestände repräsentieren verschiedene Stadien des Waldumbaus im Sinne einer falschen Zeitreihe:

- 1) reiner Kiefernbestand (Alter 84 Jahre), Referenzstandort ohne Waldumbaumaßnahmen (Abteilung K75R)
- 2) junger Mischbestand mit 76-jährigen Kiefern und 34-jährigen Buchen (Abteilung K74M)
- 3) alter Mischbestand mit 114-jährigen Kiefern und 57-jährigen Buchen (Abteilung K75M)
- 4) möglicher Endbestand mit einem 91-jährigen Buchenreinbestand in erster Generation nach reiner Kiefernwirtschaft (Abteilung K75R).

Der andere Untersuchungsstandort ist ein Ackerschlag bei Lietzen auf dem Seelower Höhenzug (52°29'N, 14°22'E), ca. 60 km östlich von Berlin. Die Standortcharakteristika zeigt Tabelle 2. Dieser Ackerschlag wird seit 1996 zur Hälfte konventionell (kv) und zur anderen Hälfte bodenkonservierend (ks) (pfluglos) bearbeitet. Untersucht werden beide Bewirtschaftungsformen.

Tab. 2: Standortcharakteristika des Ackerstandortes Lietzen

<b>Höhenlage</b>	~ 55 m ü. NN
<b>Bodenart</b>	Lehmiger Sand
<b>Bodentyp</b>	Fahlerde auf Geschiebedecksand
<b>Vegetation</b>	1996 Winterweizen, seit 1997 Winterroggen
<b>mittl. Jahresniederschlag</b>	600 mm
<b>mittl. Jahrestemperatur</b>	8,6 °C

Die Bodenprofile wurden in folgenden Tiefenstufen beprobt: 0-5, 5-10, 10-20, 20-30 und 30-50 cm. Die Bestimmung der pH-Werte erfolgte mittels Elektrode in wässriger Lösung. Der Gehalt an organischer Substanz wurde mit Hilfe der CNS-Elementaranalyse gemessen und das Wasseraufnahmevermögen an unbehandelten, luftgetrockneten Mischproben mit dem Enslinversuch (in Anlehnung an DIN 18132) ermittelt. Unter gleichen Bedingungen gemessene, bei 430°C vermuffelte, Aliquote der Mischproben sollten den Einfluss der OBS auf das Wasseraufnahmevermögen untersuchen. Aus den Ergebnissen des Enslinversuchs wurde nach Philip (1957) die Sorptivität nach 1 Minute Wasseraufnahme errechnet. Der Kontaktwinkel als Maß für den Grad der potentiellen Hydrophobie wurde mit der Kapillaren Aufstiegsmethode bestimmt (Goebel et al., 2003).

### **Ergebnisse**

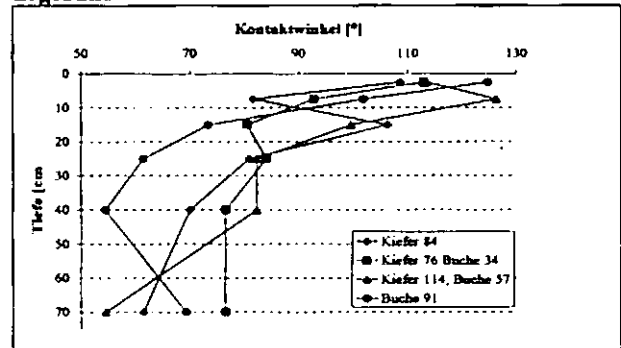


Abb. 1: Tiefengradient der Kontaktwinkel bei den Waldstandorten.

Bei den Waldstandorten werden in den oberen 20 cm des Mineralbodens bei jeder Bestockung Kontaktwinkel über 90° gemessen. Die beiden Mischbestände behalten bis in 50 cm Tiefe Winkel über 70°.

Bei den Waldstandorten sind die pH-Werte in den oberen 5 cm des Mineralbodens, bis auf den Buchenstandort alle unter pH 4, und erreichen erst in 30 cm Tiefe pH-Werte über 5. Die Ackerstandorte haben alle pH-Werte um 6, bei der konservierenden Bearbeitung sind die pH-Werte geringer als bei der konventionellen Bewirtschaftung (vgl. Tab. 3).

Die Humusgehalte sind bei den Waldstandorten deutlich höher als bei den Ackerstandorten. Sobald die Buche in die Waldstandorte eingebracht wird, nimmt der Humusgehalt auch in der Tiefe zu. Bei den Ackerstandorten ist bei der konventionellen Bewirtschaftung die organische Substanz in den oberen 30 cm gleichmäßiger verteilt, als bei der konservierenden Bewirtschaftung (vgl. Tab. 3).

<sup>1</sup> Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, BTU Cottbus, Postfach 10 13 44, 03013 Cottbus, E-Mail: britta.schaefer@gmx.de

<sup>2</sup> Institut für Bodenkunde, Universität Hannover

Tab. 3: Humusgehalte und pH-Werte der einzelnen Bodentiefen

Bodentiefe [cm]	Standorte											
	Kiefer 84		Kiefer 76 Buche 34		Kiefer 114 Buche 57		Buche 91		Lietzen kv		Lietzen Ks	
	Humus [%]	pH <sub>(H2O)</sub>	Humus [%]	pH <sub>(H2O)</sub>	Humus [%]	pH <sub>(H2O)</sub>	Humus [%]	pH <sub>(H2O)</sub>	Humus [%]	pH <sub>(H2O)</sub>	Humus [%]	pH <sub>(H2O)</sub>
0-5	25,7	3,8	10,5	3,9	7,6	3,9	5,4	4,5	1,2	5,8	1,2	5,3
5-10	1,2	4,5	2,4	4,5	1,4	4,6	1,9	4,6	1,4	6,1	0,9	5,8
10-20	1,0	5,8	1,8	4,8	1,0	4,9	1,9	4,6	1,4	6,2	1,1	5,9
20-30	1,0	5,8	1,8	4,8	1,0	4,9	0,7	4,8	1,2	6,3	0,8	5,9
30-50	0,1	5,5	0,4	5,1	0,5	5,7	0,7	5,4	0,2	6,5	0,2	6,3

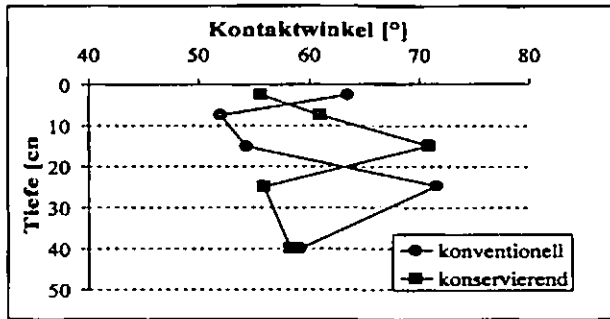


Abb. 2: Tiefenverlauf der Kontaktwinkel bei den Ackerstandorten.

Bei der landwirtschaftlichen Nutzung sind in allen Tiefen die Kontaktwinkel unter 90°. Sie haben Werte um 60° und verhalten sich im Tiefenverlauf spiegelbildlich. Unterhalb der Pflugsohle erreichen beide Bewirtschaftungsformen den gleichen Kontaktwinkel.

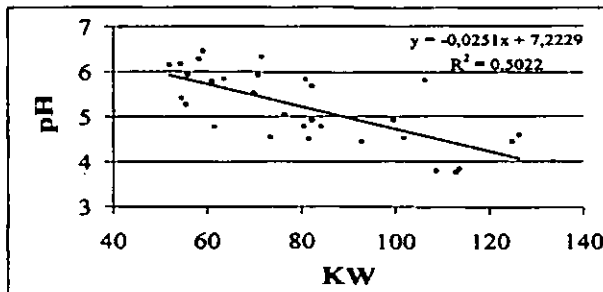


Abb. 3: Beziehung zwischen pH-Wert und Kontaktwinkeln mit Regressionsgrade.

Die Regressionsgerade zeigt den Zusammenhang zwischen niedrigen pH-Werten und hohen Kontaktwinkeln. Die Spearman-Korrelation ist hoch signifikant und erreicht den Wert

$\rho = 0,723$ . Die Spearman-Korrelation des Gehaltes an OBS mit dem Kontaktwinkel ist auch hoch signifikant, erreicht aber nur den Wert  $\rho = 0,538$ .

Beim Enslinversuch erreichen die Proben ohne OBS alle sofort ihre maximale Wasseraufnahmekapazität. Bei den Proben mit OBS setzt die Wasseraufnahme verzögert ein. Dies zeigen die Sorptivitätswerte nach einer Minute Wasseraufnahme sehr deutlich.

Tab 4: Sorptivität, nach 1 Minute Wasseraufnahme, der oberen 5 cm des Mineralbodens bei den einzelnen Standorten mit und ohne OBS

Standort	S [mm/min.]	
	mit OBS	ohne OBS
Kiefer 84	0,008	0,382
Kiefer 76, Buche 34	0,006	0,442
Kiefer 114, Buche 57	0,001	0,474
Buche 91	0,004	0,410
Lietzen kv	0,194	0,481
Lietzen ks	0,258	0,467

Entsprechend den höheren Kontaktwinkeln ist bei den unbehandelten trockenen Waldbodenproben die Wasseraufnahme deutlich langsamer und geringer, als bei den Ackerböden. Bei beiden Varianten der landwirtschaftlichen Nutzung sind zwar die Kontaktwinkel unter 90°, trotzdem weisen die Proben ohne OBS eine höhere Sorptivität auf.

### Schlussfolgerungen und Ausblick

Aus den Ergebnissen lassen sich folgende Schlussfolgerungen ableiten:

- Die Anreicherung von OBS im Oberboden erhöht die Wasserspeicherfähigkeit eines Bodens nur, wenn durch ausreichend Vorfeuchte der hydrophobe Einfluss der OBS überwunden ist.
- Die Stärke der Hydrophobie hängt deutlicher mit den pH-Werten zusammen, als mit dem Gehalt an OBS.
- Für die Wasserkapazität von Sandböden ist die Menge an OBS nicht primär bedeutend, eher deren hydrophobe Eigenschaften, die durch Qualität und Zersetzungsgrad beeinflusst werden.
- Unterschiedliche Landnutzung hat durch die unterschiedliche Bodenverdichtung und vor allem durch unterschiedliches Humusmanagement Einfluss auf die bodenphysikalischen Parameter.
- Im Vergleich zu den Kiefern- und den Mischbeständen haben die Ackerstandorte eine geringere Wasserspeicherkapazität, dafür nehmen sie das Wasser in trockenem Zustand jedoch schneller auf. Dadurch wird Oberflächenabfluss und präferentieller Fluss verringert sowie den Pflanzen mehr und schneller Wasser zur Verfügung gestellt.
- In Bezug auf das Wasseraufnahmevermögen zeigt sich auf Sandboden bei der konservierenden ein geringer Vorteil gegenüber der konventionellen Landbewirtschaftung.

### Literatur

- Bachmann, J. (1996): Benetzbarkeit im Zusammenhang mit dem Humifizierungsgrad der organischen Substanz und ihr Einfluss auf Infiltration und Wasserretentionskurven. Z. f. Kulturtechnik u. Landentwicklung, 37: 190-196.
- Goebel, M.-O., Bachmann, J., Woche, S. K., Fischer, W. R. & Horton, R. (2003): Effect of water potential and aggregate size on soil contact angle and solid surface energy. Soil Sci. Soc. Am. J., accepted for publication
- DIN 18132 (1995): Bestimmung des Wasseraufnahmevermögens nach Enslin.
- Hangen, E., Buczek, U., Bens, O., Brunotte, J. & Hüttl, R. F. (2002): Infiltration patterns into two soils under conventional and conservation tillage: influence of the spatial distribution of plant root structures and soil animal activity. Soil & Tillage Research, 63: 181-186.
- Hudson, B. D. (1994): Soil organic matter and available water capacity. Journal of Soil and Water Conservation, 49: 189-194.
- Jong, R. de, Campbell, C. A., Nicholaichuk, W. (1983): Water retention equations and their relationship to soil organic matter and particle size distribution for disturbed samples. Canadian Journal of Soil Science, 63, 2: 291-302.
- Philip, J. R.: The theory of infiltration: 4. Sorptivity and algebraic infiltration equations. Soil Sci. 84: 257-264.
- Schäfer, B., Bens, O., Fischer, H. & Hüttl, R. F. (2002): Einfluss des Baumartenwechsels auf die Wasserspeicherfähigkeit von sandigen Böden Nordost-Brandenburgs. Forst und Holz, 57 (19): 571-575.
- Schäfer, B., Bens, O., Wahl, N. A. & Hüttl, R. F. (2003): Einfluss von Waldumbaumaßnahmen auf die Infiltrationseigenschaften differenziert bestockter Forststandorte. DBG-Mitteilungen, 101: 38-39.



# Simulation of water flow in stone rich soils A case study in Southern Ecuador

Jörg Zeilinger<sup>1</sup>, Bernd Huwe<sup>2</sup>

## Introduction

Within the scope of the DFG-Project "Spatial patterns of parameters and material functions of water, gas and matter dynamics in soils of tropical mountain forests in the South Ecuadorian Andes" – part of the DFG research group "Functionality in a tropical mountain rain forest: ecological aspects of diversity, dynamic processes and land use potentials" – parameters and material functions of the water and gas transport in three micro-catchments are determined as a prerequisite for the quantification of water and matter fluxes. The study area belongs to the "Estación Científica San Francisco" (ECSF) and is located on the eastern slopes of the Andes in Southern Ecuador.

In a micro-catchment (Fig. 1), covered mainly with tropical lower montane forest 46 profiles were examined. One important characteristic of a large part of these soils was a high stone content. Here first results of the influence of stones as part of the small-scale heterogeneity on water fluxes are presented.

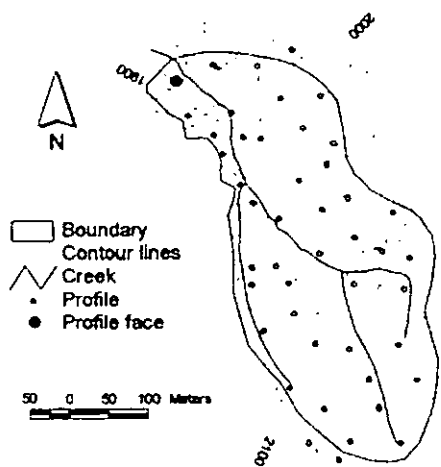


Fig. 1: Micro-catchment

## Material and Methods

The influence of stones on water fluxes was investigated on a profile face (Fig. 2) in the lower part of the micro-catchment.



Fig. 2: Profile face (4 \* 1.5 m) and selected areas. Left: high stone content; right: low stone content

Disturbed and undisturbed soil samples were taken. Based on a 10 cm grid the soil texture was estimated. Furthermore the position, size, orientation and shape of over 100 stones was measured. Two 40\*40 cm large areas in the profile face were selected: One with a high content of stones, the other with a much lower one (Fig. 3). They were compared in simulations carried out in Hydrus 2D (Simunek et al., 1999). Stones were simulated as internal no flux boundaries, the upper boundary was a constant flux in-filtration, the lower one a free drainage.

To verify whether the simplification of 2D simulations causes great deviations from 3D reality, 2D and 3D simulations of water flow were compared. The 3D simulations were carried out with SWMS\_3D (Simunek et al., 1995). For this comparison stones were imitated with a second soil material with very low hydraulic conductivity (1\*10<sup>-12</sup> cm/day). Two stones (8\*4 cm (2D) and 8\*4\*8 cm (3D) respectively) were placed in a 20\*20 cm (2D) and 20\*20\*16 cm (3D) soil column respectively (Fig. 3).

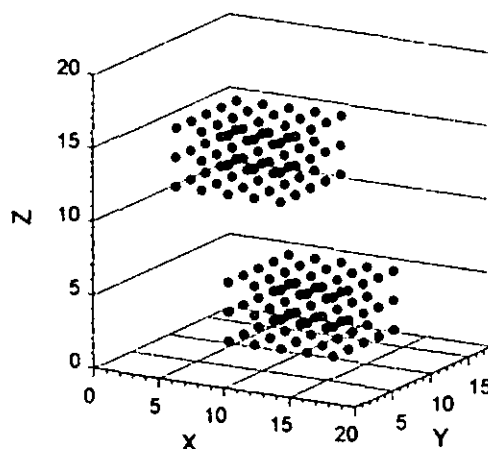


Fig. 3: Mesh nodes of stones in the soil column

<sup>1,2</sup> University of Bayreuth, Soil Physics Group, Universitätsstr. 30, 95440 Bayreuth, Germany  
<sup>1</sup> Tel. +49 / (0)921 / 55-2162, Fax +49 / (0)921 / 55-2246 joerg.zeilinger@uni-bayreuth.de  
<sup>2</sup> Tel. +49 / (0)921 / 55-2295, Fax +49 / (0)921 / 55-2246 bernd.huwe@uni-bayreuth.de

**Results and Discussion**

High stone contents lead to high velocities near and especially in the gaps between stones (Fig. 4a) causing preferential flow.

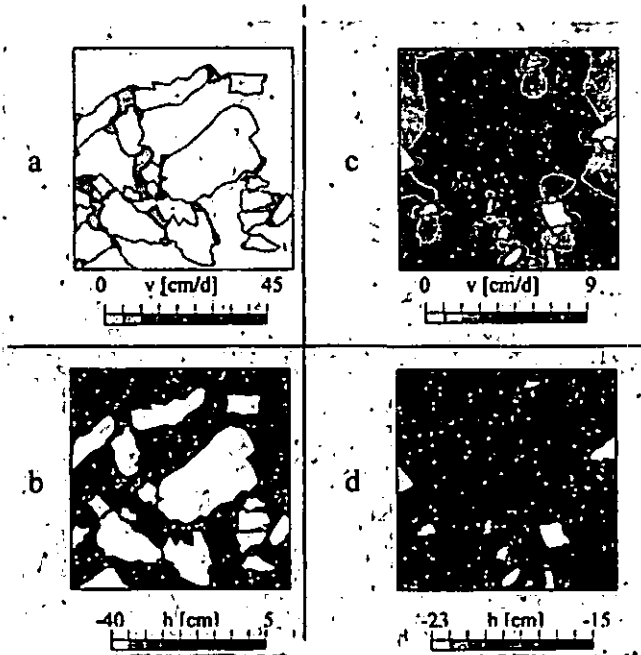


Fig. 4: Velocities (top) and pressure heads (bottom) for the domain with high (left) and low stone content (right) for steady state at a constant infiltration rate (2 cm/d)

Also high stone contents create a much more higher grade of differentiation in the soil with relatively dry areas on the one hand and wet areas on the other hand (Fig. 4b) compared with lower stone contents (Fig. 4d). Furthermore high stone contents cause a quicker approach to steady state conditions (Fig. 5) than in simulations without or with few stones.

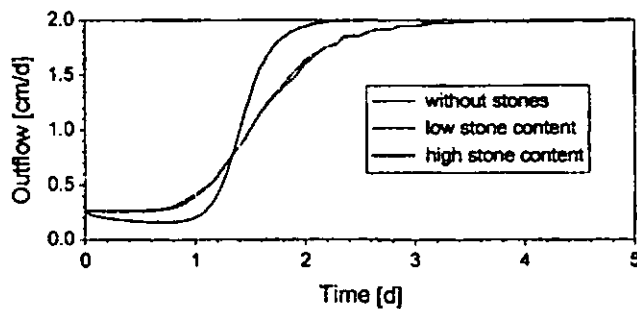


Fig. 5: Outflow at the bottom for domains with different stone contents

Regarding the comparison of 2D and 3D simulations, 2D leads to slightly higher velocities (Fig. 6).

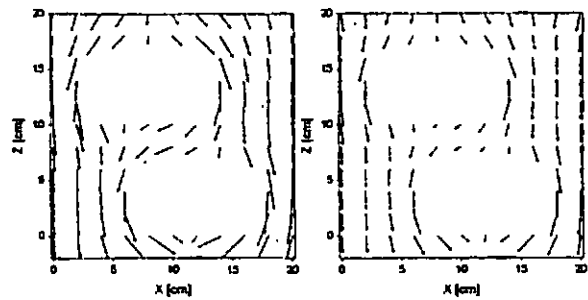


Fig. 6: Velocities at steady state for a 2D (left) and 3D simulation (right)

Therefore and because of earlier reaching of steady state in 2D simulations (Fig. 7) we can state that 2D simulations overestimate the influence of stones.

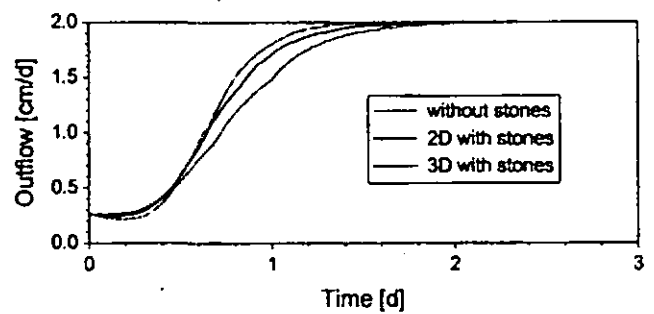


Fig. 7: Outflow at the bottom for 2D and 3D simulations with and without stones

**Summary**

- High contents of stones have a big impact on water fluxes leading to a differentiation with highly variable velocities and pressure heads
- High stone contents do not necessarily reduce bulk hydraulic conductivity
- 2D simulations overestimate the influence of stones on water fluxes

**References**

Schaap, M. (1999): Rosetta. U.S. Salinity Laboratory, Riverside, California, USA  
 Simunek, J., Huang, K., van Genuchten, M. Th. (1995). The SWMS\_3D Code for Simulating Water Flow –and Solute Transport in Three-Dimensional Variably-Saturated Media. U.S. Salinity Laboratory, Riverside, California, USA  
 Simunek, J., Sejna, M., and van Genuchten, M. (1999). The HYDRUS-2D Software Package for Simulating the Two-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media. U.S. Salinity Laboratory, Riverside, California, USA

**Note of thanks**

Thanks to the DFG for financial help. Also we are grateful for the help of our Ecuadorian Counterpart Ing. Carlos Valarezo and the “Fundación Científica San Francisco”.

## Structural differences of organic materials in anthropogenic and natural soils

Kerstin Abelmann, Heike Knicker, Ingrid Kögel-Knabner

### Introduction

Several industrial and human activities cause the enrichment of anthropogenic organic material (OM) in soils, which often consists of carbonaceous constituents like soot, coal residues, and their combustion products. The mixture of carbonaceous and natural OM in anthropogenic soils results in different structural properties compared to natural soils, why their behavior towards environmental processes is altered (Abelmann et al., 2003; Chiou et al., 2000). The scope of this study is, to elucidate structural differences between natural and anthropogenic soils, using specific solid state  $^{13}\text{C}$  NMR techniques.

### Sample material

Various German top soils, including anthropogenic, mineral and organic soils, were selected. All anthropogenic soils originate from industrialized regions, where coal processing was the main industry. The mineral and organic soils are located at sites, where direct sources of contamination can be excluded. Natural coals from lignite to bituminous coal and thermally altered coals serve as references.

### $^{13}\text{C}$ NMR Spectroscopy

The VACP/MAS (variable amplitude cross polarisation magic angle spinning) technique (Peersen et al., 1993) was used to determine the relative intensity distribution of the main functionalities (Preston, 1996).

As representative structural parameters the polarity (proportion of polar to non-polar groups), aromaticity and fraction of alkyl carbon were calculated.

The “dipolar dephasing” (DD) pulse sequence (Bodenhausen et al., 1979), includes a brief interruption in proton spin decoupling, which causes a decay of the  $^{13}\text{C}$ -spin-spin-magnetization (dephasing). The dephasing behavior depends on the strength of  $^{13}\text{C}$ - $^1\text{H}$  interactions, why in reference to the aromatic moieties a differentiation between protonated ( $f_{aH}$ ) and bridged carbons ( $f_{aB}$ ) (including C-substituted aryl carbons) is enabled. The particular proportions  $f_{aH}$  and  $f_{aB}$  are calculated by the sum of two exponential functions (Alemany et al., 1983). A rough idea of the averaged size of particular aromatic units is obtained comparing the ratio of  $f_{aH}$  and  $f_{aB}$ , calculated for the samples and theoretical reference structures (e. g. anthracene, pyrene, coronene).

The spectra were recorded on a Bruker DSX 200 spectrometer ( $^{13}\text{C}$  resonance frequency 50.3 MHz). The samples were spun at 6.8 kHz. The contact time was fixed to 1 ms, varying the recycle delays from 200 to 1000 ms. Between 1000 and 40000 scans were accumulated

### Results

The VACP/MAS NMR spectra demonstrate the variability of the OMs' composition, which distinctly depends on the source of its constituents. Intense aryl and alkyl signals dominate in the spectra of the coals, whereas strong resonance of polar constituents occurs in the spectra of the mineral and organic soils. Strong aryl resonance, accompanied by missing or low signal intensity of polar compounds, is a typical feature to recognize carbonaceous OM in the spectra of the anthropogenic soils. The structural parameters, polarity and aromaticity, clearly express the anthropogenic impact. For the anthropogenic soils a low polarity concurrent with high aromaticity is found. In contrast, a high polarity and low

aromaticity of the OM in mineral and organic soils indicates no or at least minor input of carbonaceous OM.

The DD technique specifies the structural units within the aromatics, by the ratio of protonated and bridged aryl carbons ( $f_{aH} / f_{aB}$ ), compared to that theoretically obtained for aromatic reference structures. Within all samples the basic size of these structures consists of benzene-up to naphthalene-like compounds or of clusters of maximal six condensed rings, both with at most four substituents. The larger structures with higher degree of substitution can be assigned to the coals and the anthropogenic soils, the smaller and minor substituted units to the samples without carbonaceous input. It can be supposed that the structure units are cross-linked to form connected domains. In reference to the total OM this finding denotes that highly aromatic samples contain extended cross-linked areas. Thus, with increasing input of carbonaceous OM the cross-linking increases. But, the small alteration of the cluster size shows that the existence of highly condensed structures or graphitic layers, which are often assumed to be present in anthropogenic OM (Schmidt et al., 2000), can be excluded.

#### Summary

The input of carbonaceous OM was verified by the intense aryl resonance in the VACP/MAS NMR spectra of the anthropogenic soils. A differentiation between natural and anthropogenic soils was enabled by the structural parameters polarity and aromaticity. A high polarity and low aromaticity characterized the natural soils, whereas the anthropogenic soils showed a low polarity and high proportion of aromatic carbons.

A more detailed analysis of the aromatic units was obtained by the DD technique. The cross-linking within the aryl carbons increases from the natural soils to the coals and the anthropogenic soils. These

cross-linked domains consist of small linked clusters, whose average size is limited to at most six aromatic rings. The results of this study are of importance with regard to the transport and sorption behavior of organic pollutants in soils, which is strongly influenced by the OM's structure.

#### References:

- Abelmann K., Kleincidam S., Knicker H., Grathwohl P., Koegel-Knabner I., 2003. European Journal of Soil Science, submitted.
- Aleman L. B., Grant D. M., Alger T. D., Pugmire R. J., 1983. Cross polarisation magic angle spinning NMR spectra of model organic compounds. 3. Effect of the  $^{13}\text{C}$ - $^1\text{H}$  dipolar interaction on cross polarisation and carbon-proton dephasing. Journal of the American Chemical Society, 105, 6697-6704.
- Bodenhausen G., Stark R. E., Ruben D. J., Griffin R. G., 1979. Separation of dipolar and quadrupolar splittings in single crystal Nitrogen-14 NMR. Chemical Physical Letters, 67, 424-427.
- Chiou C. T., Kile D. E., 2000. Sorption of selected organic compounds from water to a peat soil and its humic-acid and humin fractions: Potential sources of the sorption nonlinearity. Environmental Science and Technology, 34, 1254-1258.
- Peersen O. B., Wu S., Kustanovich I., Smith S. O., 1993. Variable-amplitude cross-polarization MAS NMR. Journal of Magnetic Resonance, 104, 334-339.
- Preston C. M., 1996. Applications of NMR to soil organic matter analysis: History and prospects. Soil Science, 161, 144-166.
- Schmidt M. W. I., Noack A. G., 2000. Black carbon in soils and sediments: Analysis, distribution, implications and current challenges. Global Biogeochemical Cycles, 14, 777-793.

# Sorption von Sulfonamid-Antibiotika nach Applikation mit Wirtschaftsdünger auf Boden

von

Marc-Oliver Aust und Sören Thiele-Bruhn

## EINLEITUNG

Sulfonamid-Antibiotika werden in der Human- und vor allem in der Veterinärmedizin zur Bekämpfung von Infektionskrankheiten eingesetzt. Im Bereich der Veterinärantibiotika handelt es sich dabei um die am zweithäufigsten eingesetzte Antibiotikagruppe.

Nach der Medikation werden diese Substanzen zu großen Anteilen über den Harn wieder aus dem therapierten Organismus ausgeschieden [1, 2]. Durch die landwirtschaftliche Verwertung der Exkremente gelangen diese Substanzen auf landwirtschaftlich genutzte Böden. Als Folge wurden in Grundwässern unterhalb solcher Eintragsquellen bereits Sulfonamide in Konzentrationen zwischen 0,08 und 7,6  $\mu\text{g l}^{-1}$  [3, 4] nachgewiesen, so dass das Risiko des Eintritts dieser Antibiotika in die Nahrungskette besteht. Zur Einschätzung solcher Gefahren werden Risk-Assessment Studien durchgeführt, wobei Verteilungsparameter in Böden ermittelt werden. Diese Parameter werden jedoch unter Vernachlässigung des realen Eintragspfades über kontaminierte Exkremente ermittelt, da die getesteten Substanzen in wässriger Lösung auf die Bodenproben aufgebracht werden [5]. Ziel war es deshalb, das Sorptionsverhalten der Sulfonamide in Oberboden ohne und mit Berücksichtigung des realen Eintragspfades zu ermitteln und eventuelle Unterschiede anhand der veränderten physiko-chemischen Eigenschaften der verschiedenen Varianten zu erklären.

## MATERIAL UND METHODEN

Als Ausgangssubstrate wurden ein Löß-Tschernosem Ap, Schweinegülle, Rindergülle, frischer und ausgefallter Klärschlamm, sowie Gemische des Oberbodens mit jeweils einem der vier Wirtschaftsdünger verwendet.

Die Substrate wurden mit den sechs Substanzen p-Aminobenzoessäure (ABS), Sulfanilamid (SAA), Sulfadiazin (SDZ), Sulfapyridin (SPY), Sulfadimidin (SDM) und Sulfadimethoxin (SDT) in Konzentrationen zwischen 0 und 40  $\text{mg kg}^{-1}$  Trockensubstanz (TS) kontaminiert. Zur Bestimmung des Verteilungsverhaltens wurden in einem sequentiellen Sorptions-/Extraktionsverfahren 1) ein Adsorptionsschritt und 2) ein Desorptionsschritt mit 0,01 M Calciumchlorid ( $\text{CaCl}_2$ ) (nach [5]) sowie 3) eine abschließende Extraktion der insgesamt extrahierbaren Antibiotikanteile mit Methanol (MeOH) durchgeführt. Zur Ein-

stellung eines Verteilungsgleichgewichtes wurden die Proben jeweils 16 h geschüttelt.

Die Aufreinigung der  $\text{CaCl}_2$ -Lösungen erfolgte mittels Festphasenextraktion und die Detektion der Antibiotikagehalte durch HPLC-DAD [6]. An die ermittelten Messwerte wurde die Freundlich-Isotherme angepasst.

## ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die Verteilungskoeffizienten  $K_d$  für die Adsorption der Sulfonamide am Boden lagen zwischen 0,32 (ABS) bis 2,00  $\text{l kg}^{-1}$  (SDZ). Im Mittel betrug der  $K_d$  0,58  $\text{l kg}^{-1}$  und war damit 130 mal niedriger als der mittlere Verteilungskoeffizient  $K_d$  für die Adsorption der sechs Substanzen an die vier Wirtschaftsdünger ( $K_d = 74,9 \text{ l kg}^{-1}$ ), wobei kein signifikanter Unterschied im Sorptionsverhalten der einzelnen Wirtschaftsdünger nachgewiesen wurde. Dieses rechtfertigte die Hypothese, dass eine Zugabe von Wirtschaftsdünger zum Boden die Adsorption der Sulfonamide erhöht.

Wie in Abb. 1 anhand von SDT beispielhaft dargestellt, trat jedoch durch Zusatz von Schweinegülle entsprechend Düngeempfehlungen eine Mobilisierung aller Sulfonamide in allen Sorptionsschritten auf.

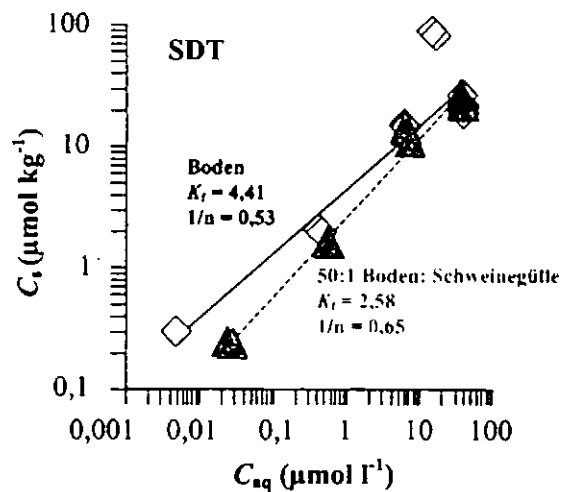


Abbildung 1: Konzentrationen ( $C_s$ ) von Sulfadimethoxin adsorbiert an einen ungedüngten Löß-Tschernosem Ap (Rhomben) und ein Boden:Schweinegülle-Gemisch (50:1 w/w) (Dreiecke) in Abhängigkeit von der Konzentration in der Gleichgewichtslösung ( $C_{aq}$ )

Es ist zu vermuten, dass die höhere Mobilität der Sulfonamide im Gemisch aus Boden und Schweinegülle auf kompetitiver Adsorption beruht [7]. Mit der Schweinegülle gelangt nicht nur partikuläres, die Adsorption erhöhendes, sondern auch gelöstes organisches Material (DOM) in die Probe (Tab. 1). Dabei konkurriert DOM mit den zugesetzten Antibiotika um freie Austauschplätze am Boden, wodurch eine Mobilisierung der Antibiotika auftritt. Mit steigendem Gehalt der Sulfonamide nimmt deren Konkur-

renzkraft zu, so dass sie stärker an den Boden adsorbiert werden. Daraus resultiert ein Überschneiden der Freundlich-Isothermen; der Schnittpunkt gibt den oberen Grenzwert für den Bereich der höheren Mobilität der Sulfonamide in den Gemischen aus Wirtschaftsdünger und Boden an (Abb.1). Dieser Schnittpunkt war spezifisch für jede Substanz und lag zwischen 1,15 (SPY) und 230  $\mu\text{mol l}^{-1}$  (SAA).

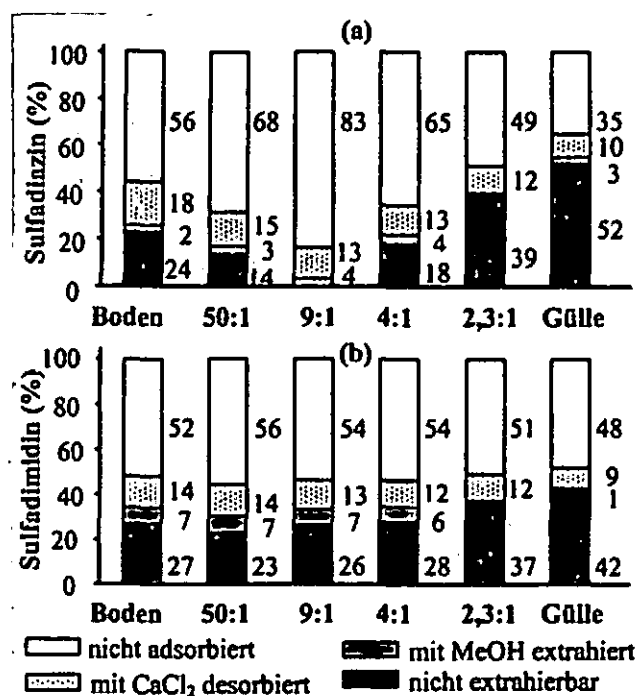
Um die durch den Wirtschaftsdünger ausgelösten Effekte genauer zu untersuchen, wurden Experimente mit einer festgelegten Sulfonamidkonzentration von 10 mg  $\text{kg}^{-1}$  TS und steigenden Schweinegüllezugaben zum Boden durchgeführt.

**Tabelle 1:** Ausgewählte physiko-chemische Eigenschaften des Löß-Tschernosem Ap nach unterschiedlichen Schweinegüllezugaben

	Boden	Boden : Schweinegülle (w/w)				Gülle
		50:1	9:1	4:1	2,3:1	
pH <sup>a</sup>	7,5	7,4	7,2	7,0	6,5	4,8 <sup>b</sup>
OC [%]	1,61	1,61	1,62	1,64	1,65	1,75 <sup>b</sup>
N <sub>total</sub> [%]	0,16	0,16	0,16	0,16	0,15	0,14 <sup>b</sup>
C/N Verhältnis	10,1	10,1	10,3	10,5	10,7	12,6 <sup>b</sup>
DOC <sup>a</sup> [mg l <sup>-1</sup> ]	23	40	74	103	155	420 <sup>b</sup>
EC <sup>a</sup> [mS cm <sup>-1</sup> ]	3,2	3,2	3,4	3,5	3,8	4,5 <sup>b</sup>

<sup>a</sup> In der 0,01 M CaCl<sub>2</sub> Gleichgewichtslösung bestimmt

<sup>b</sup> In Schweinegülle bestimmt



**Abbildung 2:** Prozentuale Verteilung der Substanzen (a) Sulfadiazin und (b) Sulfadimidin in den Fraktionen der sequentiellen Sorptions-/Extraktionsexperimenten an einem Löß-Tschernosem unter variiertem Schweinegüllezugabe

Abbildung 2a zeigt die prozentuale Verteilung von Sulfadiazin beispielhaft für die polareren Sulfonami-

de (SAA, ABS, SDZ =  $\log D_{ow} < -0,4$ ) in den Fraktionen der Sorption/Extraktion. Bis zu einem Bodenschweinegülle-Verhältnis von 9:1 nahmen die nicht adsorbierten Anteile um 25 % zu und die nicht extrahierbaren Anteile gleichzeitig ab. Dieses wurde wiederum der kompetitiven Adsorption zugeschrieben, da der Gesamtkohlenstoff durch die Zugabe der Schweinegülle lediglich um 0,01 % zunahm, während sich der DOC verdreifachte (Tab. 1).

Bei weiter gesteigerter Schweinegüllezugabe zur Probe war hingegen eine Zunahme der nicht extrahierbaren Anteile um 50 % bei gleichzeitigem Rückgang der nicht adsorbierten Anteile zu beobachten. Dieses wurde auf den verringerten pH [8] infolge Schweinegüllezugabe zurückgeführt (Tab.1). Die amphoteren Sulfonamide sind in Abhängigkeit vom pH anionisch, neutral oder, im Säuren, kationisch geladen. Da Kationen und Neutralstoffe stärker an Austauscherelemente sorbiert werden als Anionen [9], nimmt die Adsorption der Sulfonamide zu. Gleichzeitig bildet DOM Micellen und dessen einzelne Bestandteile konkurrieren untereinander zunehmend um freie Austauscherelemente am Boden [10], so dass die Konkurrenzfähigkeit des DOM gegenüber den Sulfonamiden nachlässt.

Im Gegensatz zu den polareren Substanzen waren diese Effekte auf die unpolaren Sulfonamide (SPY, SDM, SDT =  $\log D_{ow} > 0,1$ ) sehr gering, wie in Abbildung 2b am Beispiel von Sulfadimidin deutlich wird. Dieses ist in der durch ihre geringere Polarität hervorgerufene stärkere Adsorption am Boden, aber auch auf ihre im untersuchten pH-Bereich geringere Ionisierungsneigung zurückzuführen.

Sulfonamid-Antibiotika werden im Boden durch Gülle potentiell mobilisiert, so dass eine Kontamination des Grundwassers durch Sulfonamide nicht auszuschließen ist. Um dieses Risiko besser zu beurteilen, ist eine Anpassung der OECD-Guideline 106 (2000) [5] unter Berücksichtigung des realen Eintragspfades pharmazeutischer Produkte mit Wirtschaftsdüngern erforderlich.

**Literatur**

1 Kroker R. (1983) Wissenschaft und Umwelt 4, 305-308  
 2 Jjemba P.K. (2002) Agric. Ecos. Envir. 93, 267-278  
 3 Hirsch R., Ternes T., Haberer K., Kratz K.-L. (1999) Sci. Tot. Envir. 225, 109-118  
 4 Campagnolo E.R.; Johnson K.R., Karpati A., Rubin C.S., Kolpin D.W., Meyer M.T., Esteban J.E., Currier R.W., Smith K., Thu K.M., McGeehin M. (2002) Sci. Tot. Envir. 299, 89-95  
 5 OECD (2000) OECD guidelines for testing of chemicals, test guideline 106, 1-26  
 6 Thiele-Bruhn S., Aust M.-O. (2003): Effects of slurry amendment on soil sorption of sulfonamide antibiotics, eingereicht bei Arch. Envir. Contam. Tox. 7  
 Klimsa K.G. (1996) Bonner Bodenkundliche Abhandlungen 18  
 8 Boxall A.B.A., Blackwell P., Cavallo R., Kay P., Tolls J. (2002) Toxicol. Lett. 131, 19-28  
 9 Ziechmann W., Müller-Wegener U. (1990): Bodenchemie, BI-Wissenschaftsverlag  
 10 Hassett J.P., Anderson M.A. (1982) Water Res. 16, 681-686

# Schnelle Verlagerung von Hormonen in einer Parabraunerde im Säulenexperiment

Beck, J.<sup>1</sup>; Totsche, K.U.<sup>1</sup>; Kögel-Knabner, I.<sup>1</sup>; Schiffer, B.<sup>2</sup>; Meyer, H.H.D.<sup>2</sup>

## 1. Einleitung

Hormone und andere endokrine Disruptoren werden durch die Landwirtschaft in Form von Pestiziden (z.B. DDT), Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern in die Umwelt eingebracht. Gelangen sie über das Sickerwasser in das Grundwasser und/oder Oberflächengewässer, können sie dort in Wirkmengen von wenigen ng/l z.B. eine Verweiblichung der Fischpopulation verursachen [1]. Potentiell werden landwirtschaftliche Nutzflächen allein durch die Ausbringung von Milchviehgülle jährlich mit 2,4 g Gesamtöstrogenen/ha belastet. Im Boden ist über die Bedeutung insbesondere der Hormone aus Wirtschaftsdüngern wenig bekannt. Das Ziel unserer Arbeiten ist es, im Rahmen von Batch- und Säulenexperimenten mit künstlichen und natürlichen Hormonen zu einem besseren Verständnis des Transport- und Abbauverhaltens von Hormonen in Böden zu gelangen.

## 2. Material und Methoden

### 2.1. Verwendete Hormone

Von uns wurden die natürlichen, in Wirtschaftsdüngern vorkommenden Östrogene 17 $\alpha$ - und 17 $\beta$ -Östradiol, Östron und Östriol, sowie ein künstliches, als Mastförderer in den USA zugelassenes Androgen (17 $\beta$ -Trenbolon) untersucht. Die Östrogene ähneln sich in ihren chemischen Eigenschaften (siehe Tab. 1). Biologisch wirksam ist insbesondere 17 $\beta$ -Östradiol. Bereits 10 ng 17 $\beta$ -Östradiol/l führen zu hormonellen Störungen bei Fischen [2].

Hormon	Löslichkeit <sub>H<sub>2</sub>O</sub> (mg/l)	log K <sub>ow</sub>
17 $\alpha$ -Östradiol	Siehe 17 $\beta$ -Östradiol	
17 $\beta$ -Östradiol	12,96	3,94
Östron	12,42	3,43
Östriol	13,25	2,81
17 $\beta$ -Trenbolon	20	nicht verfügbar

Tab. 1: Löslichkeit und log K<sub>ow</sub> der untersuchten Hormone

### 2.2. Bodenmaterialien

Die Batchexperimente wurden mit Ap-Material, die Säulenexperimente mit Ap- und Bt-Material eines typischen, landwirtschaftlich genutzten Bodens (Parabraunerde, siehe Tab. 2) durchgeführt.

Horizont	Sand	Schluff	Ton	Lagerungsdichte	Stabile Aggregate < 2mm	C <sub>org</sub>	CaCO <sub>3</sub>	pH <sub>H<sub>2</sub>O</sub>
	[%]			[g/cm <sup>3</sup> ]	[%]	[%]		
Ap	28	58	14	1,43	74	1,6	1,0	6,8
Bt	15	54	31	1,58	81	0,3	Spuren	5,9

Tab. 2: Physikalische und chemische Eigenschaften der Bodenhorizonte

### 2.3. Experimente

#### 2.3.1. Batch-Experimente

Es wurden die Sorptionskinetiken der natürlichen Östrogene bestimmt. Das Boden-Wasser-Verhältnis betrug 1:5. Die Hormone wurden in einer Konzentration von 0,1  $\mu$ g/ml zugegeben. Nach 4, 8, 24 und 48 Stunden erfolgte die Beprobung.

#### 2.3.2 Säulen-Experimente

In den gesättigten Experimenten (jeweils mit Ap- bzw. Bt-Material) wurden 2 mg 17 $\beta$ -Trenbolon/l durch die 14,6 cm hohen und im Durchmesser 9,4 cm breiten Säulen bei 20 ml/h perkoliert. Als Hintergrundlösung diente eine auf pH 7,0 eingestellte, 10 mmol/l NaClO<sub>3</sub>-Lösung

### 2.4. Bestimmung der Hormone in der Flüssigphase

Die wässrige Phase der Batchexperimente und der Effluent der Säulenexperimente wurden auf mit Methanol gewaschene und mit Tris-HCl-Puffer (pH 8,5) konditionierte Octadecyl C18-Säulen aufgebracht und mit Methanol/H<sub>2</sub>O<sub>dest</sub> (80/20, v:v) eluiert (Festphasenextraktion). Die natürlichen Hormone wurden anschließend mit Heptafluorbuttersäureanhydrid (HFBA) derivatisiert und mittels GC-MS detektiert sowie quantifiziert. 17 $\beta$ -Trenbolon wurde nach der Festphasenextraktion mittels HPLC-EIA (Enzym-Immuno-Assay) bestimmt.

<sup>1</sup> Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, WZW, 85356 Freising-Weihenstephan

<sup>2</sup> Institut für Physiologie, TU München, WZW, 85356 Freising-Weihenstephan

Korrespondenz: beckj@wzw.tum.de

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1. Batchexperimente

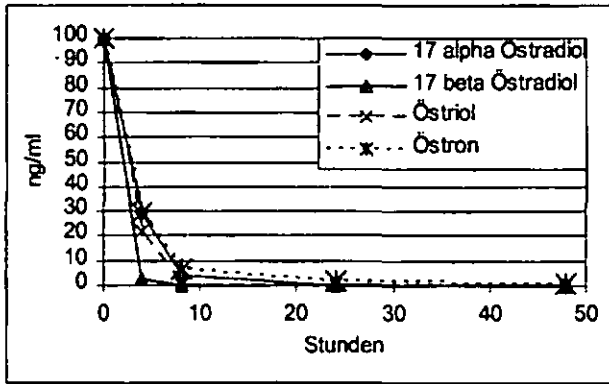


Abb. 1: Sorptionskinetik natürlicher Östrogene

Die Konzentrationen aller vier Östrogene in der Batchlösung liegen nach 48 Stunden knapp oberhalb bzw. unterhalb der Nachweisgrenze (55 pg/ml). Dies lässt auf eine verhältnismäßig schnelle Anlagerung der Hormone an den Boden schließen. Aufgrund ihrer Apolarität (siehe Tab. 1, log  $K_{ow}$ ) scheint die organische Substanz der wesentliche Sorbent zu sein. Eine Abschätzung der Verteilungskoeffizienten zwischen organischem Kohlenstoff und Wasser ( $K_{oc}$ ) auf Basis der Nachweisgrenze erlaubt eine Abstufung der Mobilität der Hormone in der Reihe Östron > Östriol > 17β-Östradiol = 17α-Östradiol.

$$K_{oc} = \frac{1}{f_{oc}} \cdot \frac{(C_0 - C_{eq}) \cdot V_{H_2O}}{m_{Boden} \cdot C_{eq}}$$

$K_{oc}$ : Verteilungskoeffizient organischer Kohlenstoff / Wasser  
 $f_{oc}$ : organischer Kohlenstoff im Boden  
 $C_0$ : Ausgangskonzentration  
 $C_{eq}$ : Gleichgewichtskonzentration

Hormon	log $K_{oc}$
17α-Östradiol	7,49
17β-Östradiol	7,49
Östriol	6,75
Östron	4,87

Tab. 3: Abgeschätzter Verteilungskoeffizient  $K_{oc}$  verschiedener Östrogene

#### 3.2. Säulenexperimente

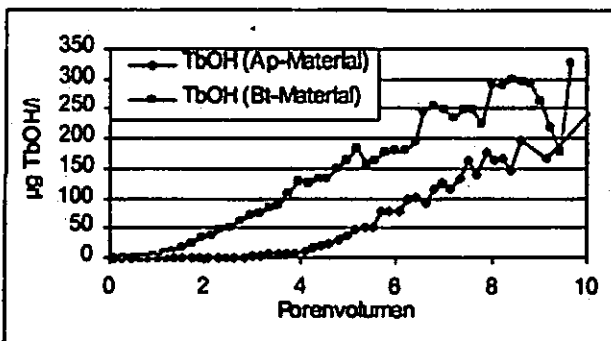


Abb. 2: 17β-Trenbolon im Säulenexperiment

Bereits nach Austausch von 1 Porenvolumen im Bt-Material bzw. 4 Porenvolumen im Ap-Material konnte 17β-Trenbolon im Effluent nachgewiesen werden. Die Konzentration betrug jedoch nur ein Tausendstel der Einflusskonzentration. Auch für das künstliche Hormon zeigte sich also eine hohe Bindungsneigung zum Bodenmaterial. Dennoch kann 17β-Trenbolon in geringen und ansteigenden Konzentrationen in Säulenexperimenten verlagert werden. Mögliche Transportmechanismen sind der advective Transport mit der wässrigen Phase oder der Transport gebunden an mobile organische bzw. anorganische Trägerstoffe. Sollten sich die natürlichen Östrogene ähnlich wie 17β-Trenbolon verhalten, könnten die Effluentkonzentrationen in einem vergleichbaren Säulenexperiment schnell oberhalb der niedrigsten beobachteten Wirkkonzentration (LOEC) von 10 ng/l liegen. Dies soll in folgenden Experimenten untersucht werden.

#### 4. Zusammenfassung

Wirtschaftsdünger sind potentielle Quellen für Hormone in der Umwelt. Zur Abschätzung des Verhaltens von Hormonen aus Wirtschaftsdüngern wurden Batch- und Säulenexperimente durchgeführt. Wie durch die Experimente gezeigt werden konnte, verfügen natürliche wie künstliche Hormone über eine sehr hohe Affinität zur Bodenfestphase. Für natürliche Östrogene wurde ein log  $K_{oc}$ -Wert von deutlich > 4,5 abgeschätzt. Unsere Säulenexperimente zeigen jedoch, dass geringe, aber wirksame Konzentrationen in landwirtschaftlich genutzten Böden schnell verlagert werden.

#### Literatur

- [1] Jobling, S.; Nolan, M.; Tyler, C.R.; Brighty, G.C.; Sumpter, J.P. (1998): Widespread Sexual Disruption in Wild Fish. *Environmental Science and Technology*, 32, S. 2498-2506
- [2] Purdom, C.E.; Hardiman, P.A.; Bye, V.J.; Eno, N.C.; Tyler, C.R.; Sumpter, J.P. (1994): Estrogenic effects of effluents from sewage treatment works. *Chemistry and Ecology*, 8, S. 275-285



## Veränderung der Mobilität von Bodenkontaminanten durch chemische Aktivierung mit Säuren und Basen

Breuer, J.<sup>1)</sup>; Hardie, A.G.<sup>2)3)</sup>; Fey, M.V.<sup>3)</sup>; Hermann, L.<sup>2)</sup> & Kuzyakov, Y.<sup>2)</sup>

Durch das partielle Auflösen von kristallinen Mineraloberflächen in Böden und nachfolgendes Ausfällen der Lösungsprodukte können neue Sorptionsstellen für ionisch vorliegende (Schad)-Stoffe geschaffen werden. Ein solcher Prozess wurde in einem einfachen Modell-experiment durch Behandlung von Böden mit Säuren und Laugen und anschließendes Neutralisieren nachvollzogen. Für den Modellversuch wurden vier Böden mit sehr unterschiedlichen Eigenschaften der Mineraloberflächen (Tabellen 1 und 2) verwendet.

**Tabelle 1: Eigenschaften der verwendeten Böden**

Boden	pH H <sub>2</sub> O	C <sub>tot</sub> %	Ton %	CEC (cmol <sub>e</sub> /kg)	Fe <sub>o</sub> /Fe <sub>d</sub>
<i>Organic</i>	5,1	8,9	43	26,6	0,24
<i>Smectitic</i>	7,1	1,9	51	24,7	0,43
<i>Oxidic</i>	6,2	0,7	83	11,0	0,02
<i>Kaolinitic</i>	5,4	0,7	52	10,0	0,01

**Tabelle 2: Tonminerale der Böden**

Boden	Tonminerale
<i>Organic</i>	Kaolinit (65%), Illit (35%)
<i>Smectitic</i>	Illit (60%), Smektit (40%)
<i>Oxidic</i>	Gibbsit (50%), Hämatit (15%), Kaolinit
<i>Kaolinitic</i>	Kaolinit (90%)

In einem ersten Experiment wurden diese Böden mit 0,1 M HCl bzw. 0,1 M KOH über einen Zeitraum von bis zu 35 Tagen geschüttelt und die Freisetzung von Silicium, Aluminium und Eisen durch diese Behandlung als Funktion der Schüttelzeit gemessen.

Die Freisetzung der drei Elemente aus den Böden verläuft zunächst rasch. Mit zunehmender Schüttelzeit nimmt die Freisetzungsrates dann ab. Durch die Behandlung mit Säure werden aus dem gleichen Boden meist wesentlich größere Mengen der Elemente Aluminium und Silicium freigesetzt als durch die Behandlung mit Lauge. Das Proton hat einen deutlich kleineren Ionenradius als das Hydroxyl-Ion, so daß es besser die inneren Al-Oktaederschichten der Tonminerale angreifen kann, während das Hydroxyl-Ion vor allem mit den äußeren Si-Tetraederschichten reagiert (Mc Bride, 1994). Der *Kaolinitic* Boden enthält keine Dreischichtsilikate, daher tritt dort diese Differenz zwischen Säure- und Baseinduzierter Auflösung nicht auf.

In einem weiteren Experiment wurde die Sorption von Cadmium- und Kupfer-Ionen an Böden untersucht, die vorher einer Behandlung mit Säure bzw. Lauge unterzogen worden waren. Dazu wurden die Böden mit 0,1 M HCl bzw. 0,1 M NaOH geschüttelt. Nach zwei Wochen wurde die Bodensuspension dann auf den ursprünglichen pH-Wert des Bodens zurück titriert, der Boden mit Wasser ausgewaschen, getrocknet und zerrieben. Anschließend wurde der Boden mit Lösungen geschüttelt, die zwischen 20 und 500 mg/l Cadmium (als CdCl<sub>2</sub>) bzw. zwischen 100 und 1000 mg/l Kupfer (als CuCl<sub>2</sub>) enthielten. Im Überstand wurde das nicht adsorbierte Cadmium bzw. Kupfer bestimmt. An den Böden aus der höchsten Cadmium-Behandlungsstufe wurde der Anteil an immobilisiertem Cadmium durch eine Extraktion mit 1 M Ammoniumnitrat-Lösung abgeschätzt.

Abbildung 1 und 2 zeigen die Cd-Sorptionskurven für den *Smectitic* und den *Oxidic* Boden. Die Behandlung mit Lauge bewirkt in allen Fällen eine Erhöhung der Sorptionskapazität für Cadmium (die Ergebnisse für Kupfer werden nicht gezeigt, sind aber ähnlich). Im Gegensatz dazu zeigt die Behandlung mit Säure keine oder nur eine geringe Wirkung. Die Steigerung der Sorptionskapazität ist im *Oxidic* Boden am größten und steht in Beziehung zur durch die Behandlung gelösten Menge an Aluminium (Tabelle 3). Es kann hier vermutet werden, daß wegen des hohen pH-Wertes bei der Behandlung mit Lauge die sich bildenden Al/Si-Präzipitate tetraedrisch koordiniert sind, so daß isomorpher Ersatz von

1) Universität Hohenheim, Landesanstalt für Landwirtschaftliche Chemie (710), 70593 Stuttgart  
eMail: [breuerj@uni-hohenheim.de](mailto:breuerj@uni-hohenheim.de)

2) Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde (310), 70593 Stuttgart

3) Dept. of Soil Science, University of Stellenbosch, South Africa

Silicium durch Aluminium erfolgen und permanente negative Ladung entstehen könnte.

Abbildung 1: Cd-Adsorptionskurven des *Smectitic* Bodens

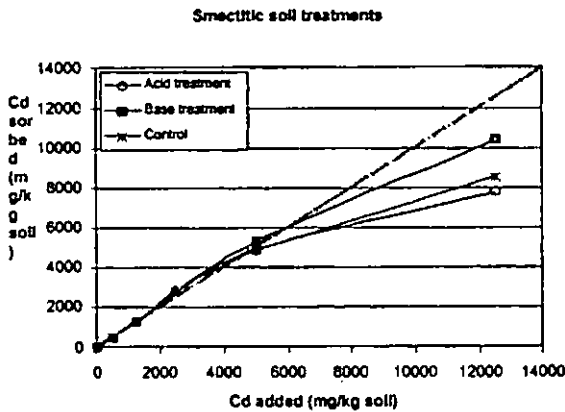


Abbildung 2: Cd-Adsorptionskurven des *Oxidic* Bodens

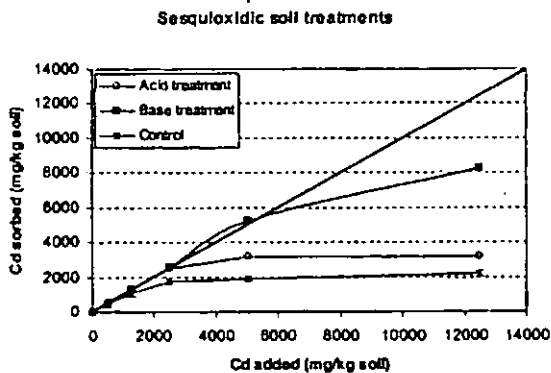
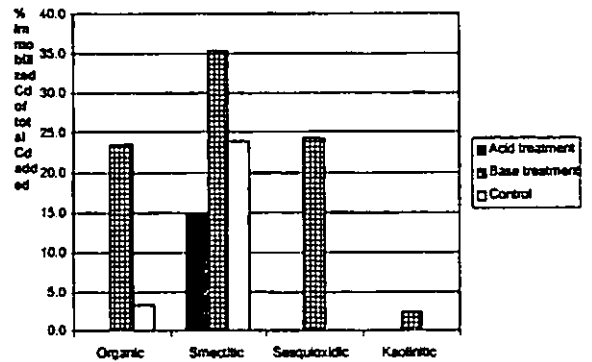


Tabelle 3: Durch die Lauge-Behandlung gelöste Menge an Aluminium und die Zunahme an Austauschkapazität der Böden

Boden	Al gelöst	Zunahme an Cd-Sorptionskapazität
		mmol/kg
<i>Smectitic</i>	16,3	16,4
<i>Organic</i>	63,3	25,8
<i>Kaolinitic</i>	82,3	19,8
<i>Oxidic</i>	117	54,0

Abbildung 3 zeigt den Grad der Immobilisierung von Cadmium (nicht mit  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Lösung extrahierbar) durch die Behandlung mit Säure bzw. Lauge. Die Behandlung mit Lauge erhöht die Bindung von Cadmium an die Böden zum Teil sehr deutlich, während die Behandlung mit Säure keinen Einfluß hat oder wegen der niedrigen pH-Werte Cadmium sogar zusätzlich mobilisiert (*Organic* und *Smectitic* Boden).

Abbildung 3: Veränderung der Mobilisierbarkeit (nicht mit 1 M  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  extrahierbarer Anteil) von Cadmium durch die Behandlung mit Säure oder Lauge



In einem dritten Experiment wurde versucht, die Veränderung der Verfügbarkeit von Kontaminanten durch eine Behandlung mit Säure bzw. Lauge abzuschätzen. Dazu wurde der Boden zunächst durch Schütteln mit einer Cadmium- bzw. Kupfer-Lösung (500 mg/l) kontaminiert. Anschließend wurde die Suspension mit so viel HCl bzw. KOH versetzt, daß eine 0,09 M Konzentration an Säure bzw. Lauge erreicht wurde. Diese Suspension wurde 5 Tage geschüttelt und dann auf den ursprünglichen pH-Wert zurück titriert. Das Experiment war in mehreren Parallelen angelegt, so daß nach jedem Behandlungsschritt ein Satz an Gefäßen entnommen werden konnte um darin die in Lösung befindlichen Elemente zu bestimmen.

Auch bei diesem Experiment zeigt sich, daß die Behandlung mit Lauge in der Tendenz zu einer verstärkten Sorption der Kontaminanten führt, während die Behandlung mit Säure eher ihre Mobilisierung bewirkt.

Aus den Versuchen läßt sich vorläufig der Schluß ziehen, daß bei der Behandlung von kontaminierten Böden mit Lauge und anschließender Neutralisation zusätzliche Sorptionsstellen für metallische Kontaminanten entstehen, während eine Behandlung mit Säure eher zu ihrer Mobilisierung führt. Die individuellen Eigenschaften der Böden spielen hierbei eine bedeutende Rolle. Ob das vorgestellte Konzept praktisch anwendbar ist, ist kritisch zu hinterfragen. Denkbar ist eventuell die Verwendung eines ähnlichen Verfahrens in großtechnischen Anlagen zur Behandlung von belasteten Böden.

# Black carbon in soils of the long-term field experiments in Halle und Bad Lauchstädt

S. Brodowski<sup>1\*</sup>, W. Amelung<sup>2</sup>, L. Haumaier<sup>1</sup>, W. Zech<sup>1</sup>

## Introduction

Long-term arable cropping reduces the content of soil organic carbon (C) until mainly stable humus remains. A prediction of the final C content, however, is difficult when black carbon (BC) significantly contributes to stable humus. The aim of this study was to identify, characterize and quantify black carbon in the Chernozems of the long-term field experiments in Halle (HA) and Bad Lauchstädt (BL, Germany) and to reveal possible associations of black carbon with the mineral phase.

## Methods

After fractionation of soil into particle-size and density separates, BC was characterized by scanning electron microscopy (SEM) and energy-dispersive X-ray spectrometry (EDX), quantified by benzenepolycarboxylic acids (BPCA, revised method; Glaser et al., 1998), and partly radiocarbon dated.

Melanoidins were prepared according to Hedges (1987).

## Results and Discussion

The SEM/EDX analysis identified BC as particles of low O/C ratio of  $\leq 0.30 \pm 0.02$ . The morphology (e.g. round particles with a smooth surface texture) was not specific for a given fraction, but reflected coal combustion as major origin of BC in BL (classification according to Griffin and Goldberg, 1981).

Element mapping revealed that O/C ratios increased from interior to exterior surfaces; hence, partial oxidation effects the fate of BC. The mean degree of oxidation increased with increasing particle size and density of the fraction (Table 1). The later finding presumably reflected chemical interactions with the mineral phase (Fig. 1).

Table 1: Mean O/C ratios and size of BC particles in physical soil fractions (standard error is given in parantheses; n = number of EDX-measurements).

Fraction	O/C	n	size [ $\mu\text{m}$ ]
< 2 $\mu\text{m}$	0.12 (0.02)	25	1 - 3
2-63 $\mu\text{m}$	0.11 (0.02)	26	0.75 - 50
63-250 $\mu\text{m}$	0.16 (0.04)	19	60 - 300
250-2000 $\mu\text{m}$	0.27 (0.02)	10	230 - 500
< 2.0 g cm <sup>-3</sup>	0.11 (0.03)	15	5 - 100
2.0-2.4 g cm <sup>-3</sup>	0.15 (0.03)	7	10 - 25
> 2.4 g cm <sup>-3</sup>	0.19 (0.02)	16	1 - 35

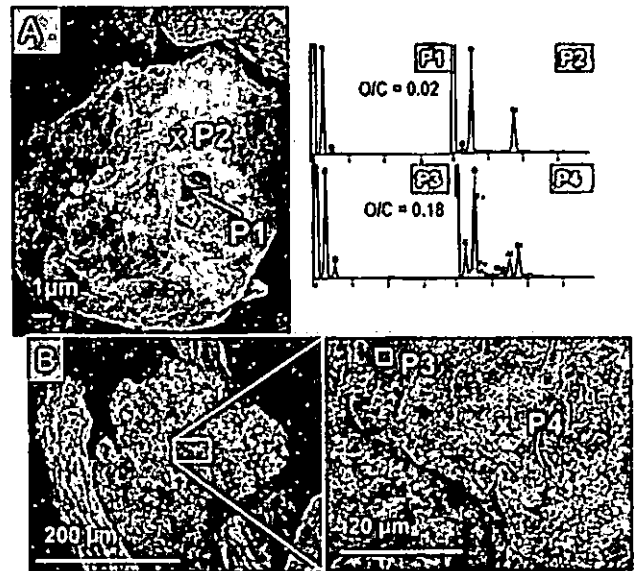


Fig. 1: REM/EDX images of BC particles (A) in the silt fraction, (B) in the coarse sand fraction.

For quantification of BC we used BPCA as specific markers (Glaser et al., 1998). However, applying the method to plants, micro-organisms and melanoidins revealed (i) an artificial BPCA formation during hot metal extraction with conc. HCl (Fig. 2a). We solved this problem by replacing HCl with TFA (trifluoroacetic acid), (Fig. 2b). Nevertheless, even then we (ii) detected BPCA in *Aspergillus niger* (Fig. 2c) and melanoidins (Fig. 2 d). The markers are, therefore, less specific for BC as previously suggested (Glaser et al., 1998). We estimate that below a BPCA content of 15 g/kg C the quantification of BC with this method is not reliable.

Our soils, however, contain 15 and 13 % BC of  $C_{org}$  in the surface soils in HA and BL and 4 - 7 % BC of  $C_{org}$  at a depth of about 60 cm. In the surface soil, BC is mainly located in the clay fraction (65 - 80%); in the subsoil, BC is mainly recovered in the silt fraction (up to 80 %). 35 - 45 % of BC was in the light and 50 - 60 % in the medium density fraction.

<sup>1</sup> Institute of Soil Science and Soil Geography, University of Bayreuth, D-95440 Bayreuth, Germany

<sup>2</sup> Institute of Soil Science, TU Berlin, Salzufer 12, D-10587 Berlin, Germany

\* sonja.brodowski@uni-bayreuth.de

A contribution of competing BPCA sources to BC found is therefore negligibly small. A minimum  $^{14}\text{C}$  age of BC of 8200 a in the silt, of 5900 a BP in the clay fraction of the surface soil in HA, and of 1000 a in the silt, 2900 a BP in the clay fraction in the subsoil suggest a minimum input of 88 % fossil BC in the silt and of 50 % in the clay fraction. About 58 % of BC in Halle is therefore of fossil origin.

### Conclusion

High BC contents were found in HA and BL. More than 58% BC are of fossil origin. The morphology showed that coal combustion was the major origin of BC in these soils. The BC found is not inert. It is partially oxidized, resulting in BC interactions with the mineral phase.

### Acknowledgements

The authors would like to acknowledge the helpful support of A. Rodionov and we thank Prof. Dr. P.M. Grootes for  $^{14}\text{C}$  analyses. Financial support was provided by the German Science Foundation DFG (SPP 1090; Ze 154/48-1 & -2) and the Hanns-Seidel-Stiftung e.V.

### References

- Glaser B., Haumaier L., Guggenberger G., Zech W. (1998). *Org. Geochem.* 29, 811-819.
- Griffin J. J. and Goldberg E. D. (1981). *Geochim. Cosmochim. Acta* 45, 763-769.
- Hedges J. I. (1987). *Geochim. Cosmochim. Acta* 42, 69-76.

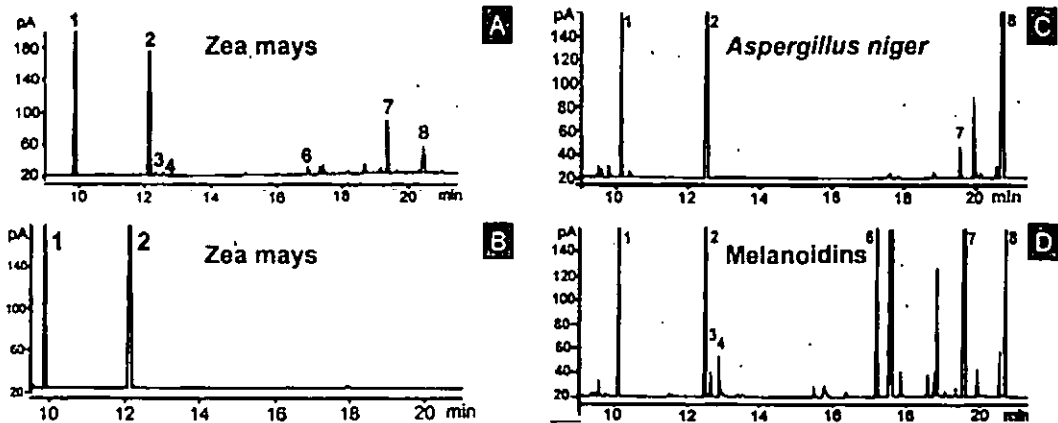


Fig. 2: BPCA detection in (A) *Zea mays* (digested with 4 h conc. HCl & 8 h 65%  $\text{HNO}_3$ , both at 170  $^\circ\text{C}$ , see <sup>(1)</sup>); (B) *Zea mays* (digested only with 65%  $\text{HNO}_3$ ; or with 4 M TFA, 4 h at 105 $^\circ\text{C}$  & 65%  $\text{HNO}_3$ ); (C) *Aspergillus niger* (D) melanoidins.

(1) Citric acid (Internal standard (IS) 1); (2) 2,2'-Biphenyldicarboxylic acid (IS 2); (3) hemimellitic acid; (4) trimellitic acid; (5) trimesic acid; (6) pyromellitic acid; (7) benzenepentacarboxylic acid; (8) mellitic acid

## Optimierungsversuch zur Phytosanierung: Co-Anbau eines Hyperakkumulators (*Thlaspi caerulescens*) und einer Hohertragspflanze (*Brassica juncea*) im Vergleich zur chelatorinduzierten Phytoextraktion

B. Bücherl<sup>1</sup>, J. Ingwersen<sup>1</sup> und T. Streck<sup>1</sup>

### Fragestellung

Seit ungefähr 20 Jahren wird erforscht, ob Pflanzen zur Sanierung großflächiger Schwermetallkontaminationen von Böden geeignet sind. Das Hauptproblem dieser Sanierungstechnik ist, daß Pflanzenarten, die hohe Schwermetallgehalte erzielen (Hyperakkumulatoren) relativ kleinwüchsig sind, während Hohertragspflanzen zwar hohe Biomasserträge bringen, i.d.R. aber kaum Schwermetalle aufnehmen.

In dieser Arbeit wurde von uns untersucht, ob der Co-Anbau mit einem Cd-Hyperakkumulator zu einer gesteigerten Cd-Aufnahme bei einer Hohertragspflanze führt. Die Ergebnisse des neuen Verfahrens wurden mit den Cd-Entzügen durch chelatorinduzierte Phytoextraktion verglichen.

### Material und Methoden

*Thlaspi caerulescens* (Cd-Hyperakkumulator) und *Brassica juncea* (Hohertragspflanze) wurden über einen Zeitraum von 13 Wochen in Monokultur und Co-Anbau in Kleinlysimumern aufgezogen. Das verwendete Bodenmaterial wurde dem Ap-Horizont einer sandigen Braunerde (pH 4,6; C<sub>org</sub>: 1,5 Gew.-%, Cd<sub>gesamt</sub> 4,7 mg/kg) im Abwasserverregnungsgebiet Braunschweig entnommen.

Der Versuchsaufbau ermöglichte die Bestimmung der Cd-Austräge sowohl über die Biomasse als auch über das Sickerwasser (Abb.1). Die Cd-Konzentration in den Perkolaten und in Pflanzenaufschlüssen wurden mit Hilfe eines Atomabsorptionsspektrometers analysiert.

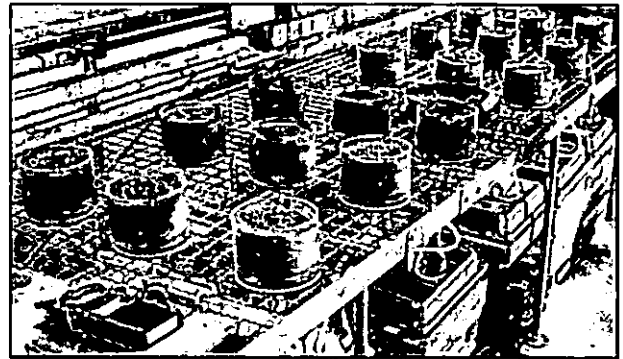


Abb. 1 Versuchsaufbau

### Ergebnisse

#### 1. Cd-Entzüge mit *Brassica juncea*

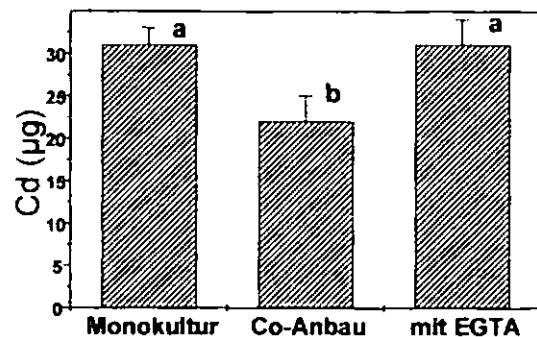


Abb. 2 Cd-Entzug mit der oberirdischen Biomasse von *Brassica juncea*. Die Fehlerbalken zeigen die Standardabweichungen (N=3). Die Bepflanzungsvarianten waren 1) Monokultur, 2) Co-Anbau mit *Thlaspi caerulescens* und 3) Monokultur mit Chelator (EGTA)-Behandlung.

Der Cd-Entzug durch *Brassica juncea* konnte im Vergleich zur unbehandelten Monokultur-Variante weder über den Co-Anbau noch über die Chelator-Behandlung gesteigert werden (Abb. 2). Die Cd-Entzüge lagen bei der unbehandelten Monokultur und der EGTA-induzierten Phytoextraktion zwischen 29 und 35 µg pro Lysimeter. Im Co-Anbau war der Entzug, vermutlich auf Grund interspezifischer pflanzlicher Konkurrenz, signifikant ( $p=0.05$ ) niedriger (20-25 µg pro Lysimeter).

#### 2. Cd-Konzentrationen im Perkolat

Mit erhöhter Transpirationsrate sank die Cd-Konzentration in den Perkolaten der bepflanzteten Lysimeter im Vergleich zur Kontrolle zeitweise um bis zu 60% ab (Abb. 3). Dies resultierte in einer Verminderung des Cd-Gesamtaustrags mit dem Perkolat aus bepflanzteten Lysimetern gegenüber der unbepflanzteten Kontrollvariante von 115 µg Cd pro Lysimeter der unbepflanzteten Kontrollvariante auf durchschnittlich 90 µg Cd pro bepflanztetes Lysimeter.

<sup>1</sup> Universität Hohenheim  
Institut für Bodenkunde und Standortslehre  
Fachgebiet Biogeophysik  
D-70599 Stuttgart  
jingwer@uni-hohenheim.de

Dagegen wurde die Cd-Perkolatkonzentration bei der induzierten Phytoextraktion nach der EGTA-Applikation im Vergleich zur Kontrolle um einen Faktor von bis zu 130 erhöht. In EGTA-behandelten Lysimetern wurden Cd-Gesamtausträge mit dem Perkolat von bis zu 1700 µg Cd pro Lysimeter gemessen.

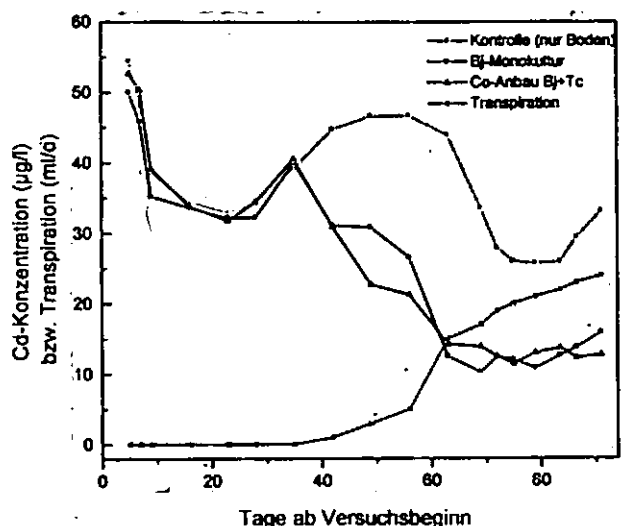


Abb. 3 Verlauf der Cd-Konzentration in den Perkolaten der Kontrolle, der *Brassica juncea*-Monokultur und des Co-Anbaus von *Brassica juncea* mit *Thlaspi caerulescens*. Außerdem ist die mittlere Transpirationskurve der beiden bepflanzen Varianten dargestellt. Die Fehlerbalken zeigen die Standardabweichungen (N=3).

### 3. Cd-Bilanzen

Tab. 1 Cd-Austräge aus den Kleinlysimetern. Die Bepflanzungsvarianten waren 1) Monokultur *Brassica juncea*, 2) Co-Anbau von *Brassica juncea* und *Thlaspi caerulescens* und 3) Monokultur *Brassica juncea* mit Chelator (EGTA)-Behandlung.

	<i>Brassica juncea</i>	Co-Anbau	<i>Brassica juncea</i> + EGTA
Cd-Austrag pro Lysimeter (µg)	118	366	628
davon mit dem Perkolat (%)	74	23	95
mit dem oberirdischen Pflanzenmaterial von <i>Brassica juncea</i> (%)	26	6	5
mit dem oberirdischen Pflanzenmaterial von <i>Thlaspi caerulescens</i> (%)		71	

Der Cd-Austrag aus den Lysimetern war mit dem Co-Anbau höher als mit der *Brassica juncea*-Monokultur (s.Tab.1). Allerdings wurde der Mehranteil durch die pflanzliche Cd-Aufnahme des Hyperakkumulators erreicht. Am höchsten war der Cd-Austrag bei der chelator-induzierten Phytoextraktion. Er erfolgte aller-

dings überwiegend durch das Sickerwasser (über 90%), d.h. zu Lasten des Grundwassers.

### Schlußfolgerungen

Die Cd-Phytoextraktion durch *Brassica juncea* konnte (bei der von uns gewählten Versuchskonfiguration) weder über den Co-Anbau mit dem Cd-Hyperakkumulator *Thlaspi caerulescens* noch über die Zugabe eines Chelators (EGTA) gesteigert werden. Es zeigt sich aber, daß sich in der Gegenwart einer Rhizosphäre der Cd-Austrag über das Sickerwasser deutlich verringert. Vermutlich führt der Cd-Entzug durch die Pflanzen zu einer Cd-Verarmung im Wurzelraum, die sich in absinkenden Cd-Konzentrationen im Perkolat mit Beginn der Haupttranspirationsphase widerspiegelt. Die Schutzwirkung der Rhizosphäre könnte somit im Sinne einer Phytostabilisierung genutzt werden. Dies bietet sich besonders auf großflächig, aber nur leicht schwermetallbelasteten Standorten an, auf denen andere Sanierungstechniken zu aufwändig wären.

Die stark erhöhte Cd-Konzentration im Perkolat der chelatorinduzierten Phytoextraktion nach EGTA-Applikation verdeutlicht hingegen die große Gefahr für das Grundwasser durch komplexiertes Cd.

### Literatur

Bücherl, B., 2003. Optimierungsversuch zur Phytosanierung: Co-Anbau eines Hyperakkumulators (*Thlaspi caerulescens*) und einer Hohertragspflanze (*Brassica juncea*) im Vergleich zur chelatorinduzierten Phytoextraktion. Diplomarbeit, Universität Hohenheim.  
 Greman, H., S. Velikonja-Bolta, D. Vodnik, B. Kos und D. Lestan, 2001. Plant and Soil, 235: 105-114.  
 Ingwersen, J., 2001. The environmental fate of cadmium in the soil of the waste water irrigation area of Braunschweig: Measurement, modelling and assessment. Braunschweig, Technische Universität Carolo-Wilhelmina. Diss.  
 Kumar, N. P. B. A., V. Dushenkov, H. Motto und I. Raskin, 1995. Environ. Sci. Technol., 29: 1232-1238.  
 Knight, B., F. J. Zhao, S. P. Mc Grath und Z.G. Shen, 1997. Plant and Soil, 197: 71-78.  
 Lombi, E., F. J. Zhao, S. J. Dunham und S. P. Mc Grath, 2001. J. Environ. Qual., 30: 1919-1926.  
 Whiting, S. N., J. R. Leake, A. J. M. Baker und S. P. Mc Grath, 1997. Proc. 4th International Conference on the Biogeochemistry of Trace elements. Sheffield.

### Dank

Vielen Dank für die gute Zusammenarbeit an das Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie, das Institut für Pflanzenernährung, die LA Chemie, die Landessaatzuchtanstalt und für die finanzielle Unterstützung an die Geschwister-Stauder-Schenkung.

# Ein neues Verfahren zur flächenhaften Sickerwassergewinnung

- Erste Ergebnisse aus Waldoberböden -

Michael Dohlen\* und Stefan Wessel-Bothe<sup>§</sup>

## Problemstellung und Methodik

Im Ruhrgebiet besitzt die quantitative Ermittlung von Stoffausträgern aus der Humusauflage urbaner Wälder wegen der industriellen Beeinflussung und der deshalb erhöhten Schwermetallgehalte einen besonders hohen Stellenwert. Seit 2001 finden in Bochum zwar umfangreiche stoffhaushaltliche Untersuchungen in städtischen Waldökosystemen statt (DOHLEN U. SCHMITT, 2003), bislang jedoch erwies sich die kontinuierliche Beprobung von Sickerwasser aus der Humusauflage und besonders die quantitative Bestimmung der pro Fläche gelösten/transportierten Elemente als schwierig. Im Jahr 2002 wurden daher neuartige Saugplatten aus Kunststoff (400 cm<sup>2</sup>) für die Untersuchung des Sickerwassers aus der Streuauflage zweier Untersuchungsstandorte eingesetzt. Die Materialien dieser Saugplatten sind identisch mit den bei KOCH et al. (2002) und WESSEL-BOTHE (2002) bereits für den Bau von Saugkerzen bewährten Werkstoffen und besitzen eine niedrige Adsorptionskapazität für Schwermetalle bei einer gleichzeitig hohen hydraulischen Leitfähigkeit (Abb. 1):

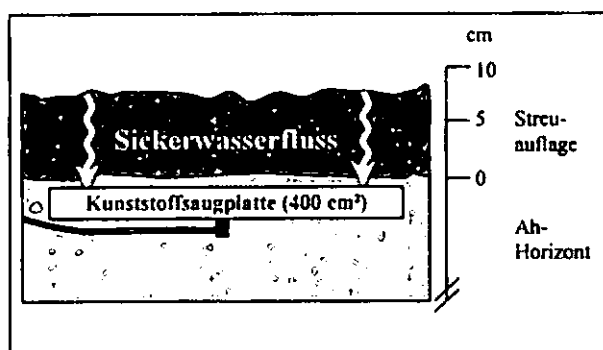


Abb. 1: Schematische Darstellung einer eingebauten Kunststoff-Saugplatte (Querschnitt)

## Ergebnisse und Diskussion

Die Pb-Konzentrationen in der Bodenlösung von den zwei Beobachtungsflächen besitzen ein deutlich unterschiedliches Niveau (Abb. 2), verändern sich aber im Zeitverlauf in sehr ähnlicher Weise. Die Konzentrationen der Lösungen aus Langendreer (Mittelwert 120 µg L<sup>-1</sup>) sind – als Folge des niedrigeren pH-Werts auf diesem Standort – im Durchschnitt um etwa den Faktor 4 höher als die aus Bergen (Mittelwert 28 µg L<sup>-1</sup>).

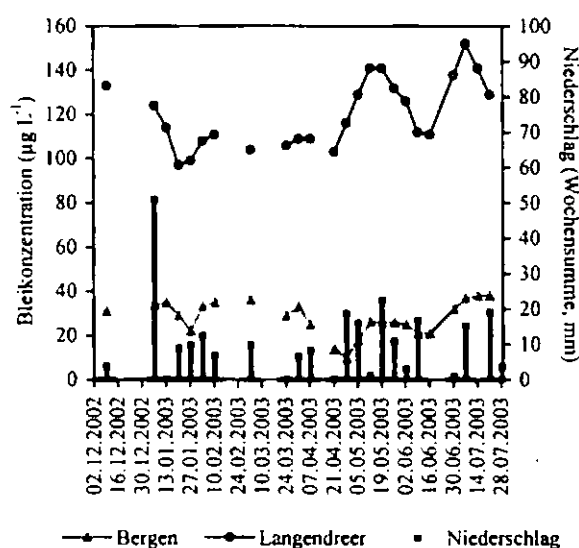


Abb. 2: Verlauf der Pb-Konzentrationen (µg L<sup>-1</sup>) in den Bodenlösungen der Standorte Bochum-Bergen und -Langendreer von Dezember 2002 bis Juli 2003 (Gleitender Mittelwert aus drei Monaten) sowie zugehörige Niederschläge vom Standort Bergen (Wochensummen in mm)

## Quantifizierung der verlagerten Bleimenge

Da die Herkunft der abgesaugten Bodenlösung wegen der flächenhaften Entnahme und der geringen Einbautiefe der Saugplatten fest steht, ist eine Quantifizierung der verlagerten Bleimengen möglich.

\* Geographisches Institut – Ruhr-Universität Bochum – D-44780 Bochum; E-Mail: Michael.Dohlen@rub.de

<sup>§</sup> ecoTech Umwelt-Meßsysteme GmbH – D-53129 Bonn

Zu diesem Zweck wurde über die Faktoren Fläche, Niederschlagsmenge und Lösungskonzentration die zu jedem Zeitpunkt abgesaugte/verlagerte Bleimenge errechnet und kumulativ addiert (Abb. 3).

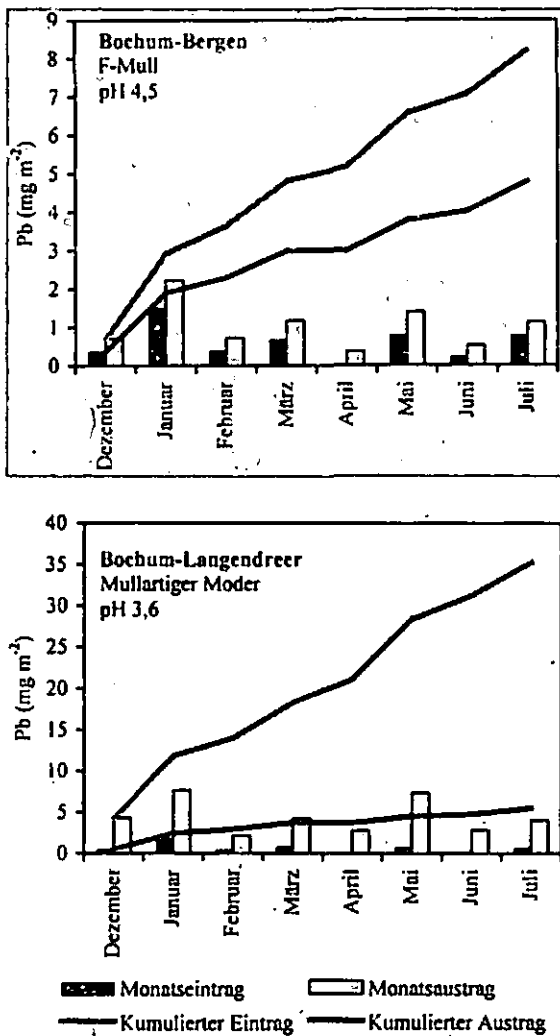


Abb. 3: Monatlicher Blei-Eintrag (Deposition) und Blei-Austrag (Sickerwasser) sowie kumulierte Ein- und Austräge auf den Standorten Bochum-Bergen und Bochum-Langendreer im Zeitraum Dezember 2002 bis Juli 2003

Für den Zeitraum 12/02 bis 07/03 ergibt sich auf dem sehr stark versauerten Standort Langendreer ein Gesamt-Bleitransport von 1,41 mg 400 cm<sup>-2</sup>, auf dem stark versauerten Standort Bergen ein Bleitransport von 0,33 mg 400 cm<sup>-2</sup>. Übertragen auf einen Quadratmeter bedeutet dies eine Menge

von 35,31 mg verlagertes Pb m<sup>-2</sup> in Langendreer, bzw. 8,20 mg verlagertes Pb m<sup>-2</sup> in Bergen.

### Schlussfolgerungen

- Die rezenten Pb-Austräge aus der Auflage sind deutlich höher als die Pb-Einträge
- Das derzeit verlagerte Blei muss teilweise aus Zeiten größerer Pb-Depositionen (vor allem aus verbleiten Otto-Kraftstoffen) stammen
- Trotz der in den letzten Jahren verbesserten Luftqualität ist davon auszugehen, dass auch zukünftig noch Schadelemente aus der Auflage in größere Bodentiefe transportiert werden
- Die Untersuchungsmethode erwies sich als gut geeignet, um Stoffflüsse aus der Auflage zu erfassen
- Auch bei geringen Niederschlagsmengen ( $\geq 1$  mm pro Woche) lieferte die eingesetzte Methodik ausreichend Lösung für Analysen

### Literatur

- DOHLEN, M. u. T. SCHMITT (2003): Stoffhaushaltliche Untersuchungen in urbanen Wäldern Bochums. In: Schmitt, T. (Hrsg.): Stadt- und Landschaftsökologie. Sonderreihe Bochumer Geogr. Arbeiten; Bd. 14; (in press).
- KOCH, ST., M. SAUERWEIN u. M. FRÜHAUF (2002): Untersuchungen zu Bodensickerwasserdynamik im Stadtgebiet von Halle/Saale; in: Bens, O. u. R.F. Hüttl (Hrsg.): Bodengeographische Studien stark veränderter Standorte – Monitoring, Modellierung und Bewertung; BTUC-AR 4/2002, ISSN 1434-6834, S. 28-34.
- WESSEL-BOTHE, S. (2002): Simultaner Transport von Ionen unterschiedlicher Matrixaffinität in Böden aus Löss unter Freilandbedingungen – Messung und Simulation; Bonner Bodenkundl. Abh.; Bd. 38; 218 S.



# **Bedeutung von Mineraloberfläche und –porosität für die Stabilisierung der organischen Bodensubstanz – Hinweise aus Gasadsorption, Mikroskopie und <sup>14</sup>C-Datierung**

Georg Guggenberger<sup>1</sup>, Klaus Kaiser<sup>1</sup>, Andrej Rodionov<sup>1</sup> und Ernst-Detlef Schulze<sup>2</sup>

## **1 Einleitung**

Sorption an Minerale kann organische Substanz im Boden effektiv stabilisieren (Kaiser und Guggenberger, 2000). Neben der biologischen Inaktivierung durch die Komplexbildung organischer Liganden, bietet die Assoziation mit kleinen Poren (<20 nm) eine Möglichkeit der sorptiven Stabilisierung der organischen Bodensubstanz (Mayer, 1994). Wir untersuchten deshalb die Beziehung zwischen der spezifischen Oberfläche und Porosität der Mineralmatrix und der organischen Substanz vor und nach deren Zerstörung.

## **2 Material und Methoden**

Die Untersuchungen basierten auf Sorptionsexperimenten, bei welchen Minerale (Goethit, amorphes Al(OH)<sub>3</sub>) und Böden mit organischer Substanz belegt wurden, auf einem Vergleich von Böden mit unterschiedlichen Gehalten an organischer Substanz und auf einer partiellen Zerstörung der organischen Substanz mit NaOCl. Die spezifische Oberfläche und die Porosität der Minerale und Dichtefraktion >1.6 g cm<sup>-3</sup> wurden durch Ad-/Desorption von N<sub>2</sub> und CO<sub>2</sub> ermittelt. Die mineral-organischen Komplexe wurden mittels REM-EDX auf Lokalität in der Bodenmatrix und Zusammensetzung untersucht und das <sup>14</sup>C-Alter mittels AMS abgeschätzt.

## **3 Ergebnisse und Diskussion**

Sorption organischer Substanz an Böden reduzierte deren N<sub>2</sub>-zugängliche spezifische Oberfläche. Hiervon besonders betroffen waren die N<sub>2</sub>-zugänglichen Mikroporen. Die CO<sub>2</sub>-zugänglichen Mikroporen waren demgegenüber unbeeinflusst. In Übereinstimmung mit diesen Ergebnissen wiesen Böden mit hohem C-Gehalt eine geringere N<sub>2</sub>-zugängliche Oberfläche sowie eine geringere Mikroporosität auf als Böden mit niedrigem C-Gehalt. Die Zerstörung eines großen Teils der organischen Substanz durch Oxidation mit NaOCl

bewirkte einen deutlichen Anstieg der mit N<sub>2</sub> erfassbaren spezifischen Oberfläche während weder für die mit N<sub>2</sub> noch mit CO<sub>2</sub> erfassbare Mikroporosität eine Veränderung festzustellen war. REM-EDX zeigte, dass durch NaOCl v.a. größere Akkumulationen organischer Substanz von der Mineralmatrix entfernt wurden. Die glatten Oberflächen der Al- und Fe-Oxide deuten darauf hin, dass diese nach wie vor mit organischer Substanz belegt waren. Die organische Substanz, welche die NaOCl-Behandlung überstanden hat, ist daher vermutlich mit mikroporösen Oberflächen assoziiert. Da ihr <sup>14</sup>C-Alter jenes der gesamten mineral-assoziierten organischen Substanz (vor NaOCl-Behandlung) deutlich übersteigt, schließen wir, dass die Bindung von organischer Substanz in, oder was plausibler erscheint, im Mündungsbereich von Mikro- und Mesoporen einen effektiven Prozess der Stabilisierung von organischer Substanz gegenüber chemischen und biologischen Abbau darstellt.

Eine ausführlichere Darstellung und Erläuterung der Ergebnisse erfolgt in einem sich in Vorbereitung befindlichen Manuskript.

## **4 Dank**

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Förderung dieser Arbeit (SPP 1090; Gu 406/7-1,2).

## **5 Literatur**

- Kaiser, K. and G. Guggenberger. 2000. The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. *Organic Geochemistry* 31:711-725.
- Mayer, L.M. 1994 Relationships between mineral surfaces and organic carbon concentrations in soils and sediments. *Chemical Geology*.

<sup>1</sup> Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, MLU Halle-Wittenberg, 06099 Halle; e-mail: guggenberger@landw.uni-halle.de

<sup>2</sup> Max-Planck-Institut für Biogeochemie, Postfach 100164, 06701 Jena



## Die Herkunft von DOM in Waldböden – Hinweise aus Feldversuchen mit markiertem $^{13}\text{C}\text{O}_2$

Frank Hagedorn\*, Stephan Hättenschwiler\*\*,  
Rolf Siegwolf\*\*\*

### Einleitung

Im Kohlenstoff- und Nährstoffkreislauf von Waldböden spielt gelöste organische Substanz (DOM) eine wichtige Rolle. Trotzdem werden die Flüsse von DOM in den meisten Kohlenstoffbudgets und -modellen nicht berücksichtigt. DOM entsteht durch Auswaschung im Bestand, aus Wurzelexudaten und durch die Lösung verschiedener Komponenten der organischen Bodensubstanz, die von der Auflage bis zu stark humifizierte Stoffen reichen. Die jeweiligen Beiträge dieser potentiellen Quellen für DOM sind jedoch weitgehend unbekannt. Zudem wissen wir sehr wenig über den Umsatz gelöster organischer Substanz, was für die Modellierung der DOM-Dynamik notwendig wäre.

Wir untersuchen die Herkunft von DOM in  $\text{CO}_2$ -Begasungsversuchen in einem ausgewachsenen Laubmischwald und in einem Ökosystem an der Waldgrenze. Das zusätzliche  $\text{CO}_2$  hat ein anderes Verhältnis der stabilen Isotope  $^{13}\text{C}$  und  $^{12}\text{C}$  als ‚normale‘ Luft, wodurch wir das aufgenommene  $\text{CO}_2$  im System Pflanze-Boden verfolgen können.

Ziel ist es, Einblicke zu erhalten, aus welchen Quellen DOM entsteht, und wie schnell DOM im Boden umgesetzt wird.

### Material und Methoden

In einem 120 Jahre alten und 35 m hohem Laubmischwald im Schweizer Jura in der Nähe Basels wurden mittels eines Kranes laserperforierte Schläuche in die Baumkronen gewoben (Pepin & Körner, 2002). Hierdurch wird der Kronenraum von 15 Bäumen erhöhten  $\text{CO}_2$  Konzentrationen ausgesetzt. Der Bodentyp ist eine Rendzina mit einem Mull als organische Auflage. Wir sammeln die Bodenlösung entlang von 3 Transekten durch das mit  $\text{CO}_2$  begaste Gebiet. Insgesamt gewinnen wir an 30 Stellen in 5 und 15 cm Tiefe mit je 2 ‚alten‘ Saugkerzen mit 400 hPa Lösung, zusätzlich sammeln wir noch an 8 Stellen das Perkolat der organischen Auflage mit freidränenden Lysimetern.

An der Waldgrenze bei Davos werden 30 Jahre alte ca. 1.5 m grosse Bäume erhöhten  $\text{CO}_2$  Konzentrationen ausgesetzt (Hättenschwiler et al., 2002). Die Bäume wachsen in einem Ranker und in schwach entwickelten Podsolen mit 5-15 cm mächtigen Rohhumusaufgaben. Die Bodenlösung wird in 3-7 cm Tiefe mit ‚alten‘ Keramiksaugkerzen gewonnen.

### Ergebnisse und Diskussion

In dem Mischwald war nach 2 Jahren Begasung mit fossilem  $\text{CO}_2$  ( $\delta^{13}\text{C} = -31 \text{ ‰}$ , normale Luft  $\delta^{13}\text{C} = -8 \text{ ‰}$ ) das Isotopensignal im DOM des Bestandesniederschlags und der Streulage deutlich nachweisbar (Abb. 1). Dies beweist, dass DOM, welches im Kronenraum und in der Auflage mobilisiert wird, erwartungsgemäss zu einem grossen Teil aus ‚neuem‘, weniger als zwei Jahre altem C besteht. Im Gegensatz zum DOM der Streulage veränderten sich die  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte des DOM des obersten Mineralboden (3-7 cm Tiefe) nicht, der Anteil ‚neuen‘ C war verschwindend gering. Die gelösten organischen C-Moleküle, die aus der Streuschicht ausgewaschen werden, müssen entweder schnell umgesetzt oder aber sorbiert werden. Das DOM des obersten Mineralbodens besteht daher hauptsächlich aus mehr als zwei Jahre altem C. Dies heisst, dass

---

\*Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), CH-8903 Birmensdorf  
hagedorn@wsl.ch

\*\*Botanisches Institut der Universität Basel, CH-4056 Basel

\*\*\*Paul-Scherrer-Institut, CH-5232 Villigen-PSI

Kohlenstoff der Streuschicht erst eine gewisse Zeit im Boden verbleiben und humifiziert werden muss, bevor er als DOM in die Tiefe verlagert wird. Dies deckt sich mit CO<sub>2</sub>-Begasungsversuchen in Modellökosystemen und mit Laborinkubationen mit <sup>13</sup>C markiertem Boden, die eine präferentielle Mineralisierung ‚neuen‘ C und eine Auswaschung relativ alten C zeigen (Hagedorn et al., 2002, 2003).

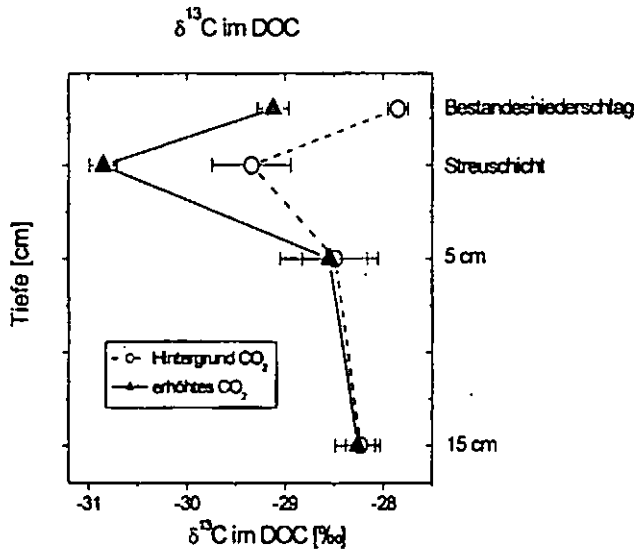


Abb. 1: δ<sup>13</sup>C-Werte des DOM in einem Rendzina nach 2 Jahren <sup>13</sup>CO<sub>2</sub>-Begasung eines Laubmischwaldes.

Der Standort an der Baumgrenze mit einer Rohhumusauflage zeigt das gleiche Bild. Nach 2 Jahren Begasung war das Isotopensignal im DOM der organischen Auflage in 3-7 cm Tiefe nicht nachweisbar. Demgegenüber wies das CO<sub>2</sub> der Bodenluft in 5-10 cm Tiefe eine deutliche Veränderung des <sup>13</sup>C-Wertes auf. Die Wurzelatmung trägt daher beträchtlich zu der gesamten Bodenatmung bei (ca. 50%). Zum DOM liefern Wurzeln jedoch höchstens einen mengenmässig vernachlässigbaren direkten Beitrag. Wurzelexudate spielen für das DOM eine untergeordnete Rolle und werden wahrscheinlich entweder schnell umgesetzt oder aber immobilisiert bzw. absorbiert.

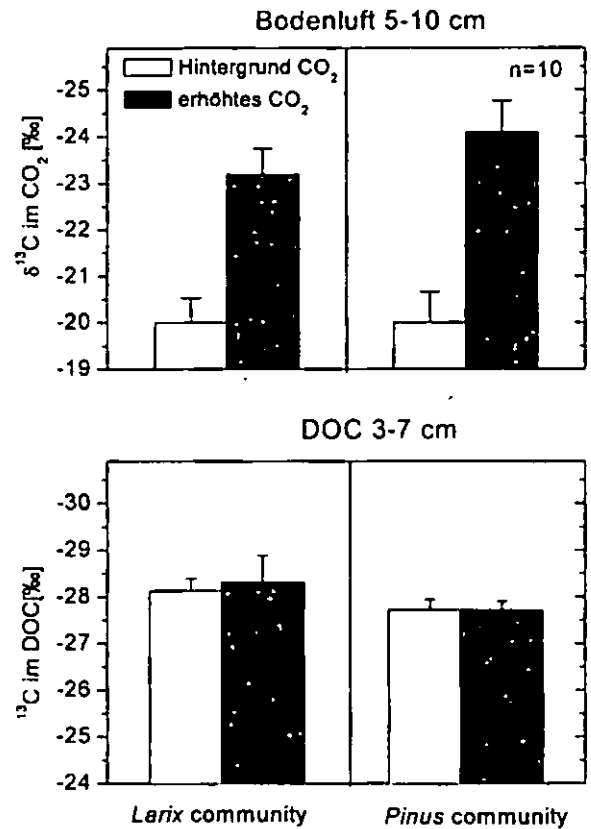


Abb. 2: Die δ<sup>13</sup>C-Werte des CO<sub>2</sub> in der Bodenluft und des DOM in einer Rohhumusauflage an der Baumgrenze nach 2 Jahren <sup>13</sup>CO<sub>2</sub> Begasung. ΔPflanzen neu = 7‰.

### Schlussfolgerung

1. DOM der Streulage wird schnell umgesetzt oder immobilisiert bzw. sorbiert.
2. Wurzelexudate tragen höchstens in unbedeutenden Mengen zum Boden-DOM bei.
3. DOM des Mineralbodens stammt aus älterer SOM. Streu muss erst zu einem ‚Substrat‘ werden, bevor daraus DOM gebildet wird.

### Literatur

- Hagedorn F., Blaser P., and R. Siegwolf (2002): Elevated atmospheric CO<sub>2</sub> and increased N deposition effects on dissolved organic carbon - clues from δ<sup>13</sup>C signature. *Soil Biol. Biochem.* 34, 355-366.
- Hagedorn F., Spinnler, D., Bundt, M., Blaser P., and R. Siegwolf (2003): The input and fate of new C in two forest soils under elevated CO<sub>2</sub>. *Global Change Biology* 9, 862-872.
- Hättenschwiler S, Handa T, Egli L, Asshoff R, Ammann W, and Körner C (2002): Atmospheric CO<sub>2</sub> enrichment of alpine treeline conifers. *New Phytologist* 156, 363-375.
- Pepin S, Körner Ch (2002): Web-FACE: a new canopy free-air CO<sub>2</sub> enrichment system for tall trees in mature forests. *Oecologia* 133, 1-9.

## Priming Effekte beim Abbau von pyroge- nem Kohlenstoff durch Glucose

Ute Hamer<sup>1</sup>, Bernd Marschner<sup>1</sup>, Sonja Brodowski<sup>2</sup> und Wulf Amelung<sup>3</sup>

### Einleitung

Da pyrogener Kohlenstoff ( $C_{pyr}$ ) biochemisch relativ inert ist, kann er zum refraktären C-Pool in Böden beitragen. Für Kanadische Schwarzerden wird ein  $C_{pyr}$ -Gehalt von bis zu 60 % der organischen Bodensubstanz (OBS) berichtet (Ponomarenko und Anderson, 2001). Somit scheinen verkohlte Pflanzenreste eine wichtige Rolle bei der C-Festlegung in Böden zu spielen. Bisher ist jedoch wenig über Abbauraten und -mechanismen bekannt. Shindo (1991) beobachtete nach 40 Wochen Inkubation keinen signifikanten Abbau von verkohlten Pflanzenresten in vulkanischen Böden. Es ist denkbar, daß der Abbau von verkohltem Pflanzenmaterial gefördert wird, wenn in den Boden leicht verfügbare organische Substrate eingetragen werden. Solche positiven Priming Effekte von organischen Substraten auf die OBS wurden vielfach beobachtet (Kuzyakov et al., 2000). Andererseits ist es möglich, daß pyrogener Kohlenstoff den Abbau anderer C-Quellen verzögert, da  $C_{pyr}$  Oberflächen für deren Adsorption bietet (Jonker und Koelmans, 2002). Ziele dieser Studie sind daher zu untersuchen, ob die Mineralisation von  $C_{pyr}$  durch ein leicht verfügbares Substrat gefördert wird und ob der Abbau dieses Substrates durch  $C_{pyr}$  beeinflusst wird. Hierzu wurde  $^{14}C$ -markierte Glucose mit verkohltem Mais- und Roggenstroh sowie Eichenholz inkubiert.

### Material und Methoden

Mais- und Roggenstroh wurde für 2 h bei 350°C und Eichenholz für 20-24 h bei 800°C verkohlt. Dieses pyrogene Material wurde mit Hilfe von  $^{13}C$ -NMR (Bruker DSX 200, Germany) charakterisiert (Tab. 1). Die verkohlten Materialien wurden in Seesand eingemischt (10 %  $C_{pyr}$  in 30 g Sand) und für 60 Tage bei 20°C unter Zugabe eines Inokulums und einer Nährlösung (NPK) inkubiert. Zu Beginn und am Tag 26 der Inkubation wurde eine  $^{14}C$ -markierte Glucoselösung zugegeben (je 20 µg Glucose-C mg  $C_{pyr}^{-1}$  und ca. 3300 Bq). Außerdem wurden Kontrollen ohne Glucose bzw. ohne pyrogenes Material inkubiert. Es wurde jeweils mit drei Parallelen gearbeitet. Während der Inkubation wurde die  $CO_2$ -Freisetzung stündlich mit einem Respi-

cond (Nordgren Innovations, Schweden) gemessen. Dabei wird das entstandene  $CO_2$  in einer 0,6 M KOH-Lösung aufgefangen und über die Änderung der Leitfähigkeit der Lösung die  $CO_2$ -Menge berechnet. Die Menge an  $^{14}CO_2$  wurde mehrmals in verschiedenen Zeitintervallen mit Hilfe der Flüssigkeitsszintillation (Beckmann LS 600 TA, USA) bestimmt. Nähere Angaben sind in Hamer und Marschner (2002) und Hamer et al. (2003) zu finden.

### Ergebnisse und Diskussion

Wie die chemischen Daten in Tab. 1 zeigen, weisen alle verkohlten Materialien typische Eigenschaften von  $C_{pyr}$  auf: hohe C-Gehalte mit einem großen Anteil an aromatischem C (71-77 %). Somit war der Verkohlungsprozess erfolgreich. Die Materialien unterscheiden sich v.a. durch ihr C/N Verhältnis. Dieses nimmt in der Reihenfolge Holz >> Roggen > Mais ab.

Tab. 1: Chemische Eigenschaften der verkohlten Materialien.

	$C_{org}$ [%]	C/N	Alkyl C 0-45 ppm	O-alkyl C 45-110 ppm	Aryl C 110-160 ppm
	[% der Signalintensität]				
Mais	66,4	26,5	13	7	73
Roggen	66,3	52,2	14	6	71
Holz	78,5	392,3	9	5	77

In Abb. 1 ist zu erkennen, daß die Mineralisation der Glucose im Sand (ohne verkohltes Material) während der gesamten Inkubation am geringsten war. In Anwesenheit

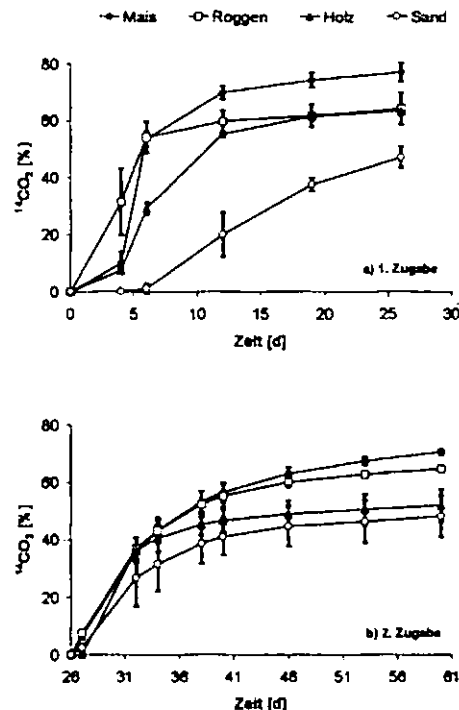


Abb. 1: Kumulative Mineralisation der Glucose in den verschiedenen Varianten nach a) erster Glucosezugabe an Tag 0 und b) zweiter Glucosezugabe an Tag 26 in % des zugegebenen Glucose- $^{14}C$  (Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung, n=3).

<sup>1</sup> Bodenkunde, Geographisches Institut Ruhr-Universität Bochum, 44780 Bochum

<sup>2</sup> Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

<sup>3</sup> Institut für Ökologie, FB Bodenkunde TU Berlin, 10587 Berlin

von verkohltem Maisstroh war die Glucosemineralisation sowohl nach der ersten als auch der zweiten Zugabe am höchsten. Insgesamt nahm die Glucosemineralisation nach 60 Tagen in der Reihenfolge Sand (60%) < Holz (67%) < Roggen (76%) < Mais (82%) zu, d.h. alle verkohlten Materialien förderten die Glucosemineralisation. Dies liegt möglicherweise daran, daß die verkohlten Materialien mehr Oberflächen für das Wachstum von Mikroorganismen bieten und keine Stabilisierung von Glucosemetaboliten durch Adsorption stattfindet.

Aus Abb. 2 geht hervor, daß alle pyrogenen Materialien auch in den Kontrollen ohne Glucosezugabe mineralisiert wurden, wobei die Mineralisation in der zweiten Inkubationsphase von Tag 26-60 geringer war als in der ersten. Das verkohlte Holz wurde am schlechtesten mineralisiert (0,26% nach 60d), gefolgt von verkohltem Roggen- (0,72%) und Maisstroh (0,78%). Daraus ergeben sich mittlere Verweilzeiten von 76 bzw. 39 Jahren. Ähnliche Verweilzeiten wurden von Bird et al. (1999) für  $C_{pyr}$  in subtropischen Böden berechnet.

Außerdem ist in Abb. 2 zu erkennen, daß durch die Glucosezugaben alle pyrogenen Materialien stärker

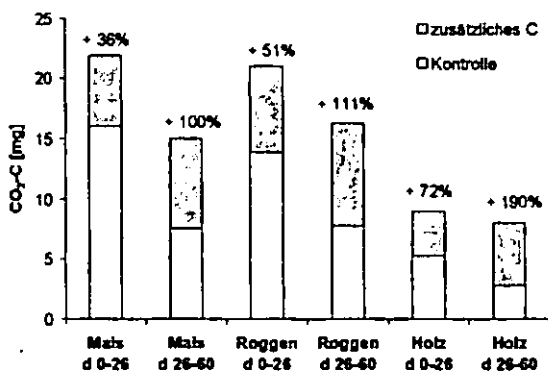


Abb. 2: Mineralisation der pyrogenen Materialien in den Kontrollen und nach erster (Tag 0-26) bzw. zweiter (Tag 26-60) Glucosezugabe. Die Prozentzahlen geben die Steigerung der Mineralisation der pyrogenen Materialien durch die Glucose im Vergleich zur Kontrolle an (= Priming Effekt).

mineralisiert worden sind als in den Kontrollen. Diese positiven Priming Effekte waren nach der zweiten Glucosezugabe stärker und haben die  $C_{pyr}$  Mineralisation im Vergleich zur Kontrolle mindestens verdoppelt. Am stärksten wurde sowohl nach der ersten als auch der zweiten Glucosezugabe die Mineralisation des verkohlten Holzes gefördert.

Abb. 3 zeigt, daß in Perioden höherer Glucosemineralisation auch eine verstärkte zusätzliche Mineralisation der verkohlten Materialien erfolgte. Dieser deutliche zeitliche Zusammenhang zwischen Glucose-

mineralisation und Priming Effekten deutet darauf hin, daß der stärkere Abbau der verkohlten Materialien zu einem großen Teil durch Cometabolismus oder Aufhebung der Energiesubstratlimitierung erklärt werden kann.

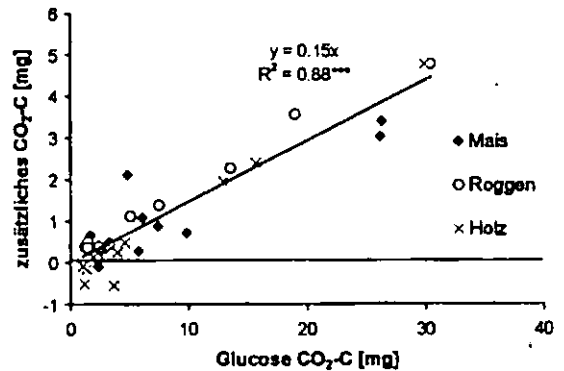


Abb. 3: Beziehung zwischen Glucosemineralisation und zusätzlicher Mineralisation der pyrogenen Materialien für alle untersuchten Zeitintervalle während der Inkubation.

### Schlußfolgerungen

Die Mineralisation aller verkohlten Materialien wurde durch Glucose stark gefördert, wobei die zweite Glucosezugabe einen stärkeren positiven Priming Effekt hervorgeufen hat als die erste. Gleichzeitig bestand eine deutliche zeitliche Beziehung zwischen Priming Effekt und Glucosemineralisation. Dies deutet darauf hin, daß Cometabolismus ein wichtiger Mechanismus für den Abbau von  $C_{pyr}$  sein kann. Auch die Mineralisation der Glucose wurde durch alle verkohlten Materialien gefördert, da diese vermutlich Oberflächen für das Wachstum von Mikroorganismen bieten.

Somit ist ein interaktives Priming zwischen porösen stabilen ( $C_{pyr}$ ) und labilen (Glucose) C-Quellen in Böden denkbar.

### Literatur

Bird, M.L., Moyo, C., Veenendaal, E.M., Lloyd, J., Frost, P., 1999. Stability of elemental carbon in savanna soil. *Global Biogeochem. Cycles* 13, 923-932.

Hamer, U., Marschner, B., 2002. Priming effects of sugars, amino acids, organic acids and catechol on the mineralization of lignin and peat. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165, 261-268.

Hamer, U., Marschner, B., Brodowski, S., Amelung, W., 2003. Interactive priming of black carbon and glucose mineralisation. *Org. Geochem.* (submitted).

Jonker, M.T.O., Koelmans, A.A., 2002. Sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls to soot and soot-like materials in the aqueous environment: mechanistic considerations. *Environ. Sci. Technol.* 36, 3725-3734.

Kuz'yakov, Y., Friedel, J. K., Stahr, K., 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biol. Biochem.* 32, 1485-1498.

Ponomarenko, E.V., Anderson, D.W., 2001. Importance of charred organic matter in Black Chernozem soils of Saskatchewan. *Can. J. Soil Sci.* 81, 285-297.

Shindo, H., 1991. Elementary composition, humus composition, and decomposition in soil of charred grassland plants. *Soil Sci. Plant Nutr.* 37, 651-657.

## Zum Schwermetallhaushalt von Kippstandorten des Lausitzer Braunkohlenreviers nach Einsatz organischer Abfälle

Michael Haubold-Rosar<sup>1</sup>, Martin Gast und Joachim Katzur

### 1 Einleitung

Durch den Abbau von Braunkohle im Tagebaubetrieb werden Landschaft und Landschaftshaushalt großflächig und tiefgreifend zerstört (im Lausitzer Revier ca. 80.000 ha).

Ein vorrangiges Ziel der Wiedernutzbarmachung ist die Wiederherstellung der Böden und ihrer Funktionen (rekultivierte Flächen ca. 46.000 ha, davon 60 % FN, 20 % LN). Dabei ist der rasche Aufbau eines ausgewogenen Humus- und Nährstoffhaushaltes von besonderer Bedeutung. Zu diesem Zweck können Bodenverbesserungsmittel aus organischen Abfällen wie z.B. Klärschlämme oder Komposte sinnvoll eingesetzt werden. Im Rahmen von F/E-Vorhaben<sup>2</sup> wurde auch die Umweltverträglichkeit derartiger Maßnahmen im Hinblick auf den Schwermetallhaushalt der meliorierten Kippböden untersucht.

### 2 Material und Methoden

Das Probenmaterial wurde aus zwei Großlysimeterversuchen des FIB in Grünewalde gewonnen (Schwerkraftlysimeter, Grundfläche: 1 m<sup>2</sup>, Höhe: 3 m). Zu Beginn der landwirtschaftlichen Rekultivierung wurden die beiden tertiären, schwefelsauren Kippsubstrate (oj-(x)ls, oj-xls) mit Braunkohlensasche bis 1 m Tiefe, die beiden quartären Substrate (oj-ss, oj-ls) mit Düngekalk bis 0,6 m Tiefe gekalkt (Tab.1). Die organischen Abfallstoffe (Tab. 2) und die erste Mineraldüngergabe wurden anschließend bis 30 cm Tiefe eingearbeitet. Danach erfolgte eine einheitliche Bewirtschaftung über 7 Jahre. Mit den Abfallstoffen wurden z.T. hohe Schwermetallfrachten ausgebracht (Tab. 3).

Bestimmungsmethoden Schwermetallgehalte:

Gesamt: KW-Aufschluss (DIN 38414, Teil 7)

Mobil: in 1M NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-Lsg. (DIN 19730)

Sequentielle Extraktion: n. Zeien & Brümmer 1989

### 3 Ergebnisse und Diskussion

Die Schwermetall-Gesamtgehalte (Cd, Pb, Zn) der behandelten Kippböden wurden vor allem durch den Einsatz hoher Kompostgaben angehoben (Tab. 4). Mit Ausnahme der Zinkgehalte nach der höchsten Kompostgabe (500 t TS ha<sup>-1</sup>) wurden die Vorsorgewerte der BBodSchV für eine landwirtschaftliche Folgenutzung jedoch eingehalten.

Tab. 1: Eigenschaften der Kippsubstrate

	T+U <sup>1)</sup> [%]	C <sub>org</sub> <sup>1)</sup> [%]	S <sub>i</sub> <sup>1)</sup> [%]	pH <sup>2)</sup>	KAK <sub>pot</sub> <sup>1)</sup> [mmol <sub>c</sub> 100g <sup>-1</sup> ]
oj-(x)ls	9,0 13,2	1,1 3,2	0,18 0,39	2,1/4,9	6,1 13,9
oj-xls	14,1 16,9	2,7 3,9	0,35 0,36	3,0/5,1	12,3 19,3
oj-ss	4,1	<0,1	<0,01	6,4	2,6
oj-ls	27,5	<0,1	<0,02	4,8/6,1	6,3

<sup>1)</sup> kursiv: nach Zerstörung von Kohlepartikeln > 2mm durch Gefriertrocknung

<sup>2)</sup> kursiv: pH-Wert nach Grundmelioration mit Braunkohlenfilterasche bis 1 m Tiefe ((x)ls, xls) bzw. Melioration mit Düngekalk bis 0,6 m Tiefe (ls)

Tab. 2: Eigenschaften der organischen Abfallstoffe

	Organische Abfallstoffe:					
	KS	KT	KKII	BGK	KS <sup>1)</sup>	BGK <sup>2)</sup>
pH (H <sub>2</sub> O)	9,8	7,5	8,3	7,8	-	-
org. Subs. [%]	32	43	41	39	-	-
Zn [mg/kg]	506	64	186	380	2500/ 2000	400
Cd [mg/kg]	1,2	0,3	0,8	0,8	10/5	1,5
Pb [mg/kg]	24	6	17	150	900	150

<sup>1)</sup> Grenzwerte AbfKlärV 1992 (kursiv: für Böden mit einem Tongehalt < 5 % oder pH 5 - 6)

<sup>2)</sup> Grenzwerte BioAbfV 1998 (kursiv: für eine Aufbringungsmenge von 20 t TS in 3 Jahren)

Tab. 3: Mit organischen Abfallstoffen ausgebrachte Schwermetallfrachten (Abfallmengenangaben in t TS ha<sup>-1</sup>)

Variante	Frachten [kg ha <sup>-1</sup> ]		
	Zn	Cd	Pb
5 KS	2,5	0,006	0,1
10 KS	5,1	0,012	0,2
25 KS + 100 KT	19,0	0,063	1,2
25 KK II	4,7	0,020	0,4
50 BGK	19,0	0,041	7,5
250 BGK	95,0	0,205	37,5
500 BGK	190,0	0,410	75,0

Die Gehalte mobiler Schwermetalle sind im Vergleich zu den in der Literatur und der Gesetzgebung angeführten Prüfwerten gering (Tab. 5). Tendenziell treten die höchsten Cd- und Zinkgehalte in den rein mineralisch gedüngten Varianten auf. Die Anhebung der pH-Werte und der Gehalte organischer Substanz durch die Applikation der organischen Bodenverbesserungsmittel (Tab.4) wirken sich positiv auf die Schwermetallbindung aus.

<sup>1</sup> Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V., Brauhausweg 2, 03238 Finsterwalde, www.fib-ev.de

Tab. 4: pH-Werte, C<sub>org</sub>-Gehalte (7. Rekultivierungsjahr) und Schwermetallgesamtgehalte der Kippböden nach Einsatz der Bodenverbesserungsmittel

Variante	pH	C <sub>org</sub> [%]	Cd [µg/kg]	Zn [µg/kg]
<b>oj-(x)ls</b>				
min. Düng.	5,1	1,98	0,01	5,5
5 KS	5,1	2,09	0,01	6,1
10 KS	5,4	1,99	0,01	6,7
25 KS+100 KT	5,3	2,65	0,03	9,9
25 KK II	5,0	1,97	0,02	6,6
50 BGK	5,3	2,65	0,02	11,9
250 BGK	5,8	3,15	0,06	29,2
500 BGK	6,4	3,35	0,10	48,6
<b>oj-ss</b>				
min. Düng.	5,1	0,27	0,01	7,2
50 BGK	6,0	0,35	0,02	11,2
250 BGK	6,9	0,81	0,05	26,2
500 BGK	7,0	1,13	0,09	43,4
Vorsorgewerte BBodSchV (Sand, LN)			0,28	42,0

Die sequentielle Extraktion von Schwermetallfraktionen ergab, dass in den mit hohen Kompost- sowie Klärschlamm + Kohletrübe-Gaben behandelten Böden ein deutlich größerer Teil der Schwermetalle organisch gebunden ist (s: Beispiel Zn in Abb. 1). Auch die Kohle der tertiären Böden trägt zur Schwermetallbindung bei. Der Anteil der mobilen Fraktion ist nach hohen Gaben organischer Bodenverbesserungsmittel deutlich geringer als nach rein mineralischer Düngung.

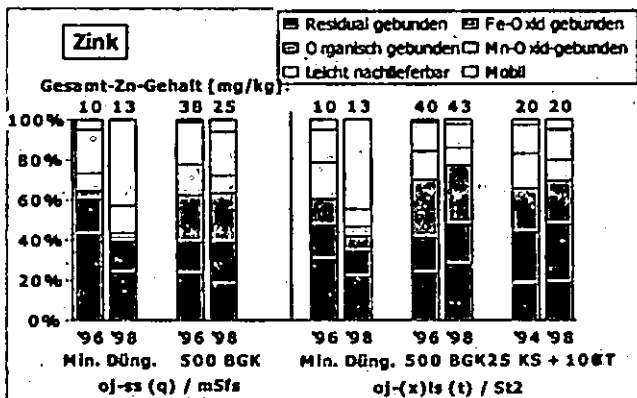


Abb. 1: Zn-Fractionen der Kippböden nach Einsatz organischer Abfallstoffe (Anwendungsjahr 1994 bzw. 1996)

Die Analyse von Pflanzenproben ergab keine Hinweise auf eine Schwermetallbelastung der angebauten Nahrungs- und Futterpflanzen (Winterroggen, Sommerraps, Luzernegras, Grasgemenge).

Tab. 5: Gehalte mobiler Schwermetalle der Kippböden im 1. und 7. Jahr nach Einsatz der Bodenverbesserungsmittel

Variante	Mobile Fraktion [µg/kg]			
	Cd		Zn	
	1. Jahr	7. Jahr	1. Jahr	7. Jahr
<b>oj-(x)ls</b>				
min. Düng.	18	<10	3400	<1000
5 KS	12	n.gem.	1750	n.gem.
10 KS	11	n.gem.	2550	n.gem.
25 KS+100 KT	<10	<10	1100	<1000
25 KK II	16	n.gem.	3500	n.gem.
50 BGK	<10	<10	2500	1400
250 BGK	<10	<10	2000	1650
500 BGK	<10	<10	<1000	<1000
<b>oj-xls</b>				
min. Düng.	10	<10	<1000	<1000
5 KS	5	n.gem.	<1000	n.gem.
10 KS	9	n.gem.	<1000	n.gem.
25 KS+100 KT	6	<10	<1000	<1000
25 KK II	6	n.gem.	<1000	n.gem.
50 BGK	<2	<2	<1000	<1000
250 BGK	<2	<2	<1000	<1000
500 BGK	<2	<2	<1000	<1000
<b>oj-ss</b>				
min. Düng.	10	6	4500	1550
50 BGK	<2	<2	3000	<1000
250 BGK	<2	<2	<1000	<1000
500 BGK	<2	<2	<1000	<1000
<b>oj-ls</b>				
min. Düng.	10	6	3000	<1000
50 BGK	<2	<2	1500	<1000
250 BGK	<2	<2	<1000	<1000
500 BGK	<2	<2	<1000	<1000

Prüfwerte:	100 <sup>2)3)</sup>	5000 <sup>4)</sup>
- Sickerwasser		
- Nahrungs-/ Futterpflanzen	25 <sup>3)/4)5)</sup>	5000 <sup>3)/2000<sup>5)</sup></sup>

1) NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-Extrakt 2) Liebe et al. (1995)  
 3) Hildenbrand et al. (1996) 4) Bachmann (1997)  
 5) BBodSchV (1999) n.gem. - nicht gemessen

#### 4 Schlussfolgerungen

Beim Einsatz von organischen Abfallstoffen (Kompost, Klärschlamm) als Bodenverbesserungsmittel zu Beginn der Rekultivierung von Kippenflächen ist eine schädliche Kontamination von Boden, Pflanzen und Grundwasser auszuschließen, wenn in den Abfallstoffen die entsprechenden Schwermetallgrenzwerte der BioAbfV sowie der AbfKlärV eingehalten, in den hergestellten Meliorationshorizonten die für eine landwirtschaftliche Folgenutzung angeführten Vorsorgewerte der BBodSchV nicht überschritten und eine dem Stand der Technik entsprechende tiefgründige und nachhaltige Kalkung durchgeführt werden (Ziel-pH 6,0 bei Sanden und 6,5 bei Lehmsanden/ Lehmen).

<sup>2</sup> Die Untersuchungen sind Teil der durch das BMBF und die LMBV mbH geförderten F/E-Vorhaben FKZ 1470933 und 0339646B



# Lassen sich Säulenversuche für die Sickerwasserprognose standardisieren?

L. Hopp<sup>1</sup>, S. Peiffer<sup>1</sup>, W. Dumer<sup>2</sup>

## 1 Einleitung

Grundlage für die Beurteilung einer Grundwassergefährdung durch Bodenbelastungen ist die Kenntnis gelöster und mobilisierbarer Stoffe im Bodensickerwasser. Gemäß der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung ist für diese Beurteilung das Instrumentarium der Sickerwasserprognose zu verwenden, das eine Abschätzung der Freisetzung und Verlagerung von Schadstoffen liefern soll. Zur Charakterisierung der Freisetzung, also der Quellstärke von belasteten Bodenbereichen, werden meist Materialuntersuchungen im Labor herangezogen. Neben der Repräsentativität muss ein für den Routineeinsatz geeignetes Verfahren auch eine gewisse Reproduzierbarkeit aufweisen. In der vorliegenden Studie wurde überprüft, inwiefern sich mit Säulenversuchen reproduzierbare Ergebnisse bezüglich des Stoffaustrags erzielen lassen.

## 2 Material und Methoden

Die Säulenversuche wurden mit Material eines durch Holzimprägnierungsmittel stark mit Chrom belasteten Bodens durchgeführt. Es wurden sowohl im Feld Bodensäulen entnommen als auch im Labor Säulen mit entsprechendem Mischprobenmaterial gepackt. Folgende Schichten wurden beprobt: H1 (0-30 cm), H4 (30-65 cm), H5 (65-110 cm) und H6 (110-160 cm).

Das Versuchsdesign zeichnete sich durch ungesättigten, gravitationsgesteuerten Fluss mit Fließunterbrechung aus. Als Perkolationslösung diente eine 0.002M KNO<sub>3</sub>-Lösung im Austausch mit einer 0.002M KCl-Lösung, um anhand des Chloriddurchbruchs Transportparameter anpassen zu können.

## 3 Ergebnisse

Die zeitlichen Chrom-Austragskurven waren durch einen hohen Anfangswert, gefolgt von einem mehr oder minder steilen Abfall der Konzentrationen charakterisiert (Abb. 1). Nach dem Fließstopp waren die Konzentrationen wiederum erhöht und sanken im Verlauf der weiteren Perkolations wieder auf ein stabiles Niveau ab.

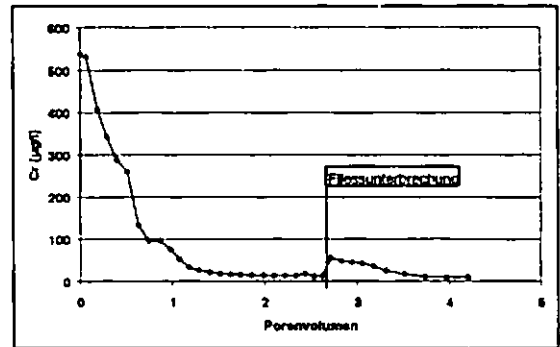


Abb. 1: Chrom-Austragskurve

Das Ausmaß des Konzentrationsabfalls und das sich einstellende Konzentrationsniveau variierten in Abhängigkeit der beprobten Schicht und der betrachteten Varianten Feldsäulen/Laborsäulen. Um diese Unterschiede näher zu beleuchten, wurden nicht Konzentrationsverläufe, sondern ausgetragene Stoffmengen innerhalb bestimmter Porenvolumen miteinander verglichen.

In Abb. 2 und 3 wurden die ausgetragenen Stoffmengen während des ersten Porenvolumens vor dem Stopp und des ersten Porenvolumens nach dem Stopp, jeweils für Feld- und Laborsäulen, einander gegenübergestellt.

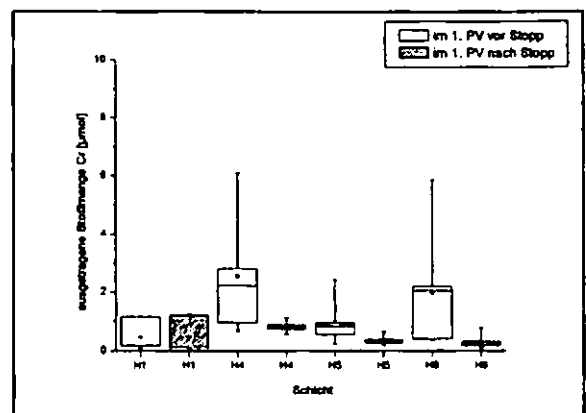


Abb. 2: Feldsäulen - Ausgetragene Stoffmenge an Cr im 1. PV vor und nach Stopp

<sup>1</sup>Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth; Luisa.Hopp@uni-bayreuth.de

<sup>2</sup>Institut für Geoökologie, TU Braunschweig, Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig

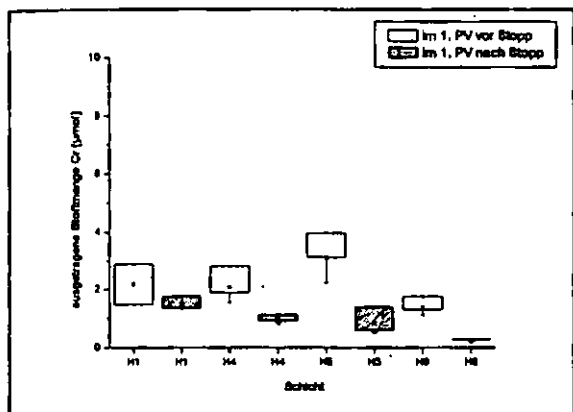


Abb. 3: Laborsäulen - Ausgetragene Stoffmenge an Cr im 1. PV vor und nach Stopp

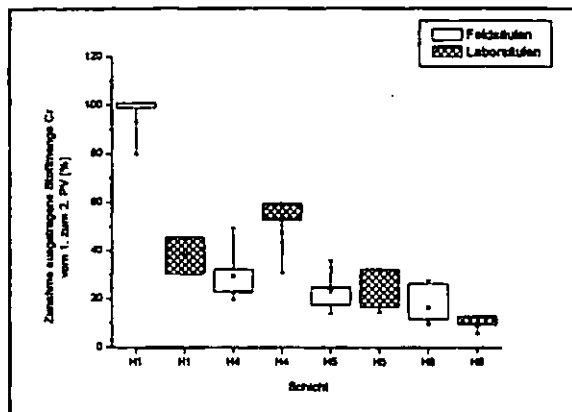


Abb. 5: Nachlieferung von Cr

Man erkennt, dass nach dem Stopp die Streuungen jeweils deutlich geringer sind und dass sich mit zunehmender Beprobungstiefe die ausgewaschenen Stoffmengen verringern. Im Hinblick auf die Wiederholbarkeit des Verfahrens scheint eine Betrachtung der Werte nach der Fliessunterbrechung, wenn alle Säulen eine ähnliche Vorbehandlung erfahren haben, günstiger. Um sich einen hohen zeitlichen und finanziellen Beprobungsaufwand im Feld mit der Entnahme von Bodensäulen zu ersparen, sollten im Labor befüllte Säulen die mittleren Verhältnisse der betrachteten Tiefenschicht gut nachbilden können. Abb. 4 zeigt, dass dieses mit dem angewendeten Verfahren gut gelingt für die Schichten H4 und H6. In H1 und H5 ergeben sich einige, wenn auch nicht gravierende Unterschiede.

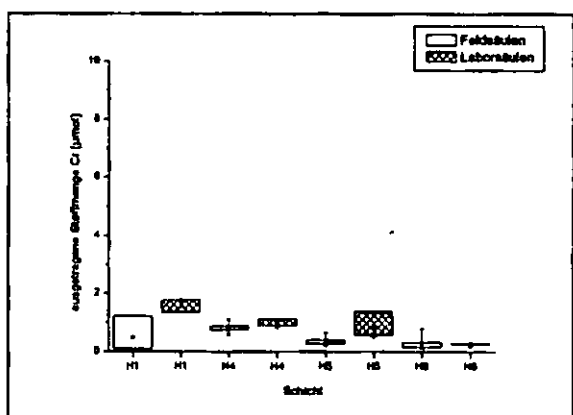


Abb. 4: Vergleich zwischen Feld- und Laborsäulen bzgl. ausgetragener Stoffmenge im 1. PV nach Stopp

Ein Vergleich der Nachlieferung demonstriert die variierende Mobilisierbarkeit von Chrom in den beprobten Bodenschichten. Abb. 5 stellt die Nachlieferung an Chrom, ausgedrückt als prozentuale Zunahme der ausgetragenen Stoffmenge vom ersten Porenvolumen bis zum Ende des zweiten Porenvolumens, dar.

Die Daten der Feldsäulen aus H1 weisen auf das prinzipiell abweichende Freisetzungverhalten von Chrom in dieser Schicht hin: Hier fand über die Zeitdauer der Perkolations eine annähernd konstante Freisetzung statt. Mit zunehmender Tiefe ist eine abnehmende Nachlieferung erkennbar, was als Vorliegen niedrigerer Schadstoffvorräte und/oder stärkerer Bindungen interpretiert werden könnte.

#### 4 Schlussfolgerungen

Es konnte gezeigt werden, dass das vorgeschlagene Perkolationsverfahren reproduzierbare Werte liefert. Es ließen sich Unterschiede im Schadstoffverhalten der untersuchten Bodenschichten erkennen. Ob sich aus dieser Art von Säulenversuch konkrete Informationen über Freisetzungskinetik und Bindungsmechanismen ableiten lassen, so dass letztlich der Mehraufwand eines Säulenversuchs gegenüber einem Elutionsversuch durch einen erhöhten Erkenntnisgewinn gerechtfertigt ist, sollen weitere Arbeiten im Rahmen des Forschungsprojektes zeigen.

## Optimierung der Prognoseeffizienz von erweiterten Freundlich-Sorptionsisothermen – Modellwahl und das Verfahren der lokalen Kalibrierung

Andreas L. Horn<sup>1</sup>, Rolf-Alexander Düring<sup>2</sup>,  
Stefan Gäth<sup>2</sup>

### Einführung

Pedotransferfunktionen sind ein weit verbreitetes Werkzeug zur Abschätzung von Bodeninformationen aus bereits erhobenen Bodendaten. In diesem Zusammenhang stellen erweiterte Freundlich-Sorptionsisothermen Pedotransferfunktionen zur Abschätzung der Festphasenkonzentration eines im Boden sorbierten Elements bzw. einer Verbindung dar. Die Funktionen besitzen die folgende Struktur:

$$S = K \cdot C^m \quad (1a)$$

$$K = \beta_0 \prod_{i=1}^k (P_i)^{\beta_i} \quad (1b)$$

mit  $S$  – Schwermetallkonzentration in der Festphase [ $\text{mg kg}^{-1}$ ];  $C$  – Schwermetallkonzentration in der Bodenlösung [ $\text{mg L}^{-1}$ ];  $K$  – Freundlich-Koeffizient [ $\text{L}^m \text{mg}^{1-m} \text{kg}^{-1}$ ];  $m$  – Freundlich-Exponent [-];  $P_i$  – sorptionsbestimmende Bodeneigenschaften (z.B. pH, Gehalt an organischem Kohlenstoff im Boden, Tongehalt);  $\beta_0, \beta_i$  – Parameter [-],  $k$  – Anzahl der sorptionsbestimmenden Bodeneigenschaften [-];  $i$  – Laufindex [-].

Eine hohe Prognoseeffizienz der Pedotransferfunktionen ist eine zentrale Voraussetzung für die Übertragbarkeit der Modelle. Diese Ansprüche an die Effizienz können bei den erweiterten Freundlich-Sorptionsisothermen jedoch trotz einer hohen Güte der Anpassung innerhalb der Modellparametrisierung häufig nur bedingt erfüllt werden. Es treten charakteristische Abweichungen der prognostizierten von den gemessenen Werten auf, die durch im Modell nicht berücksichtigte Variablen oder eine differierende Gewichtung der bereits betrachteten Einflussgrößen im Modell verursacht werden können.

Abb. 1 zeigt beispielhaft Defizite bei der Prognose der Cd-Festphasenkonzentration in einem Probensatz mit Hilfe einer aus 2237 Datensätzen (402 Bodenproben) parametrisierten erweiterten Freundlich-Isotherme (adjustiertes Bestimmtheitsmaß  $R^2_{\text{adj}} = 0,964$ ). Als Gütemaße wurden der GMER („Geometric Mean Error Ratio“; Optimum GMER = 1) und der GSDER („Geometric Standard Deviation of the Error Ratio“; Optimum GSDER = 1) nach Tietje & Hennings (1996) angegeben.

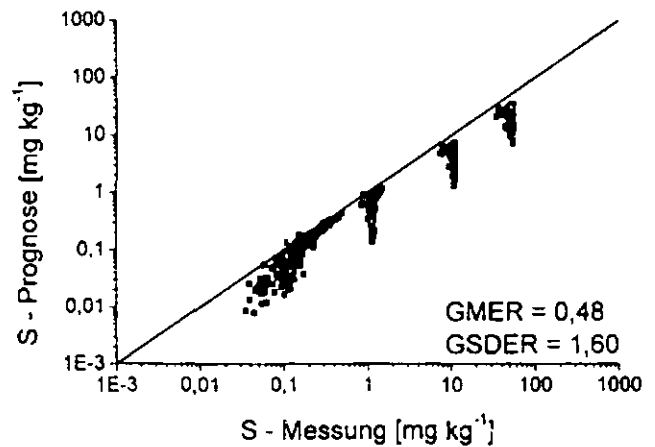


Abb. 1: Prognose der Cd-Festphasenkonzentration in einem Probensatz mit 365 Datensätzen (73 Bodenproben) durch ein Modell vom Typ der erweiterten Freundlich-Isotherme (Anmerkung: die Gruppierung der Daten entsteht durch die Analyse verschiedener Konzentrationsstufen)

Für eine Optimierung der Prognoseeffizienz kommen verschiedene Strategien in Frage. Zum einen kann man das Modell um neue Variablen ergänzen. Dies bedeutet jedoch einen sehr hohen analytischen Aufwand und gewährleistet nicht zwingend eine Verbesserung des Ansatzes. Alternativ lassen sich aus den bereits erhobenen Daten spezialisierte Ansätze entwickeln. Darunter sind Funktionen zu verstehen, deren Einsatzbereich auf ausgewählte naturräumliche Rahmenbedingungen, z.B. eine spezielle Geologie, beschränkt ist. Horn (2003) hat gezeigt, dass bei diesen Funktionen eine Erhöhung der Prognoseeffizienz erreicht werden kann. Eine weitere Möglichkeit bietet die Anwendung eines Korrekturverfahrens, mit dem eine allgemeine erweiterte Freundlich-Isothermen auf die lokalen Bedingungen angepasst wird. Dieses Verfahren, hier mit der Bezeichnung „lokale Kalibrierung“ eingeführt, soll im Folgenden näher dargestellt werden.

### Prinzip der lokalen Kalibrierung

Es soll folgende Situation gelten: Man habe eine Bodenprobe aus einem Untersuchungsgebiet entnommen, deren grundlegende Bodeneigenschaften und

<sup>1</sup> Ökologiezentrum, Christian-Albrechts-Universität Kiel, Olshausenstr. 40, D-24098 Kiel  
Mail: ahorn@hydrology.uni-kiel.de

<sup>2</sup> Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Justus-Liebig-Universität Gießen, Heinrich-Buff-Ring 26-32, D-35392 Giessen

das Sorptionsverhalten im Labor analysiert und gleichzeitig eine Prognose der Sorption durch eine erweiterte Freundlich-Isotherme durchgeführt. Stellt man die prognostizierten über den gemessenen Werten entsprechend Abb. 1 dar und berechnet anschließend eine Regression der beiden Größen, so zeigt die Regressionsgerade eine charakteristische Abweichung von der 1:1-Linie (Abb. 2).

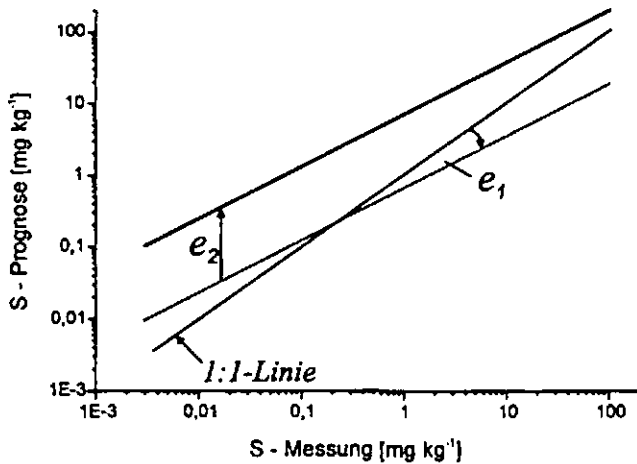


Abb. 2: Schematische Darstellung der Auswirkung eines Fehlers des Freundlich-Exponenten ( $e_1$ ) und eines Fehlers des Freundlich-Koeffizienten ( $e_2$ ) auf die Vorhersage der Konzentration in der Festphase

In dieser Abweichung überlagern sich zwei Fehlertypen: Zum einen ein Fehler im Freundlich-Exponenten, der zu einer Rotation der Regressionsgeraden im Vergleich zur 1:1-Linie führt ( $e_1$  in Abb. 2), zum anderen ein Fehler im Freundlich-Koeffizienten, der eine Parallelverschiebung der Regressionsgeraden im Vergleich zur 1:1-Linie verursacht ( $e_2$  in Abb. 2). Das Verfahren der lokalen Kalibrierung (Horn, 2003) erlaubt nun eine Abschätzung der Fehleranteile, die umgekehrt wieder als Korrekturfaktoren zur Erhöhung der Prognoseeffizienz in die erweiterte Freundlich-Isotherme aufgenommen werden können.

#### Prognoseeffizienz nach der lokalen Kalibrierung

Der Ansatz wurde an dem in Abb. 1 gezeigten Probensatz und dem oben beschriebenen Modell für Cd getestet. Dabei wurde davon ausgegangen, dass ein Profil in dem Untersuchungsgebiet beprobt und zur Korrektur verwendet wurde.

Die korrigierte Prognose (Abb. 3) zeigt eine deutliche Verbesserung des GMER, der GSDER bleibt dagegen nahezu unverändert. Dieses Verhalten kann in allen Fällen, bei denen ein Profil aus dem Probensatz zur Korrektur verwendet wird (insgesamt standen 18 Profile zur Verfügung), beobachtet werden (o. Abb.). Korrekturen mit zwei oder drei Profilen führen zu einem ähnlichen Ergebnis. Auch wenn alternativ die

Strategie verfolgt wird, dass die Korrekturdaten aus einem, zwei oder drei Oberböden gewonnen werden, lässt sich eine Verbesserung feststellen. Sie ist jedoch nicht so ausgeprägt wie bei der Strategie, ganze Profile zu beproben.

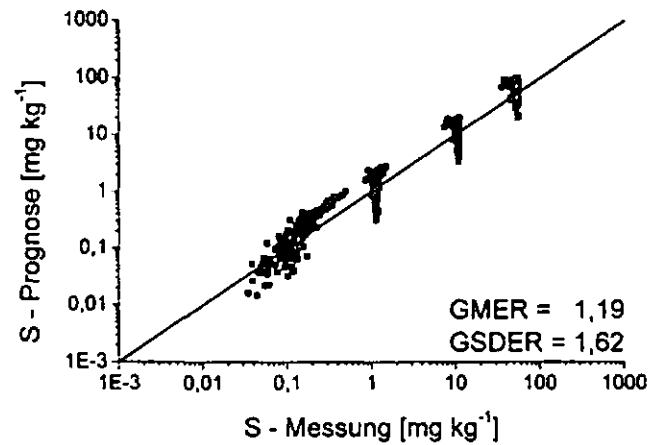


Abb. 3: Prognose der Cd-Festphasenkonzentration in dem Probensatz aus Abb. 1 mit Hilfe des durch Daten von einem Profil lokal kalibrierten Modells

#### Fazit

- Die Übertragbarkeit erweiterter Freundlich-Isothermen ist problematisch und kann zu Defiziten in der Prognoseeffizienz führen.
- Eine Erweiterung der Modelle ist auf Grund des hohen analytischen Aufwands nur bedingt sinnvoll, es besteht Bedarf zur Entwicklung neuer Konzepte zur Erhöhung der Prognoseeffizienz.
- Das Verfahren der lokalen Kalibrierung sowie die Spezialisierung der Pedotransferfunktionen sind erfolgreiche Ansätze zur Verbesserung der Prognoseeffizienz.

#### Literatur

- Horn, A., 2003. Beiträge zur Parametrisierung und Validierung erweiterter Freundlich-Isothermen für die Beschreibung der Sorption von Cd, Zn, Ni und Cu im Boden. Dissertation, Universität Gießen.
- Tietje, O. & Hennings, V., 1996. Accuracy of the saturated hydraulic conductivity prediction by pedo-transfer functions compared to the variability within FAO textural classes: Geoderma 69, 71-84.

#### Danksagung

Dieses Projekt wird von der Deutschen Forschungsgemeinschaft im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 299 „Landnutzungskonzepte für periphere Regionen“ gefördert.

## Retention und Mobilisierungspotential montanhistorischer Schwermetalleinträge in Auenböden am Oberlauf der Vils/Opf.

Kerstin Hürkamp<sup>1</sup>, Thomas Raab<sup>2</sup> & Jörg Völkel<sup>1</sup>

### Einleitung

Im nördlichen Vilstal sind Fluß und Auensedimente durch einen historischen Bleierzbergbau, der seit 1427 belegt ist und bis 1945 andauerte, mit Schwermetallen kontaminiert. Noch heute sind Spuren der ehemaligen Exploration in Form von Bergwerksruinen, Verhüttungsplätzen sowie Erz- und Schlackehalden sichtbar. Die anthropogen verursachten Schwermetallanreicherungen in den Auensedimenten sollen in einem Promotionsvorhaben, das eingebunden ist in das Regensburger DFG-GRK 462 „Paläoökosystemforschung und Geschichte“, bilanziert, datiert und deren Mobilisierungspotential charakterisiert werden.

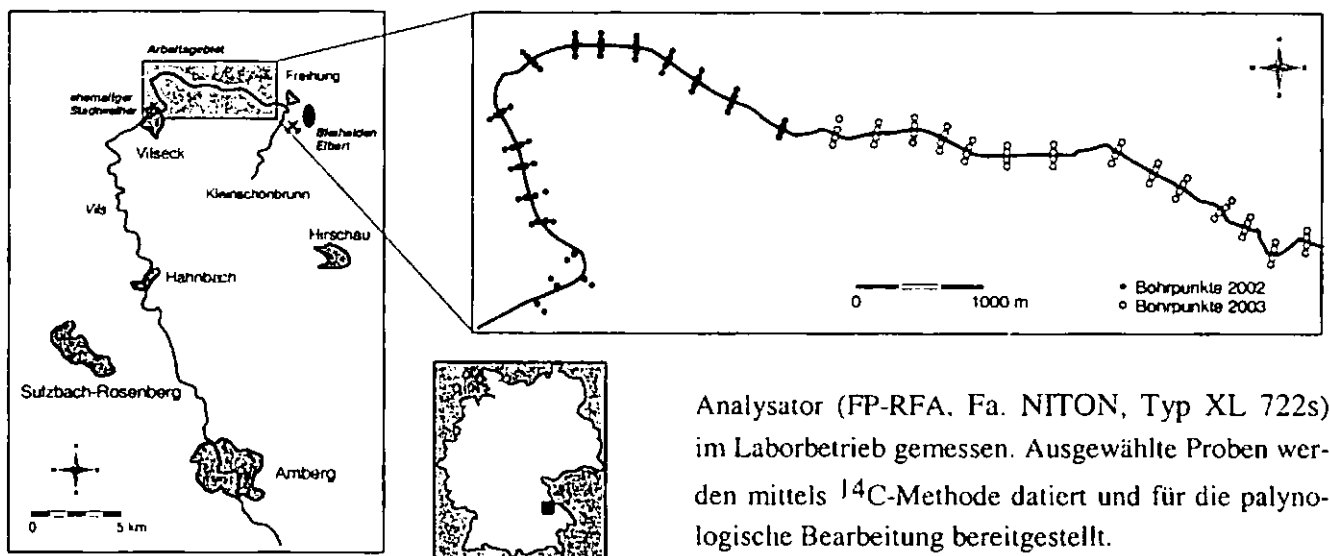


Abb. 1: Übersichtskarte mit Lage des Arbeitsgebietes und der Rammkernsondierungen.

### Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (Abb. 1) liegt im nördlichen Vilstal zwischen Vilsseck und Freihung (Lkr. Amberg-Sulzbach). Es umfaßt einen Flußabschnitt von 12 km der 87 km langen oberpfälzischen Vils. Die Geologie ist geprägt durch die Freihunger Störungszone, in der keuperzeitliche Benkersandsteine aufgeschlossen sind, die mit sulfidischen und sekundär karbonatischen Bleierzern imprägniert wurden (GUDDEN 1975).

### Methoden

Die Auenböden werden mittels Rammkernsondierungen meter- und horizontweise beprobt und feldbodenkundlich-sedimentologisch beschrieben. Dazu werden drei Schnitte pro Flußkilometer durch die Vilsau gelegt, die jeweils vier Bohrungen bis 5 m Tiefe enthalten. Die Lage der Bohrpunkte ist aus Abb.1 zu entnehmen. Neben der Bestimmung bodenkundlicher Standardparameter (pH-Wert in CaCl<sub>2</sub>, Gehalt an organischem Kohlenstoff und Korngrößenverteilung) liegt der Schwerpunkt auf der Schwermetallanalytik. An den Meterproben werden die Gesamtgehalte (Königswasseraufschluß) sowie die Gehalte in den Eluaten (nach DIN 38414-4) der Elemente Pb, Zn und As mittels ICP-MS (VG ELEMENTAL, Typ Plasma-Quad PQ3-S-Option) bestimmt. Für eine detailliertere Kernaufnahme werden die horizontbezogenen Proben mit einem feldportablen Röntgenfluoreszenz-

Analysator (FP-RFA, Fa. NITON, Typ XL 722s) im Laborbetrieb gemessen. Ausgewählte Proben werden mittels <sup>14</sup>C-Methode datiert und für die palynologische Bearbeitung bereitgestellt.

### Zwischenergebnisse

Bisher wurden auf einer Laufstrecke von 5 km 60 Profile abgeteufelt, deren Schichtaufbau weitestgehend identisch ist. In den ersten beiden Metern wechseln Niedermoortorfe (nH-Horizonte) mit schluffigen bis lehmigen, z.T. aber auch sandigen Auensedimenten, die mehr oder weniger stark hydromorph überprägt sind (aM/aG-Horizonte). Diese Wechsellagerungen überdecken Sande und Schotter (aIC-Horizonte). Die Abfolge endet in der Regel auf dem verwitterten Ausgangsgestein (ICv).

Universität Regensburg, DFG-GRK 462

<sup>1</sup> Inst. f. Geographie, AG Landschaftsökologie & Bodenkunde

<sup>2</sup> Inst. f. Geschichte, Lst. f. Vor- und Frühgeschichte

93040 Regensburg

e-mail: kerstin.huerkamp@geographie.uni-regensburg.de

Die horizontbezogene RFA-Bestimmung belegt zumeist einen negativen Tiefengradienten der Schwermetallgehalte. Die höchsten Konzentrationen liegen in den Ap-, aM- und aGo-Horizonten der obersten Meter (Abb. 2).

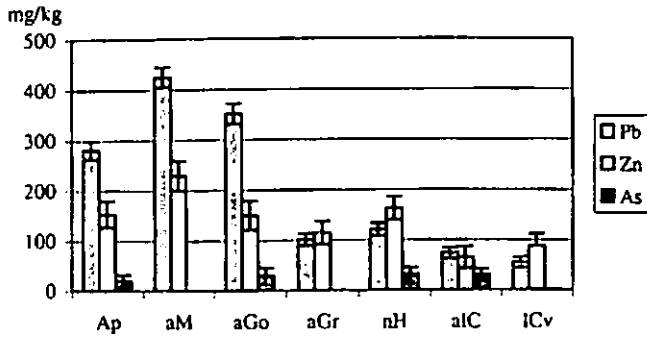


Abb. 2: Gemittelte Schwermetall-Konzentrationen und Standardabweichungen in verschiedenen Bodenhorizonten aller bisher ausgewerteten Bohrkerns (Messungen mittels FP-RFA).

Die Absolutgehalte schwanken elementspezifisch und extraktionsabhängig sehr stark und nehmen in der Reihenfolge Pb > Zn >> As ab (Tab. 1). Für Pb wurden die höchsten Gehalte mit 1520 mg/kg gemessen, was im Schnitt dem 3,6fachen der höchsten Zn-Konzentration und dem 30fachen des As-Gehaltes entspricht. Der eluierbare Anteil der untersuchten Schwermetalle ist sehr gering. Der höchste Anteil wird für Zn mit lediglich 2% bestimmt.

Tab. 1: Statistische Kennwerte der Schwermetallkonzentrationen (Messungen mittels ICP-MS).

	Königswasser (KW)			Eluate (E)		
	Pb mg/kg	Zn mg/kg	As mg/kg	Pb mg/l	Zn mg/l	As mg/l
Anzahl der Werte n	291	291	291	293	293	236
Maximalwert	1519,9	417,5	50,7	9,30	28,61	0,36
Anteil E an KW [%]				0,61	6,85	0,71
Minimalwert	1,7	1,7	0,2	0,0005	0,02	0,0005
Anteil E an KW [%]				0,03	1,18	0,25
Mittelwert	95,39	54,87	6,43	0,34	1,10	0,04
Anteil E an KW [%]				0,36	2,00	0,62
Median	44,24	37,41	5,19	0,06	0,48	0,01
Anteil E an KW [%]				0,14	1,28	0,19

Gesamtgehalte und eluierbare Anteile der Schwermetalle im obersten Meter der Auenböden ändern sich im Verlauf der Vils deutlich (Abb. 3). Sie nehmen mit zunehmender Entfernung von einer potentiellen Hauptquelle des Schadstoffeintrages (Bergbauhalden bei Elbart, vgl. Abb. 1) merklich ab.

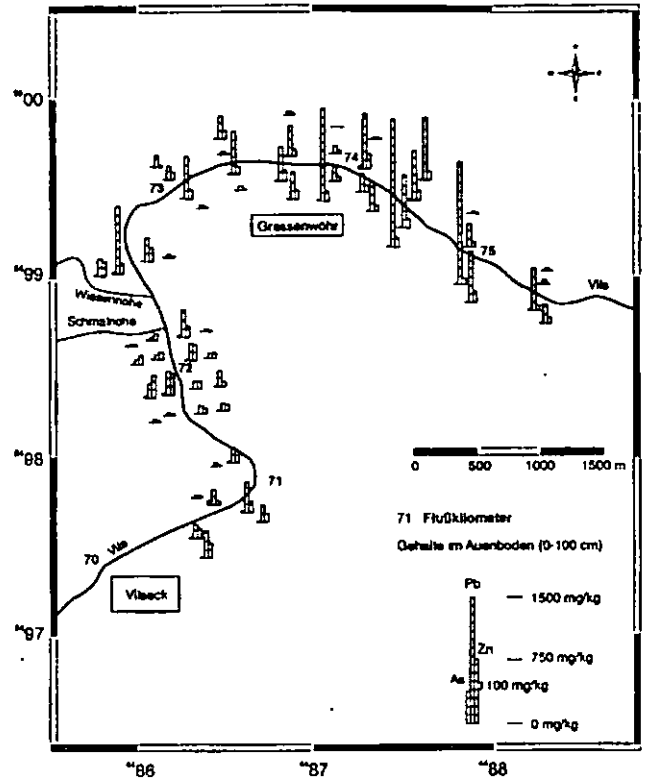


Abb. 3: Absolute Schwermetallgehalte im Auenboden der einzelnen Rammkernsondierungen (Messungen mittels ICP-MS).

### Schlußfolgerungen

Die relativ niedrigen Gehalten in den Eluaten belegen, daß die untersuchten Schwermetalle Pb, Zn und As im vorliegenden pH-Milieu nahezu immobil sind und überwiegend durch den fluviatil-partikulären Transport im Zuge der Auensedimentation während oder nach der aktiven Bergbauphase eingetragen wurden sowie aktuell gespeichert werden.

In Anbetracht geplanter Renaturierungsmaßnahmen mit Veränderungen im fluvialgeomorphologischen Geschehen der Vils stellen die Auenböden aufgrund ihrer z.T. hohen Gesamtgehalte per se eine potentielle Schadstoffquelle dar. Zur Erfassung des genauen Mobilisierungspotentials müssen weitere Untersuchungen (Sequentielle Extraktion) durchgeführt werden.

### Literatur

GUDDEN, H. (1975): Zur Bleierz-Führung in Trias-Sedimenten der nördlichen Oberpfalz.- *Geologica Bavarica* 74: 33-55; 4 Abb., 1 Beil.; Bayerisches Geologisches Landesamt, München.

# Wasseraufnahmeverhalten von hydrophoben und benetzbaren Böden

Julia Hurraß und Gabriele E. Schaumann

## 1. Einleitung

Die Benetzbarkeit beeinflusst das Wasseraufnahmeverhalten und damit Sorptions- und Transportprozesse im Boden. Dennoch ist bisher wenig über die Auswirkungen von hydrophobem Verhalten im Boden auf den Wasseraufnahmeprozess bekannt. Nachdem sich für hydrophobe und benetzbare Proben aus dem Tiergarten (Berlin) Unterschiede der OBS in den wässrigen Bodenextrakten gezeigt hatten, wurde die Wasseraufnahme dieser Proben untersucht.

Bei hydrophoben Proben läuft der Benetzungsvorgang langsam ab, und die Porenoberflächen verlieren dabei durch die Wechselwirkungen mit den Wassermolekülen ihre Hydrophobizität (Schaumann et al. 2003; Todoruk et al. 2003). In den hier vorgestellten Experimenten wurde dieser Prozess durch NMR-Messungen und die Untersuchung der Gefrierbarkeit des Wassers im Boden charakterisiert.

## 2. Material und Methoden

### 2.1. Bodenproben

Für die Untersuchung wurden zwei Bodenproben aus dem Tiergarten in Berlin verwendet. Sie stammen beide aus dem A<sub>b</sub>-Horizont desselben anthropogen beeinflussten Standorts. Obwohl sie nur 10 cm voneinander entfernt entnommen wurden, unterscheiden sie sich deutlich in ihrer Hydrophobizität. Tabelle 1 gibt einen Überblick über einige Probeneigenschaften.

Tab. 1: Probencharakterisierung

Probe	Wassergehalt	C <sub>org</sub>	pH	WDPT
hydrophob	12 %	4,1 %	3,7	3:18 h
benetzbar	30 %	4,4 %	5,0	0 s

### 2.2. Methodik

Der Benetzungsvorgang wurde mit drei unabhängigen Methoden untersucht:

Die direkte Messung der Wasseraufnahme wurde gravimetrisch vorgenommen, wobei die Befeuchtung einerseits über die flüssige Phase und andererseits über die Gasphase erfolgte. Für die Wasseraufnahme über die flüssige Phase diente eine Keramikplatte (keine Druckdifferenz). Für die Wasseraufnahme über die Gasphase wurde ein wassergesättigter Luftstrom durch die Probenkammer geleitet (97 % relative Luftfeuchte). Neben den luftgetrockneten Originalproben wurden geglühte Referenzproben untersucht.

Im Verlauf der Benetzung wurde die Wasserverteilung im Porenraum mittels <sup>1</sup>H NMR-Relaxometrie gemessen. Dafür wurden die feldfrischen Proben auf 54 % Wassergehalt befeuchtet und anschließend mehrfach mit der CPMG-Pulssequenz vermessen. Aus den Relaxationszeitspektren wurde die Wasserverteilung in vier Porentypen ermittelt (siehe Schaumann et al. 2003). Diese drücken unterschiedliche Porenradien und Wasserbindungen aus (Annahmen für die Auswertung der Messungen: Typ I: gebundenes Wasser oder Mikroporenwasser, Typ IV: Bulk-Wasser).

Um die Bindung der Wassermoleküle während des Benetzungsvorgangs zu charakterisieren, wurde der Anteil an nicht-gefrierbarem Wasser mittels DSC-Messungen ermittelt. Dafür wurden parallel zu den NMR-Messungen nach der

Probenbefeuchtung auf 54 % Wassergehalt mehrfach die Gefriervorgänge des Bodenwassers untersucht. Die Messungen erfolgten in 40µL-Aluminium-Tiegeln mit einer Kühlrate von 2°C/min. Die Anteile des nicht-gefrierbaren Wassers wurden anhand der Verhältnisse der Gefrierenthalpien des Bodenwassers zur Gefrierenthalpie von freiem Wasser berechnet.

Sowohl die Mengen an nicht-gefrierbarem Wasser als auch die Wassermengen in den Porentypen der NMR-Messungen wurden auf die Trockensubstanz der Bodenproben bezogen.

## 3. Ergebnisse und Diskussion

### 3.1. Wasseraufnahmekinetik

In Abbildung 1 sind zwei Wiederholungen der gravimetrisch aufgenommenen Wasseraufnahmekurven dargestellt. An die Kurven wurden folgende Funktionen angepasst:

$$y = A_1 \cdot (1 - e^{-t/t_1})$$

Tabelle 2 enthält die Zeitkonstanten t<sub>1</sub>.

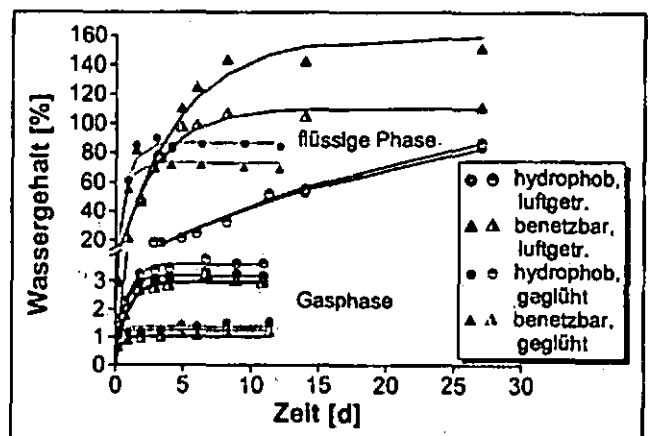


Abb. 1: gravimetrische Wasseraufnahme, Befeuchtung über die flüssige Phase und über die Gasphase

Tab. 2: Zeitkonstanten der an die Wasseraufnahme angepassten Funktionen

Befeuchtungsvariante	flüssige Phase	Gasphase
hydrophobe Probe	(23 ± 1) d	(0,7 ± 0,11) d
benetzbare Probe	(3,7 ± 1,6) d	(0,8 ± 0,04) d
hydrophobe Ref.-Probe	(0,7 ± 0,1) d	(0,3 ± 0,03) d
benetzbare Ref.-Probe	(0,6 ± 0,2) d	(0,3 ± 0,01) d

Die Wasseraufnahme über die flüssige Phase verläuft langsam und führt zu Endwassergehalten über 80 %. In der hydrophoben Probe ist die Wasseraufnahmegeschwindigkeit deutlich geringer (t<sub>1</sub> = (23 ± 1) d) als in der benetzbaren Probe (t<sub>1</sub> = (3,7 ± 1,6) d), so dass der Vorgang auch nach drei Wochen noch nicht abgeschlossen ist. Es wird somit wahrscheinlich die Benetzung als geschwindigkeitsbestimmender Schritt beobachtet.

Die Wasseraufnahme über die Gasphase verläuft schnell und führt zu Endwassergehalten von nur 3 bis 4 %. Es gibt keinen Geschwindigkeitsunterschied zwischen der benetzbaren (t<sub>1</sub> = (0,8 ± 0,04) d) und der hydrophoben (t<sub>1</sub> = (0,7 ± 0,11) d) Probe. Die Geschwindigkeiten der mineralischen Referenzproben sind nur geringfügig höher als die der Originalproben. Im Gegensatz zur Wasseraufnahme über die flüssige Phase findet wahrscheinlich kein längerer Benetzungsschritt der OBS statt. Eventuell wird über die Gasphase nur die mineralische Matrix befeuchtet, was die geringeren Endwassergehalte erklären könnte.

### 3.2. Benetzungskinetik aus H-NMR-Relaxometrie

Abbildung 2 zeigt die mittels NMR für die hydrophobe Probe gemessenen Wasseranteile in den verschiedenen Porentypen nach der Befeuchtung im zeitlichen Verlauf. An die Kurven wurden folgende Funktionen angepasst:

$$y = A_1 \cdot (1 - e^{-t/t_1}) + A_2 \cdot e^{-t/t_2}$$

Die Zeitkonstanten sind in Tabelle 3 zusammengefasst.

Nach der Wasserzugabe bewegt sich das Bulk-Wasser (Typ IV) aus den großen Poren langsam in kleinere Poren (Typ I und II), wobei die mittleren Poren (Typ III) für das Wasser einen Zwischenzustand darstellen. Die anfängliche Wasserzunahme in diesem Porentyp lässt sich mit der Zeitkonstante der Abnahme des Bulk-Wassers beschreiben.

Bei dem Benetzungsvorgang handelt es sich demnach um einen Austausch des Wassers zwischen verschiedenen Porentypen. Während in der hydrophoben Probe eine starke Umverteilung stattfindet, ist sie in der benetzbaren Probe nur gering (nicht gezeigt). Eine Veränderung der Porengrößen während der Wasseraufnahme konnte nicht nachgewiesen werden, so dass in den Proben eventuell keine Quellung der OBS stattfindet.

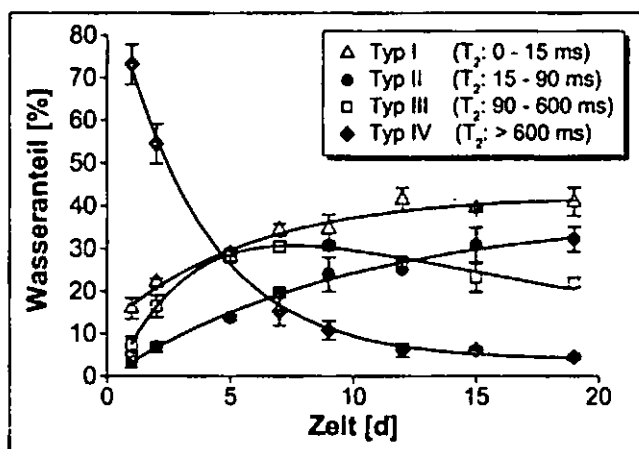


Abb. 2: Wasseranteile in den Porentypen I bis IV für die hydrophobe Probe (aus Schaumann et al. 2003)

Tab. 3: Zeitkonstanten der an die Wasseranteile in den Porentypen angepassten Funktionen (aus Schaumann et al. 2003)

Porentyp	Anstieg ( $t_1$ )	Abfall ( $t_2$ )
I	(6 ± 1) d	
II	(10 ± 2) d	
III	(3,5 ± 0,9) d	(16 ± 4) d
IV		(3,6 ± 0,3) d

### 3.3. Nicht-gefrierbares Wasser

Die Gefrierenthalpie von Wasser ist in den Bodenproben geringer (100 bis 300 J/g Wasser) als in reinem Wasser (330 J/g (Brdicka 1981)). Das lässt sich damit erklären, dass ein Teil des Wassers nicht am Gefrierprozess teilnimmt (vgl. McBrierty et al. 1996). Folgende Mechanismen kommen dafür in Frage: Einschluss als Feinporenwasser (vgl. Berezin et al. 1973; Pfeifer et al. 1985) oder als Gel-Wasser in der OBS (vgl. Quinn et al. 1988; Tseretely und Smirmova 1992) oder Bindung als Hydratwasser (vgl. Ping et al. 2001; Nishinari et al. 1997).

In Abbildung 3 sind für die feldfrische hydrophobe Probe die mittels DSC bestimmten Anteile an nicht-gefrierbarem Wasser den Wasseranteilen im Porentyp I aus den NMR-Messungen gegenübergestellt.

Direkt nach der Wasserzugabe verringert sich der Anteil des nicht-gefrierbaren Wassers von (65 ± 3) % auf (5 ± 3) %. An-

schließend nimmt die Menge an nicht-gefrierbarem Wasser wieder von (0,02 ± 0,01) auf (0,08 ± 0,01) g Wasser / g TS zu. Es scheint einen Zusammenhang zwischen dem Wasseranteil im Porentyp I und dem Anteil an nicht-gefrierbarem Wasser zu geben.

In der benetzbaren Probe steigt der Anteil des nicht-gefrierbaren Wassers direkt nach der Wasserzugabe an und bleibt dann konstant (nicht gezeigt).

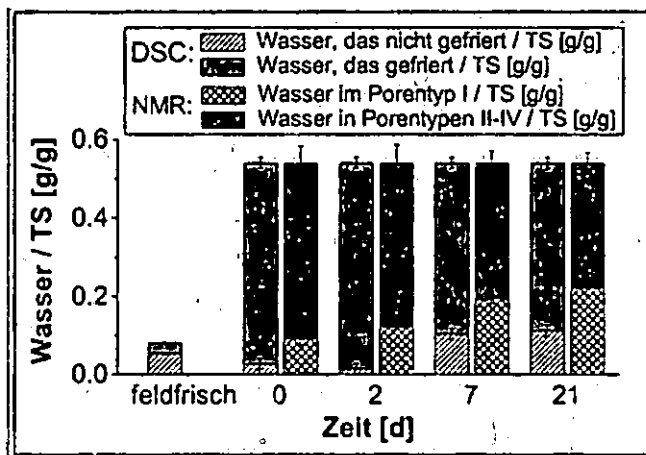


Abb. 3: nicht-gefrierbares Wasser und Wasser im Porentyp I für die hydrophobe Probe

### 4. Schlussfolgerungen

Der Benetzungsprozess wurde durch drei unabhängige Methoden verfolgt und beschrieben. Für die untersuchte hydrophobe Probe sind die ermittelten Zeitkonstanten der gravimetrischen Wasseraufnahme-Untersuchung und der mittels NMR gemessenen Umverteilung der Wassermoleküle von mittelgroßen in kleine Poren vergleichbar. Die Benetzungskinetik weist darauf hin, dass der Vorgang zwei bis drei Wochen dauert. Die deutlich kleineren WDPT-Zeiten spiegeln folglich nur den ersten Benetzungsschritt der äußeren Oberflächen wider. Anfänglich sind in hydrophoben Proben wahrscheinlich alle Porenwände bis zu den kleinsten Poren hydrophob. Bei der Benetzung kann das Wasser nur nach und nach in immer feinere Poren vordringen und dabei ihre Oberflächeneigenschaften verändern. Eine ähnliche Entwicklung wie das Eindringen des Wassers in kleine Porentypen zeigt das nicht-gefrierbare Wasser, das während der Wasseraufnahme langsam zunimmt. Dies deutet auf eine Bindung eines Teils des Wassers an die feste Bodenmatrix hin.

### 5. Literatur

Berezin, G J; Kiselev, A V; Koslow, J: J. Coll. Interf. Sci. 45 (1973) 1990.  
 Brdička, R: Grundlagen der physikalischen Chemie; VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften, Ost-Berlin (1981).  
 McBrierty, V J; Wardell, G E; Keely, C M; O'Neill, E P; Prasad, M: Soil Sci. Soc. Am. J. 60 (1996) 991.  
 Nishinari, K; Watase, M; Hatakeyama, T: Colloid Polym. Sci. 275 (1997) 1078.  
 Pfeifer, H; Oehme, W; Siegel, H: Ann. Physik 42 (1985) 496.  
 Ping, Z H; Nguyen, Q T; Chen, S M; Zhou, J Q; Ding, Y D: Polymer 42 (2001) 8461.  
 Quinn, F X; Kampff, E; Smyth, G; McBrierty, V J: Macromolecules 21 (1988) 3191.  
 Schaumann, G E; Hobbey, E; Hurraß, J; Rotard, W: Plant Soil (2003), submitted.  
 Todoruk, T R; Litvina, M; Kantzas, A; Langford, C H: Environ. Sci. Tech. 37 (2003) 2878.  
 Tseretely, G I; Smirmova, O I: J. Thermal Anal. 38 (1992) 1189.



# Mobilisierung von Eisen und Mangan durch den Eintrag von Enteisungsmitteln

Philipp Jaesche, Kai Uwe Totsche und Ingrid Kögel-Knabner

## Einleitung

An Flughäfen der gemäßigten Breiten werden bei winterlichen Wetterbedingungen Enteisungsmittel zur Aufrechterhaltung des Flugbetriebs eingesetzt. Zur Enteisung bzw. Verhinderung der Vereisung während des Starts werden für ein Linienflugzeug durchschnittlich rund 500 Liter Enteisungsmittel benötigt. Trotz spezieller Auffangsysteme für überflüssige abtropfende Enteisungsmittel, die bei einigen Flughäfen rings um speziell hierfür vorgesehene Enteisungsplätze eingebaut sind, gelangt ein Anteil auf die umliegenden Böden. Ziel dieser Arbeit ist die Untersuchung des Transport- und Abbauverhaltens des häufig als Enteisungsmittel eingesetzten 1,2-Propandiol (Propylenglykol, PG) in Böden des Erdinger Moos nördlich von München sowie dessen Auswirkungen auf die Umlagerung von Eisen und Mangan im Boden.

## Material und Methoden

Die simultane Charakterisierung des Abbau- und Transportverhaltens von PG erfolgte in gesättigten Labor-Bodensäulenexperimenten (Totsche 1999) mit Edelstahl- bzw. Plexiglaszylindern ( $V=170\text{cm}^3$ ) bei  $4^\circ\text{C}$  und  $20^\circ\text{C}$ . Als Varianten im Fließgeschehen wurden Flussunterbrechungen (*stop flow*) durchgeführt und die Fließgeschwindigkeit variiert ( $2.5$  bzw.  $1.3\text{ml h}^{-1}$ ). Der Untersuchungsstandort in der Münchner Schotterebene ist ein ehemaliger Niedermoorstandort auf pleistozänen Kalkschottern, der teilweise gedränt und landwirtschaftlich genutzt wurde. Das kohlenstoffreiche Oberbodenmaterial ( $C_{\text{org}}=9.5\%$ , Porosität  $57\%$ , degradierte Anmoore und Moore) wurde in den Säulenzylindern ungestört entnommen, während Material einer Rollkiesschicht aus  $1.80\text{m}$  Tiefe mit charakteristischen Überzügen von Eisen- bzw. Manganoxiden ( $\text{Fe}_d=2\text{g/kg}$  Feinbd.,  $\text{Mn}_d=0.2\text{g/kg}$  Feinbd.) gesiebt ( $<4\text{mm}$ ) und trocken befüllt wurde (Porosität  $22\%$ ). Als Eluent wurde eine  $10^{-3}\text{M}$  Na-Perchloratlösung (Hintergrundlösung bg) eingesetzt, dem während der Abbauxperimente  $6.6\text{mM}$  PG zudosiert waren. Als Variante wurde im Unterboden-Experiment ein

natürliches Sickerwasser als Hintergrund-Lösung verwendet, das am Untersuchungsstandort mittels Lysimetern aus  $30\text{cm}$  Tiefe gewonnen und auf  $0.45\mu\text{m}$  filtriert wurde ( $\text{DOC}=8\text{-}15\text{ppm}$  variabel in Abhängigkeit von den Sammelbedingungen). PG ist vollständig wasserlöslich, wird sowohl aerob als auch anaerob abgebaut und hat einen niedriger  $\log K_{\text{ow}}$  von  $-0.92$  (Kent et al. 1999). Das Eluat wurde in Fraktionen von rund  $0.2$  Porenvolumen gesammelt und auf DOC (Shimadzu TOC 5050), Gehalte an PG (Fisons GC-FID) und Acetat (Dionex IC 2000i), Gesamtgehalte an Fe und Mn (AAS) und  $\text{Fe}^{2+}$  (photometrisch nach Komplexierung mit 1,10-Phenanthrolin) untersucht.

## Ergebnisse und Diskussion

Im Oberbodenmaterial wurde bei  $4^\circ\text{C}$  ein nahezu vollständiger Durchbruch des eingesetzten PG nach  $2$  Porenvolumen (PV) beobachtet, das Durchbruchverhalten entsprach nahezu dem eines konservativen Tracers. Der C-Gehalt des eingesetzten PG gemessen am TOC-Analyser addierte sich zum Basis-Austrag an natürlichem DOC aus der Säule (Münch et al. 2002). Lediglich  $5\%$  des gesamten eingesetzten PG wurden metabolisiert und nicht als PG wiedergefunden (ohne Abb.). Bei  $20^\circ\text{C}$  kam es zu Beginn der PG-Perkolation anfangs ebenfalls zum Durchbruch von PG im Eluat, die maximale Konzentration im Ausfluß erreichte jedoch nur  $15\%$  der Einflusskonzentration und fiel nach  $4$  Porenvolumen unter die Nachweisgrenze ab (Abb. 1). Im Gegenzug stieg jedoch die Acetat-Konzentration auf das Konzentrationsniveau der Einflusslösung, so dass ein äquimolarer Abbau des PG zu Acetat stattfand. Weitere Metaboliten wurden nicht gemessen, sind aufgrund des Gesamtkohlenstoffgehaltes im Eluat jedoch zu erwarten, während ein vollständiger Abbau zu  $\text{CO}_2$  nicht stattfand. Somit können größere Mengen an Enteisungsmitteln in den Unterboden gelangen.

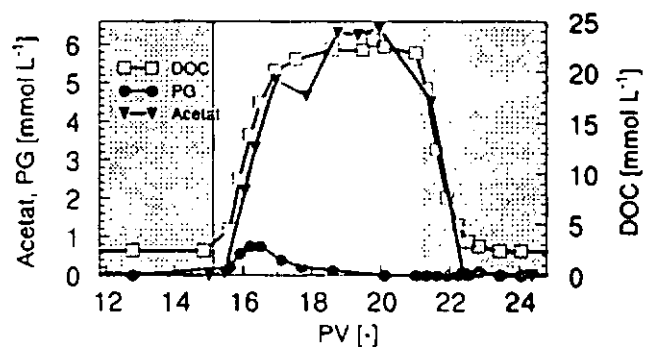


Abb. 1: Transport und Abbau von Propylenglykol (PG) in Oberboden-Material bei  $20^\circ\text{C}$  (grau hinterlegt: Perkolation von Hintergrund-Lösung, weiß: Perkolation von  $6.6\text{mM}$  PG-Lösung)

Säulenexperimente im Unterbodenmaterial, durchgeführt mit derselben Perkolationslösung wie im humosen Oberbodenmaterial, zeigten auch bei 20°C selbst nach 17 PV (10 Tage) keinerlei Abbau von PG. Ein Abbau im Unterboden konnte jedoch durch die Verwendung von natürlichem Sickerwasser induziert werden, das neben „tatsächlich“ gelöster organischer Substanz auch kolloidale organische Substanz einschließlich verlagertes Mikroorganismen enthalten kann. Abbildung 2 zeigt die allmählich ansteigende Abbauleistung während dieses Experiments. Die Verlängerung der Aufenthaltsdauer der Perkolationslösung in der Säule durch die *stop flows* führte zur Intensivierung des Abbaus (Weigand et al. 2002), was sich in vorübergehend deutlich verringerter PG-Konzentration im Eluat äusserte. Dieselbe Wirkung zeigte sich bei Halbierung der Fließgeschwindigkeit (PR 1/2 ab PV 94). Beide Befunde weisen auf den ratenlimitierten Abbau des PG durch Mikroorganismen hin. Wie die direkte Messung der Gesamtgehalte an Mn und Fe, insbesondere aber der reduzierten Eisen(II)-Gehalte im Eluat eines weiteren Experiments zeigte (Abbildung 3), stieg deren Konzentration zugleich mit den Acetatgehalten im Experimentverlauf deutlich an. Somit verwenden Fe- und Mn-reduzierende Mikroorganismen diese Spezies als Endelektronenakzeptoren für den Abbau der Kohlenstoffquelle, was zur effektiven Mobilisierung und Verlagerung von Fe und Mn im Boden bzw. im Grundwasser führt. Dies bedeutet zusammenfassend für den Unterboden, dass im Sickerwasser tatsächlich Mikroorganismen transportiert werden, diese zu einem Import von mikrobieller Abbauleistung in Unterbodenhorizonten beitragen, und als Folge dessen Fe und Mn verlagert werden. Die reduzierten Spezies fallen beim Kontakt mit Sauerstoff etwa an Grundwasserbrunnen oder im Kontaktbereich zur ungesättigten Zone wieder aus, wie im Gelände auch beobachtet wurde.

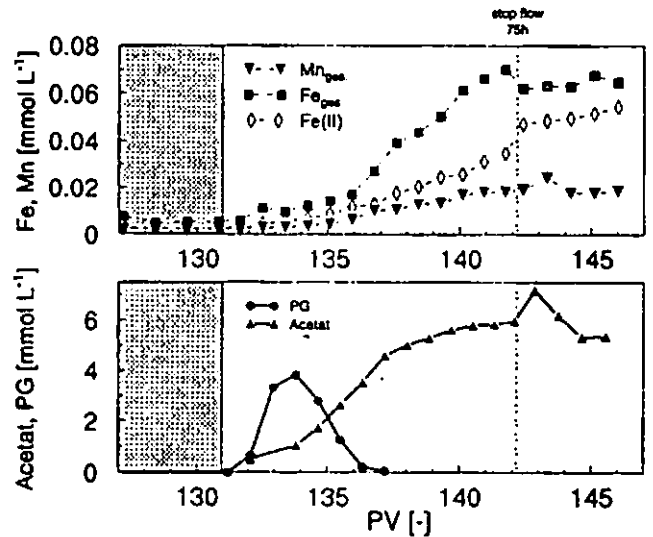


Abb. 3: Mobilisierung von Eisen und Mangan als Endelektronenempfänger beim importierten mikrobiellen Abbau von Propylenglykol im Rollkies.

Literatur

Kent R. A., Andersen D. et al. (1999). Canadian Water Quality Guidelines for glycols - An ecotoxicological review of glycols and associated aircraft anti-icing and deicing fluids. *Environmental Toxicology* 14(5): 481-522.

Münch J.M., Totsche K.U., Kaiser K. (2002). Physicochemical factors controlling dissolved organic carbon release in forest subsoils - a column study. *European J. Soil Sci.* 53, 311-320.

Totsche K. U. (2001). Reaktiver Stofftransport in Böden: Optimierte Experimentdesigns zur Prozessidentifikation. *Bayreuther Bodenkundliche Berichte*, Band 75. ISSN 0931-6442.

Weigand H., Totsche K.U. et al. (2002). Fate of anthracene in contaminated soil: transport and biochemical transformation under unsaturated flow conditions. *European J. Soil Sci.* 53, 71-81.

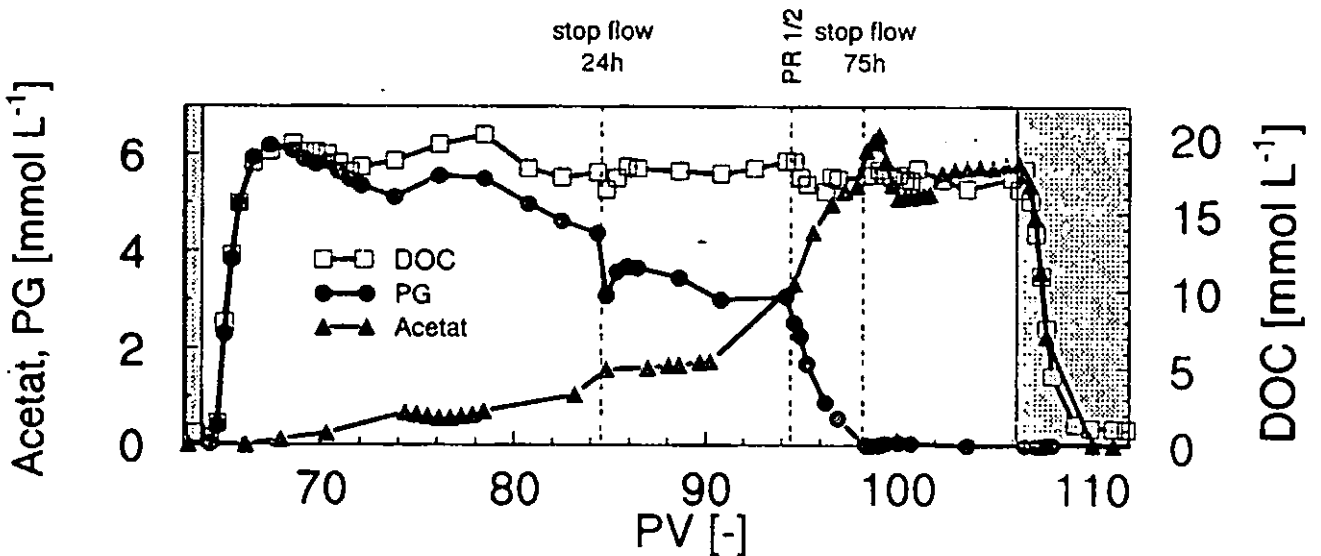


Abb. 2: Importierter Abbau von Propylenglykol in Unterbodenmaterial (Rollkies) bei Verwendung von natürlichem Lysimeter-Sickerwasser als Hintergrundlösung („stop flow“: Flussunterbrechungen von angegebener Dauer; „PR 1/2“ Halbierung der Flussrate).

# Einfluss präferentieller Fließwege auf die Verlagerung von Pb und Sb in einem Schiessplatzboden

Fabian Jäger<sup>1</sup>, Andreas Scheinost<sup>2</sup>, Delphine Vantelon<sup>3</sup>, Irene Xifra<sup>3</sup> und Ruben Kretzschmar<sup>3</sup>

## 1 Einführung

Böden bei Schiessanlagen sind häufig sehr stark mit Pb und Sb belastet. Im Bereich des Kugelfanges werden in Oberböden häufig Pb-Gehalte bis zu 50000 mg/kg und Sb-Gehalte bis zu 2000 mg/kg gemessen (BUWAL und EMD, 1997). Metallische Pb-Geschosse enthalten 2-4% Sb. Sie verwittern im Boden unter Entstehung von sekundären Pb(II)-Phasen wie Hydrocerussit (Pb<sub>3</sub>(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>(OH)<sub>2</sub>), Cerrusit (Pb(CO<sub>3</sub>)) und Massicot (PbO) (LİN, 1996; LİN et al., 1995). Über die Spezierung von Sb in der Verwitterungskruste von Geschossen ist bislang wenig bekannt. Im Boden gelten Pb und Sb als relativ immobil, weil sie stark an Huminstoffe, Tonminerale oder Oxide adsorbiert werden. Entlang von präferentiellen Fließwegen unter stark kontaminierten Oberböden könnte es aber zu einer Verlagerung von gelösten oder kolloidalen Pb- und Sb-Spezies mit schnellem Sickerwasser kommen. Als präferentielle Fließwege werden Makroporen bezeichnet, die hauptsächlich durch im Boden befindliche Risse, Spalten und Röhren repräsentiert werden. Diese werden durch wühlende Bodenbewohner (z.B. Würmer) oder durch Wurzeln verursacht. Solche präferentielle Fließwege können über mehrere Jahrzehnte aktiv bleiben (BUNDT et al., 2000). Als Folge erwarten wir im Unterboden eine räumliche Verteilung von Pb und Sb, die mit der Verteilung von präferentiellen Fließwegen in einem direkten Zusammenhang steht (KNECHTENHOFER et al., 2003).

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Bodenproben

Die Bodenproben wurden aus 6 Tiefen (15, 30, 50, 65, 75 und 90 cm) einer ungestörten, schwach sauren bis neutralen Braunerde unter Laubwald mit Mullaufgabe entnommen. Die Probenahmestelle befand sich 6 m hinter der Zielscheibe 25 des Schiessplatzes in Zuchwil (CH). Der verwendete Boden bestand im Mittel zu 40 % aus Sand, zu 50 % aus Schluff und zu 10 % aus Ton. Tabelle 2-1 bietet einen Überblick über weiterer Bodenkennwerte.

Tabelle 2-1: Bodenkennwerte. Die dargestellten Ergebnisse geben die jeweiligen Spannbreiten der bestimmten Bodenkennwerte an. (n.b. = nicht bestimmt)

Horizont	Tiefe (cm)	Bodenart	C <sub>org</sub> [%]	pH-Wert (CaCl <sub>2</sub> )	Carbonatgehalt [%]	KAK (eff.) [mmol/kg]
O <sub>h</sub>	0...35	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
A <sub>h</sub>	0...35	sU	0,8...1,5	5,7...6,2	<0,18	141...212
B <sub>h</sub>	35...65	uS	0,3...0,5	6,2...6,9	<0,18	137...260
C <sub>1</sub>	65...110	sLU	0,2...0,4	>7,5	6...18	n.b.
C <sub>2</sub>	>110	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

### 2.2 Berechnung

Innerhalb von 2 h wurde auf einer 1,44 m<sup>2</sup> großen quadratischen Fläche gleichmäßig mit 100 L einer 4,5 g/L Farbstofflösung (Brilliant Blue FCF, C<sub>37</sub>H<sub>34</sub>N<sub>2</sub>O<sub>6</sub>S<sub>3</sub>Na<sub>2</sub>) beregnet. Nach 3 h Infiltrationszeit wurde ein Bodenprofil geöffnet und der Boden getrennt nach präferentiellen Fließwegen (PFW, blau gefärbt) und nicht-präferentiellen Fließwegen (NPFW, nicht blau gefärbt) beprobt.

<sup>1</sup>Technische Universität Berlin, Strasse des 17. Juni 135, D-10126 Berlin, <sup>2</sup>ESRF - European Synchrotron Radiation Facility ROBL-CRG B.P. 220 F-38043 Grenoble Cedex FRANCE, <sup>3</sup>Institut für Terrestrische Ökologie, ETH Zürich, Grabenstrasse 3, CH-8952 Schlieren

## 2.3 Untersuchungsmethoden

Die Proben wurden mit Röntgenfluoreszenzanalyse (XRF) auf Totalgehalte von Pb, Sb und weiteren Elementen untersucht. Spezifische sequentielle Extraktionen (SSE) nach ZEIEN und BRÜMMER (1989) wurden durchgeführt, um Hinweise auf die möglichen Bindungsformen von Pb zu erhalten (siehe Tabelle 2-2).

Tabelle 2-2: Extraktionsmittel und Interpretation der Fraktionen nach ZEIEN und BRÜMMER (1989).

SSE-Schritt	Extraktionsmittel	Interpretation der Bindungsformen
SSE1	1 M NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	Wasserlösliche/leicht austauschbare Spezies, leicht lösliche metallorganische Komplexe
SSE2	1 M NH <sub>4</sub> -OAc (pH 6,0)	spezifisch adsorbierte Spezies und metallorganische Komplexe geringer Bindungsstärke
SSE3	0.1 M NH <sub>2</sub> OH-HCl + 1 M NH <sub>4</sub> -OAc (pH 6)	an Mn-Oxide gebundene Spezies
SSE4	0.025 M NH <sub>4</sub> -EDTA (pH 4.6)	stark an die organische Substanz gebundene Spezies
SSE5	0.2 M NH <sub>4</sub> -Oxidat (pH 3.25)	an schlecht kristalline Fe-Oxide gebundene Spezies
SSE6	0.1 M Ascorbinsäure im 0.2 M NH <sub>4</sub> -Oxalatlösungspuffer (pH 3.25)	an kristalline Fe-Oxide gebundene Spezies
SSE7	XRF - Σ (SSE 1 bis 6)	Residuale Fraktion

## 3 Ergebnisse

### 3.1 Pb- und Sb-Gesamtgehalte

In Abbildung 3-1 ist ersichtlich, dass Pb sowohl in den PFW als auch NPFW bis zur Tiefe 95 cm und Sb bis 65 cm (PFW) bzw. 50 cm (NPFW) nachgewiesen wurden. Beide Schwermetalle lagen in den PFW bis 65 cm und in den NPFW bis 50 cm angereichert vor.

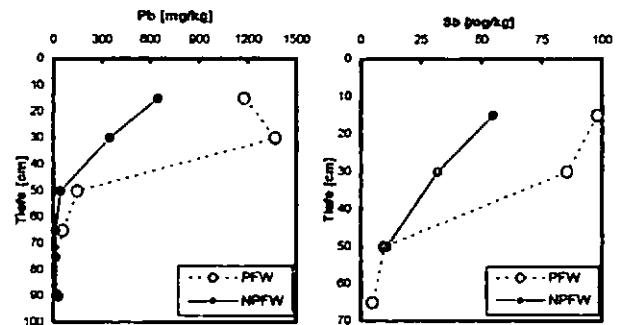


Abbildung 3-1: Gesamtgehalte von Pb (links) und Sb (rechts) in PFW und NPFW. Proben als Funktion der Bodentiefe.

Dabei dienen die von WEDEPOHL (1995) angegebenen „Upper Crust Concentrations“ (Pb: 17 mg/kg Sb: 0,3 mg/kg) als Schätzwert für den natürlichen Hintergrund. Die Gesamtgehalte nahmen mit steigender Tiefe ab (PFW: Pb 1200 auf 60 mg/kg, Sb 100 auf 5 mg/kg; NPFW: Pb 650 auf 15 mg/kg, Sb 55 auf <2 mg/kg). Abbildung 3-2 zeigt, dass die Pb-Gehalte in den PFW bis 65 cm um den Faktor 2 bis 4 und die Sb-Gehalte um den Faktor 2-3 im Vergleich zu denen der NPFW erhöht sind. Darüber hinaus erscheint Blei in den PFW stärker akkumuliert als Antimon (rechte Abbildung). Bei einem Antimonanteil von 4 % in den Geschossen ergibt sich ein Pb/Sb-Gesamtgehaltsverhältnis von 25. Abbildung 3-2 (links) zeigt, dass diese Verhältnisse in den PFW

mit circa 15 und in den NPFW mit circa 10 geringer sind. Dies deutet auf eine etwas höhere Mobilität von Sb sowohl in den PFW als auch NPFW hin.

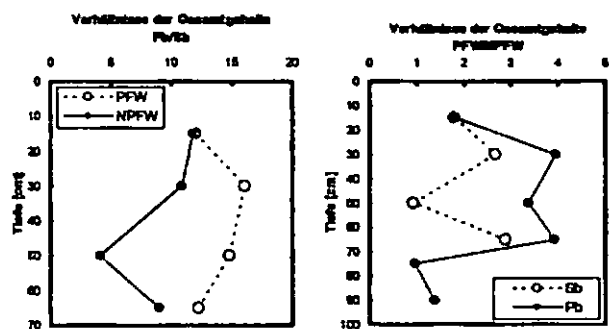


Abbildung 3-2: Verhältnisse der Gesamtgehalte von Pb/Sb (links) und PFW/NPFW (rechts) als Funktion über die Tiefe. Pb/Sb-Gesamtgehaltsverhältnis der Geschosse bei 4 % Sb beträgt 25.

### 3.2 Pb-Fractionen und Spezierungen

In Abbildung 3-3 sind die Pb-Fraktionsanteile SSE1 bis SSE6 für die NPFW (obere Abbildung) und PFW (untere Abb.) dargestellt. Es fällt auf, dass die Fraktion SSE2 in den PFW und NPFW die dominanteste ist. Wobei ihre Anteile mit steigender Tiefe abnehmen. Dieses Verhalten ist in den NPFW deutlicher ausgeprägt als in den PFW. Bis zur Tiefe 50 cm (NPFW) und 65 cm (PFW) nehmen die Fraktionen SSE3 und SSE4 anteilmäßig zu, jedoch ohne Unterschiede zwischen PFW und NPFW erkennen zu lassen. In den letzten beiden Tiefen konnten sie nicht mehr nachgewiesen werden. Alle weiteren Fraktionen sind aufgrund ihrer geringen oder fehlenden prozentualen Anteile von geringer Bedeutung.

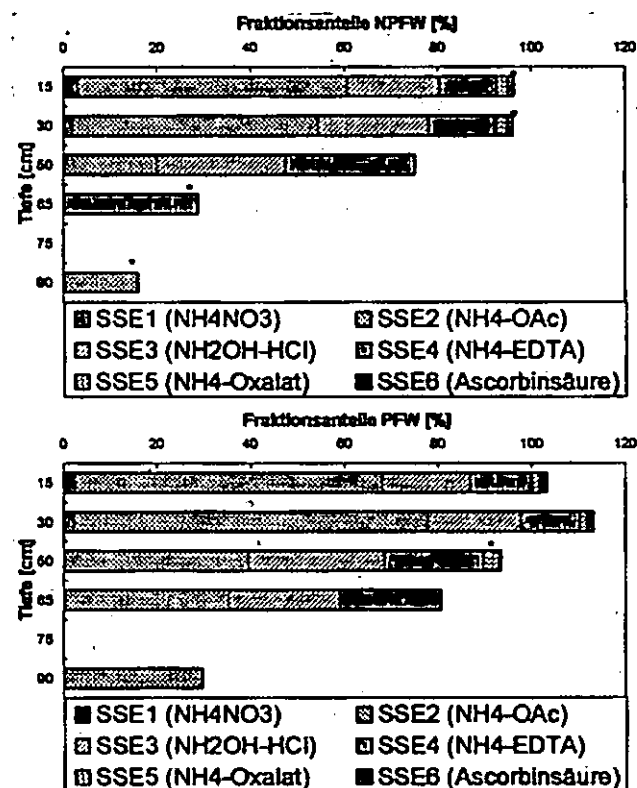


Abbildung 3-3: Pb-Fraktionsanteile SSE1 bis SSE6 der NPFW (oben) und PFW (unten). Die prozentualen Anteile beziehen sich auf die jeweiligen Pb-Gesamtgehalte, welche mit XRF ermittelt wurden. \* Fraktionsgehalt zwischen Nachweis- und Bestimmungsgrenze.

In Abbildung 3-4 sind für die Fraktion SSE2 sowohl die prozentualen Anteile der PFW und NPFW, als auch die Gehaltsunterschiede zwischen PFW und NPFW über die Tiefe dargestellt. Es fällt auf, dass die Anteile der PFW bis 65 cm stets über denen der

NPFW liegen. Die Differenzen der Anteile nehmen dabei mit steigender Tiefe zu. Gleichzeitig wurden für SSE2 höhere Pb-Gehalte in den PFW nachgewiesen. Besonders hohe Gehaltsunterschiede von 400 bis 850 mg/kg konnten in den ersten 30 cm ermittelt werden.

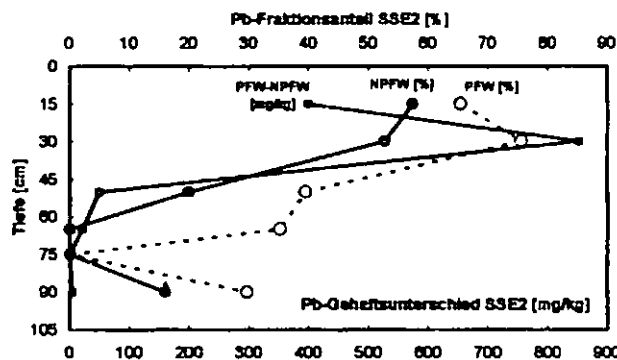


Abbildung 3-4: Pb-Fraktionsanteile SSE2 (NH4-OAc) der PFW und NPFW. Pb-Gehaltsunterschiede der Fraktion SSE2 (NH4-OAc) zwischen PFW und NPFW.

### 4 Zusammenfassung

Die Schwermetalle Pb und Sb lagen zu 99% in den obersten 50 cm des Bodenprofils vor, und zwar hauptsächlich im Oh-Horizont sowie den oberen 15 cm des Ah-Horizontes. Im Unterboden waren die Gehalte von Pb und Sb bis zu einer Bodentiefe von 65 cm in PFW deutlich höher als in NPFW. Im Bereich zwischen 30 und 65 cm war Pb in den PFW etwas stärker angereichert als Sb. Die Ergebnisse zeigen, dass Pb und Sb entlang von PFW aus dem Oberboden in den Unterboden transportiert wurden.

Die Ergebnisse der SSE machen deutlich, dass die wichtigsten Pb-Fractionen die Ammoniumacetat-Fraktion (SSE2) gefolgt von der NH<sub>2</sub>OH-HCl-Fraktion (SSE3) und der EDTA-Fraktion (SSE4) sind. Somit dürfte Pb im Boden zum größten Teil spezifisch adsorbiert und koordiniert mit Mn-Oxiden und Humus vorgelegen haben. Für die Bleifraktion SSE2 wurden in den PFW i.d.R. höhere prozentuale Anteile ermittelt als in den NPFW.

### 5 Danksagung

Die Arbeit wurde im Rahmen der Diplomarbeit des Erstautors durchgeführt. Als Teil eines noch laufenden Forschungsprojektes wurde sie vom Schweizerischen Nationalfonds finanziell unterstützt (NF Projekt 21-63654.00). Ein großer Dank geht an Gabi Schaumann (TU Berlin) für die wertvollen Diskussionen.

### 6 Literatur

Bendt, M., Albrecht, A., Froidevaux, P., Elser, P., Föhler, H. 2000. Impact of preferential flow on radionuclide distribution in soils. *Environ. Sci. Technol.* 34, 3895-3899.

BUWAL und EMD, 1997. Wegeleitung: Bodenschutz- und Entsorgungsmassnahmen bei 300m Schiessanlagen. Generalsekretariat EMD, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Knechtenhofer, L., Xifra, L., Scheinost, A.C., Föhler, H., Kretzschmar, R. 2003. Fate of heavy metals in a strongly acidic shooting-range soil: Small-scale metal distribution and its relation to preferential water flow. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166, 84-92.

Litz, Z. 1996. Secondary mineral Phases of metallic lead in soils of shooting ranges from Örebro County, Sweden. *Environmental Geology.* 27/4. 370-375.

Litz, Z.; Comet, B.; Qvarfort, U.; Herbert, R., 1995. The chemical and mineralogical behaviour of Pb in shooting range soils from central Sweden. *Environ. Poll.* 89, 303-309.

Wedepohl, K.H., 1995. The composition of the continental crust. *Geochimica et Cosmochimica Acta.* 7, 1217-1232.

Zelen, H., Brümmer, G.W. 1989. Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft.* 59, 505-510.

# Freisetzung und Transport von PAK an einem Altlastenstandort in der Münchener Schotterebene

S. JANN, K.U. TOTSCHKE UND I. KÖGEL-KNABNER

## Einleitung

Mobile organische und anorganische Kolloide sind mögliche Trägerstoffe für Schadstoffe in Böden (Kögel-Knabner & Totsche 1998). Kenntnisse über die Freisetzung und den Transport von bodenbürtigen Kolloiden ist daher unabdinglich für das Verständnis der Mobilität von hydrophoben oder oberflächen-komplexierenden Stoffen in der ungesättigten Zone. Wichtige Faktoren der Freisetzung und des Transportes von Kolloiden sind die lokalen klimatologischen und hydrologischen Bedingungen, wie Grundwasserneubildung, Temperatur, Bodenfeuchte und die Menge und Verteilung des Niederschlages.

In unserer Studie untersuchen wir die Freisetzung von natürlichen Kolloiden und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) aus einem skelettreichen, karbonathaltigen Boden unter Feld- und Laborbedingungen.

## Material und Methoden

Die Untersuchungen im Gelände wurden anhand von drei Sickerwasserlysimeter auf einem mit Teerölphasen kontaminierten Altlastenstandort in der Münchner Schotterebene durchgeführt. Ein Lysimeter (Lysimeter K) wurde mit Bodenmaterial samt Teerölphase befüllt. Zusätzlich wurden zehn Niederschlagssammler zur Bestimmung der oberen Randbedingung installiert. Die Probennahme orientiert sich an Niederschlagsereignissen, die zu einer Grundwasserspende führen. Die Säulenversuche wurden mit einem speziellen Experimentdesign zur Detektion von Ungleichgewichtsbedingungen durchgeführt (Wehrer & Totsche 2003). Dazu wurden zwei Säulen mit kontaminiertem Material befüllt und unter verschiedenen Fließgeschwindigkeiten perkoliert. Zudem wurden zwei Flussunterbrechungen von unterschiedlicher Dauer durchgeführt. Die Analyse aller Proben umfasst die Bestimmung der 16 EPA PAK in der Fraktion  $<0,7\mu\text{m}$  und in der Fraktion  $>0,7\mu\text{m}$  (Kolloide/susp. Schwebstoffe), des gelösten organischen Kohlenstoff (DOC), des pH, der elektrischen Leitfähigkeit und der Trübe.

## Ergebnisse und Diskussion

Die aufgefangenen Sickerwassermengen der drei Lysimeter entsprechen im Verlauf des Untersuchungszeitraums den mittleren Niederschlagsmengen. Dies erklärt sich durch die geringe Verdunst-

ung während des Probezeitraumes (Herbst/Winter 2002/2003) und der geringen Speicherfähigkeit des kiesigen Substrats. Unterschiede zwischen Niederschlags- und Sickerwassermenge kommen durch Schneefall bzw. Schneeschmelze zustande.

Der pH der Sickerwässer schwankt während des Untersuchungszeitraumes zwischen 7,5 und 8,4 (Abb.1). Diese hohen Werte sind auf das karbonathaltige Substrat zurückzuführen. Der pH-Wert wird durch den Niederschlag beeinflusst. Beim Eindringen großer Mengen Regenwasser mit niedrigem pH-Wert verringert sich der pH der Sickerwässer aufgrund der Verdünnung der Bodenlösung und der geringen Kontaktzeit zwischen Lösung und Bodenmaterial. Deutlich ist dieser Effekt bei der Schneeschmelze Anfang März zu erkennen, bei der der pH um bis zu 0,5 Einheiten fällt. Bei geringen Niederschlagsmengen jedoch ist die Verweildauer der Lösung im Boden höher und bewirkt durch die Lösung von Karbonat einen pH-Anstieg.

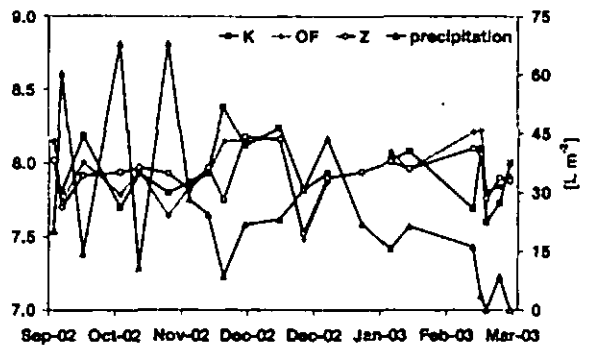


Abb. 1: Verlauf des pH und des mittleren Niederschlags

Die DOC-Konzentrationen zeigen aufgrund des Einbaus der Lysimeter zu Beginn hohe Werte, die sich jedoch schnell auf ein konstantes Niveau von 3 mg/l bzw. 5 mg/l (Lysimeter K) einpendeln (Abb.2). Die ausgetragene Menge an DOC ist abhängig von der Niederschlagsmenge. Bei hoher Niederschlagsmenge werden bis zu 80 mg DOC pro Sickerereignis ausgewaschen. Die Freisetzung von DOC in den Säulenexperimenten erfolgt in zwei Stufen (Abb.3).

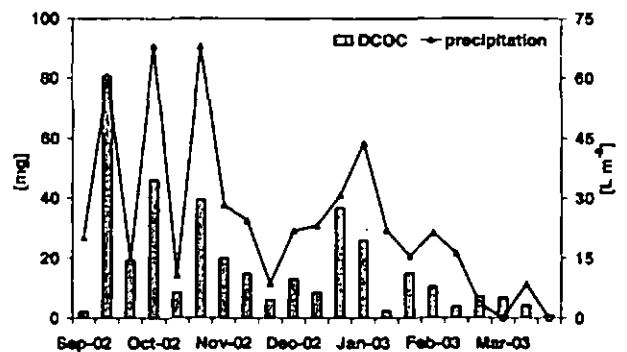


Abb. 2: DOC Massenauswurf und mittlerer Niederschlag

Die initiale Phase mit hohen Konzentrationen ist durch die vorherige Aufsättigung und das Auswaschen von leicht mobilisierbarem DOC zu erklären (Münch et al 2002, Weigand & Totsche 1998). Die zweite Phase mit konstanten Konzentrationen weist auf eine ratenlimitierte Freisetzung hin.

Die Ratenlimitierung wird belegt durch (i) das höhere Konzentrationsniveau unter niedrigen Fließgeschwindigkeiten, (ii) die Konzentrationserhöhung nach den Flussunterbrechungen und (iii) den Effekt der unterschiedlichen Länge der Flussunterbrechungen. Die PAK Durchbruchkurven zeigen diesbezüglich die gleichen Effekte. Die PAK Freisetzung ist also ebenfalls ratenlimitiert.

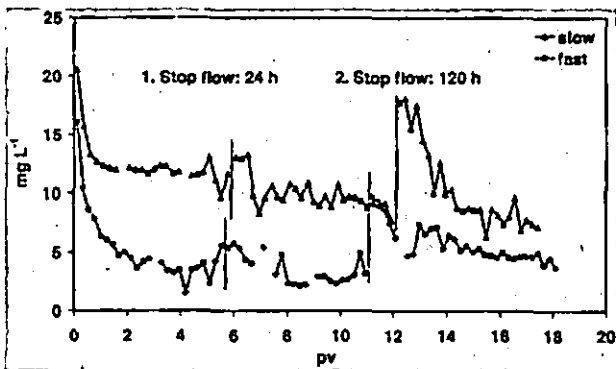


Abb. 3: Konzentrationsverlauf von DOC aus den Säulen

Abb.4 zeigt den Massenausstrag von PAK aus Lysimeter K in den Fraktionen  $<0,7\mu\text{m}$  und  $>0,7\mu\text{m}$ . Dabei dominiert der Austrag von PAK in der Fraktion  $>0,7\mu\text{m}$  deutlich. Im Gegensatz dazu erfolgt der Austrag an PAK aus den Säulen sowohl unter der langsamen, als auch unter der schnellen Fließgeschwindigkeit hauptsächlich über die Fraktion  $<0,7\mu\text{m}$ .

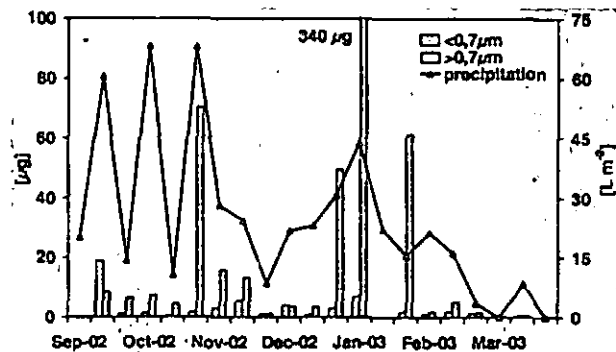


Abb. 4: Massenausstrag an PAK aus Lysimeter K

Ursächlich für diese unterschiedlichen Austragspfade sind die verschiedenen Bedingungen, unter denen die PAK in den Säulen bzw. in den Lysimetern mobilisiert und transportiert werden. Bei Starkregenereignissen kann es zu schnellen Fließvorgängen kommen, die den Transport von Kolloiden und suspendierten Partikeln begünstigen. Außerdem führt die geringere Ionenstärke des Regenwassers im Vergleich zur Perkolationslösung der Säulenversuche zu einer verstärkten Freisetzung von Kolloiden.

Zur Klärung der Freisetzung von PAK in der Fraktion  $<0,7\mu\text{m}$  wurden die Konzentrationen der einzelnen 16 EPA PAK aus den Säuleneluat und dem Sickerwasser des Lysimeters K auf ihre Löslichkeit normiert (Abb.5). Bemerkenswert ist hierbei der parallele Verlauf der Kurven beider Säulen und des Lysimeters. Auffällig sind außerdem die sehr geringen Konzentrationen der niedermolekularen PAK, sowie die sehr hohen Konzentrationen der hochmolekularen PAK, die bis zum Faktor 100 über ihrer Löslichkeit liegen.

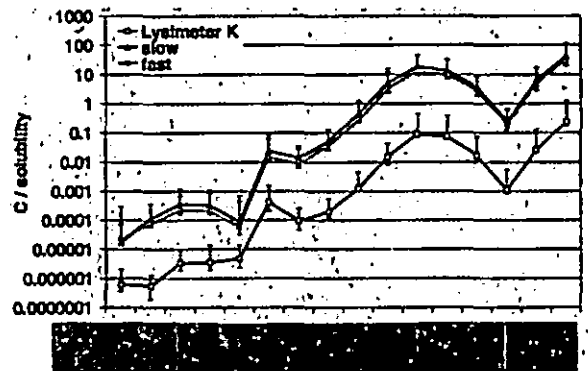


Abb. 5: Konzentrationen der einzelnen PAK in der Fraktion  $>0,7\mu\text{m}$  normiert auf ihre Löslichkeit (Mittelwerte mit Maximal- und Minimalwert)

Dies lässt sich durch einen Lösungsprozess nach Raoult erklären. Dabei wird die Konzentration eines Stoffes in einer Lösung nicht durch dessen Löslichkeit kontrolliert, sondern durch den molaren Anteil dieses Stoffes am Stoffgemisch des Quellmaterials. Die geringen Konzentrationen der niedermolekularen PAK spiegeln somit den geringen Anteil dieser Gruppe an den gesamten PAK in der gealterten Teerölphase wider. Die schwerlöslichen, hochmolekularen PAK werden trägervermittelt transportiert, z.B. gebunden an DOC und/oder Kolloide. Dadurch kommt es zu den beobachteten Konzentrationen, die die Löslichkeiten der einzelnen PAK überschreiten.

#### Danksagung

Wir danken dem Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen für die finanzielle Unterstützung.

#### Literatur

- Kögel-Knabner, I. & Totsche, K. U. (1998): Influence of dissolved and colloidal phase humic substances on the transport of hydrophobic organic contaminants in soils. *Phys. Chem. Earth*, 23(2), 179-185.
- Münch, J.M., Totsche, K.U., Kaiser, K. (2002): Physicochemical factors controlling the release of dissolved organic carbon from columns of forest subsoils. *Eur. J. Soil Sci.*, 53(2), 311-320.
- Weigand, H. & Totsche, K. U. (1998): Flow and reactivity effects on dissolved organic matter transport in soil columns. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62(5), 1268-1274.
- Wehrer, M. & Totsche, K. U. (2003): Detection of non-equilibrium in soil columns: Delineation of experimental conditions by numerical simulations. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 166(4), 475-483.

# Abiotic Binding of Naturally Occurring Phenols and Their Transformation Products in Soil

Rong Ji, Ralph Vinken, and Andreas Schäffer

## Introduction

Naturally occurring monomeric phenols are ubiquitous in soil<sup>1-3</sup> and considered to be precursors of humic substances.<sup>4,5</sup> Though the concentration of these phenols in soil solution is very low, due to their continuous input, they may play an important role in the stabilization of carbon in soil. However, the mechanisms for their stabilization, in which both abiotic and biotic processes could be involved,<sup>6,7</sup> are still unclear. In order to understand the role of soil abiotic parameters in the stabilization process of phenols, we investigated the sorption of natural monomeric phenols on autoclaved or calcined soil and on a soil humic acid fraction.

The phenols studied were ring-labelled with <sup>13</sup>C- and <sup>14</sup>C-isotopes, and listed in Fig. 1. All labelled phenols were chemically synthesized in our laboratory.<sup>8</sup>

## Sorption of phenols on soil

Sorption experiments showed that all studied phenols were to a high extent immobilized in both the sterilized and calcined soils (Fig. 2). In general, sorption on sterilized soil was higher than on the calcined soils.

## Binding of phenols to humic acids

By means of dialysis equilibrium and slurries experiments, we studied the binding of the phenols to HA fractions (> 1,000 Da) and the influence of salt and pH value on the binding (Fig. 3, 4, 5). Phenols with 2 hydroxyl groups showed a higher binding effect, whereas *p*-hydroxybenzaldehyde and vanillin showed no binding to HA at various pH studied (Fig. 3). Salt (CaCl<sub>2</sub>, 1 μM – 1 mM) had no effect on the binding of all studied phenols to HA (data not shown). Binding of catechol, protocatechualde-

hyde and caffeic acid was partly reversible, while the binding of ferulic and *p*-coumaric acid to HA under acidic conditions was fully reversible (Fig. 4). In the presence of Fe(III)

the binding of phenols to humic acids was stimulated (Fig. 5). In the case of catechol the equilibrium was reached earlier, and for protocatechualdehyde more <sup>14</sup>C was bound to the humic acids.

## Summary

Both soil organic matter and minerals are involved in the immobilization process, in which the soil pH value plays an important role. The binding of phenols to humic acids may be reversible or irreversible, depending on their chemical structure. Fe(III) stimulates the binding of *o*-diphenols to humic acids.

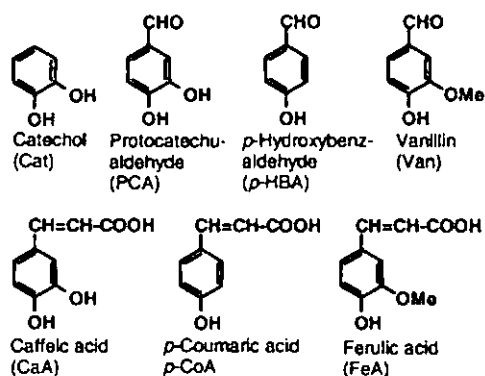


Figure 1 Chemical structures of natural monomeric phenols studied.

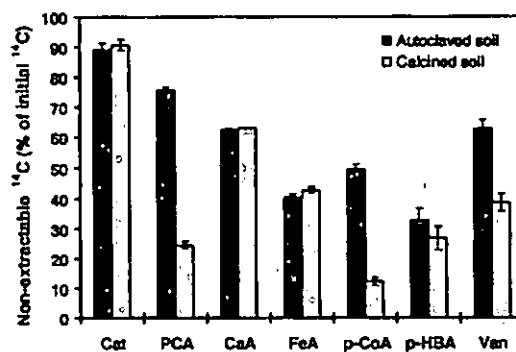


Figure 2 Sorption of phenols on an agricultural soil. Labelled phenols were added to soil (0.5 g), either autoclaved twice or calcined at 600°C, at concentrations of 0.7 – 5 μg/g soil in aqueous buffer (20 mM, 1 ml), which had the same pH values as the soil. After a shaking period of 3 – 6.8 hrs, mixtures were centrifuged (16,000 g) and the <sup>14</sup>C in the supernatant determined. Error bars indicate the deviation of duplicates.

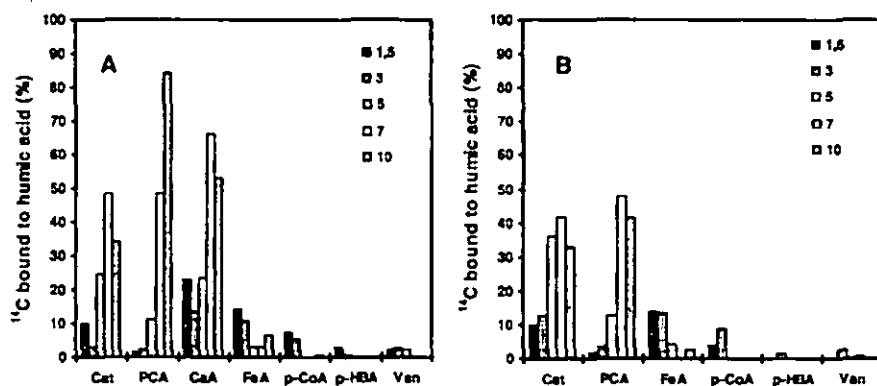


Figure 3 Binding of phenols to humic acid fractions (> 1,000 Da) at various pH values determined by dialysis equilibrium experiments. Phenol solution (40 – 350 g/ml) and HA solution (A: 0.6 mg C/ml, B: 1.2 mg C/ml) were separately filled into 2 half cells of one chamber, separated by a dialysis membrane with a cut-off of 1,000 Da. At equilibrium, the difference of <sup>14</sup>C between the 2 cells indicates a binding effect (see also Fig. 1, 4).

Figure 4 Distribution of <sup>14</sup>C of ferulic acid (FeA) and protocatechualdehyde (PCA) between water and humic acids of forest soil in dialysis equilibrium experiments. The pH value of the system was adjusted to pH 7 (FeA) or to pH 10 (PCA) after equilibrium at pH 3 (A), or to pH 1.5 after equilibrium at pH 10 (B). 0.02 – 0.2% of NaN<sub>3</sub> was contained in all cells to prevent microbial growth.

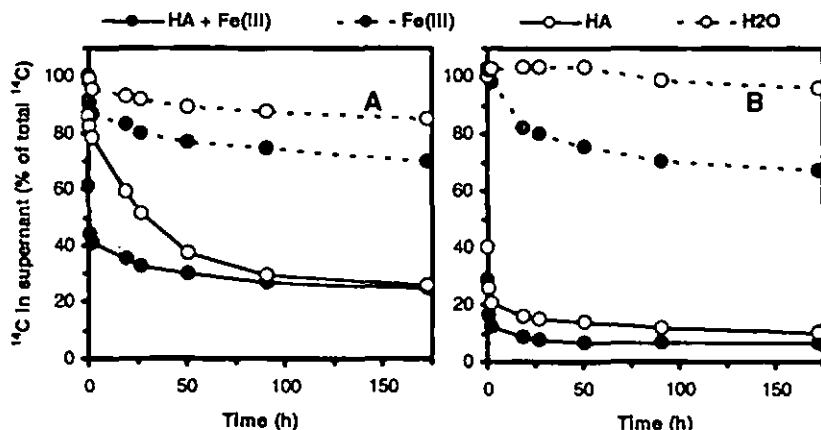
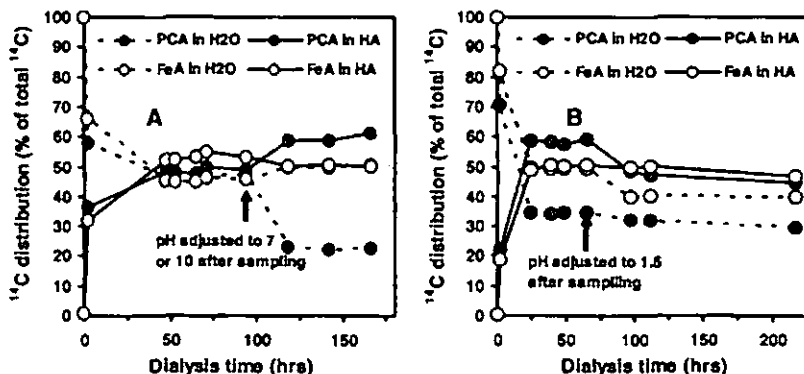


Figure 5 Catalysis of Fe(III) for the association of <sup>14</sup>C-catechol (A) and <sup>14</sup>C-protocatechualdehyde (B) to humic acids of forest soil in slurries experiments at pH 7 (*n* = 3, SD < 2%). Labelled compounds (ca. 1 µg) were added to suspensions of humic acids (2 mg/ml) containing Fe(III)-EDTA (10 mM), NaN<sub>3</sub> (0.2%), and CaCl<sub>2</sub> (0.25 M, to keep the humic acids in the solid form). <sup>14</sup>C in the supernatant was determined after centrifugation. Controls were the mixture either without iron, or without humic acids, or neither iron nor humic acids.

## References

- Whitehead DC (1964) Identification of *p*-hydroxybenzoic, vanillic, *p*-coumaric and ferulic acids in soils. *Nature* 202: 417-418.
- Whitehead DC, Dibb H, Hartley RD (1983) Bound phenolic compounds in water extracts of soils, plant roots and leaf litter. *Soil Biol. Biochem.* 15: 133-136.
- Gallet C and Keller C (1999) Phenolic composition of soil solutions: comparative study of lysimeter and centrifuge waters. *Soil Biol. Biochem.* 31: 1151-1160.
- Haider K (1996) *Biochemie des Bodens*. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- Stevenson FJ (1994) *Humus chemistry: genesis, composition, reactions*, 2nd edition. John Wiley & Sons, New York.
- Martin JP, Haider K (1971) Microbial activity in relation to soil humus formation. *Soil Sci.* 111: 54-63.
- Huang PM (2000) Abiotic catalysis. In: *Handbook of soil science* (Sumner ME, Editor-in-chief), CRC Press, Boca Raton, B303-B332.
- Ji R and Schäffer A (2002) Synthesis of <sup>13</sup>C- and <sup>14</sup>C-labelled catechol. *J. Labelled Compd. Radiopharm.* 45: 551-558.



# Biogeochemie gelösten organischen Schwefels in zwei Waldökosystemen

Klaus Kaiser<sup>1</sup> und Georg Guggenberger<sup>1</sup>

## 1 Einleitung

In jüngerer Zeit wurde mehrfach nachgewiesen, dass große Anteile des mit dem Bodensicker- und Oberflächenwasser aus Waldökosystemen ausgetragenen Stickstoffs und Phosphors in organischer Bindung vorliegen (z.B. Qualls et al., 1991; Hedin et al., 1995). In Gebieten, in denen der anthropogene Quellen gering sind, können organische Bindungsformen sogar den Export dominieren (Perakis & Hedin, 2002). Über den Beitrag organischer Bindungsformen zum Austrag von Schwefel (S) ist hingegen bislang wenig bekannt; der hohe Anteil von S, der in der organischen Bodensubstanz gebunden ist, lässt allerdings vermuten, dass er auch für dieses Element von Bedeutung.. In dem hier vorgestellten Experiment untersuchten wir die Freisetzung und Verlagerung von DOS an zwei Waldstandorten, die durch geringe Sulfateinträge sowie geringe Vorräte an Sulfat im Boden gekennzeichnet sind. Ziel war es, zu klären ob die oben erwähnten Befunde für organisch gebundenen Stickstoff und Phosphor auch für DOS zutreffen.

## 2 Experimentelles Vorgehen

Die Untersuchungen wurden in einem 160-jährigen Kiefernforst und einem 90-jährigen Buchenforst durchgeführt. Der Boden unter Kiefer ist ein Norm-Regosol mit der Humusform rohhumusartiger Moder. Unter Buche findet sich eine Norm-Rendzina, die sich aus Dolomit entwickelt hat.

An beiden Standorte wurden jeweils 3 räumlich getrennte Messflächen mit Regenfängern (Freiland, Bestand), freidränenden Lysimeter unterhalb der Auflage, Unterdruck-Lysimetern in 15 bzw. 30 cm Tiefe, Saugkerzen in 90 cm Tiefe sowie Tensiometern in verschiedenen Tiefen ausgestattet. Niederschlag und Bodenwasser wurde in 7-tägigem (im Winter teilweise 14-tägigen) Intervallen beprobt und gleichzeitig die Tensiometer abgelesen.

Alle Lösungen wurden >0.45 µm filtriert und das Filtrat auf DOC, Gesamt-S und Sulfat hin analysiert. Aus der Differenz zwischen Gesamt-S und Sulfat-S wurde DOS ermittelt. Aufgrund der relativ niedrigen Sulfatkonzentrationen erwies sich das Verfahren in diesem Fall als problemlos. Mittels XAD-8-Säulen wurden die gelöste organische Substanz außerdem in „hydrophile“ und „hydrophobe“ Bestandteile aufgetrennt (Raastad & Mulder, 1999) und diese dann auf DOC und DOS untersucht, wurden.

Quartals- und Monatsmischproben wurden gefriergetrocknet und mit der HI-Methode auf organische S-Bindungsformen (C-gebundener S, Estersulfat-S) untersucht.

Die Flüsse an S-Formen aus der Auflage wurde über die Menge an Wasser in den Streulysimetern und den

Konzentrationen an DOS and Sulfat-S darin errechnet. Die Wasserflüsse im Unterboden in 90 cm Tiefe wurden mittels Wassertransportmodellen abgeschätzt.

## 3 Ergebnisse und Diskussion

Sowohl im Freiland- wie Bestandesniederschlag lagen die Sulfatkonzentration weit unter jenen, die in der gleichen Region noch vor wenigen Jahren gemessen wurden. Auf dem Kieferstandort lag die jährliche Sulfatdeposition bei etwa 11 kg/ha und bei etwa 10 kg/ha auf dem Buchenstandort. Organischer S war im Freilandniederschlag nicht messbar. Während der Passage des Kronenraums kam es zur Freisetzung organischen S. Der Beitrag organischen S zum Gesamt-S im Bestandsniederschlag schwankte zwischen 0 und 16 % und war am höchsten während des Sommers und des Herbsts. In den Auflagesickerwässern lagen die Konzentrationen an organischem S zwischen 0.1 und 1.2 mg/l, was bis zu 45 % des Gesamt-S entsprach. Die höchsten Konzentrationen traten nur kurzen Trockenperioden im Sommer auf. Die Konzentrationen organischen C und S wiesen den gleichen zeitlichen Verlauf auf, was auf ähnliche Bildungsbedingungen schließen lässt. Darauf weist auch die straffe lineare Beziehung zwischen DOC und DOS in den Auflagesickerwässern (unter Kiefer;  $r^2 = 0.96$ ; unter Buche:  $r^2 = 0.97$ ) hin. Der überwiegende Teil des organisch gebundenen S lag in der hydrophilen Fraktion vor (unter Kiefer:  $62 \pm 6\%$ ; unter Buche:  $85 \pm 4\%$ ).

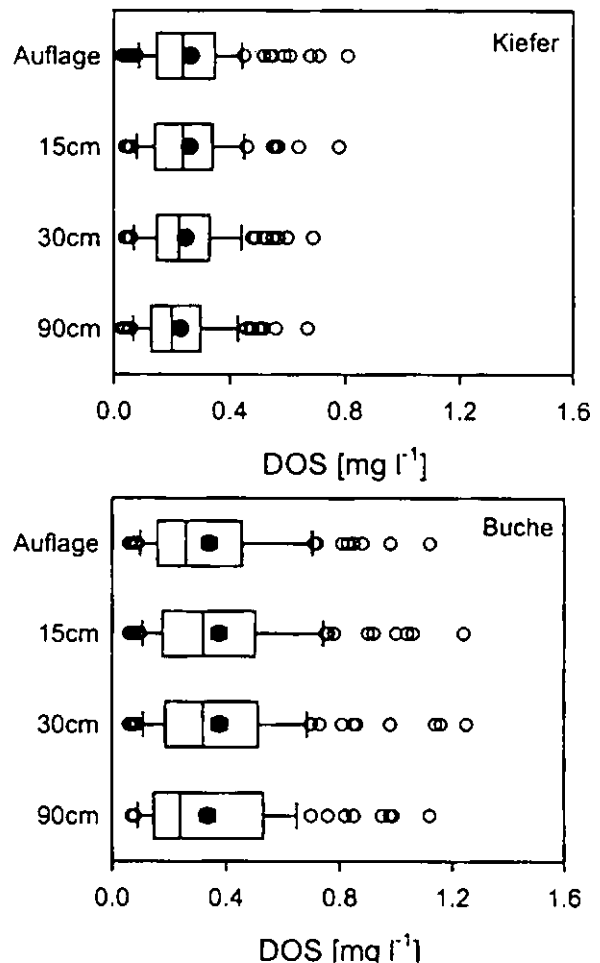


Abbildung 1. Tiefenverlauf der DOS Konzentrationen

<sup>1</sup> Bodenbiologie und Bodenökologie, Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 06099 Halle (Saale), e-mail: klaus.kaiser@landw.uni-halle.de

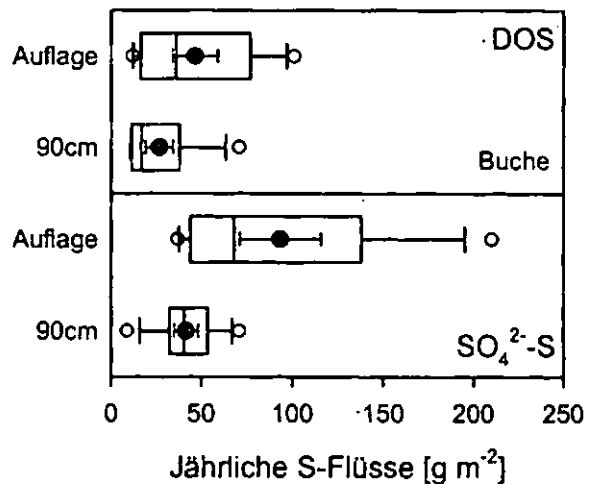
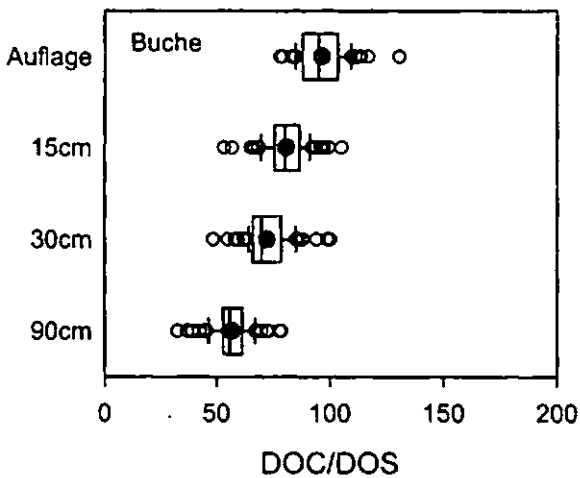
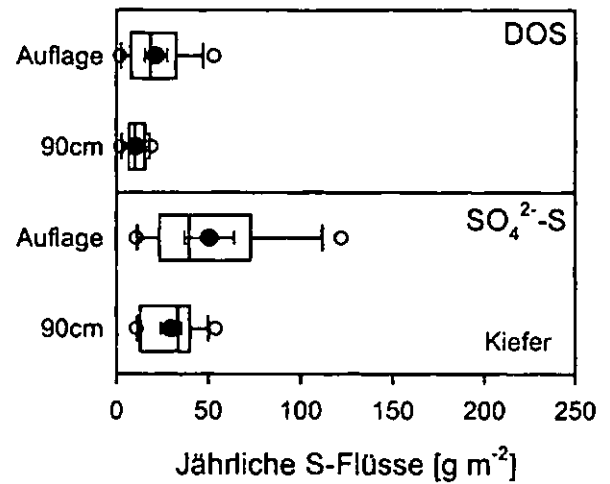
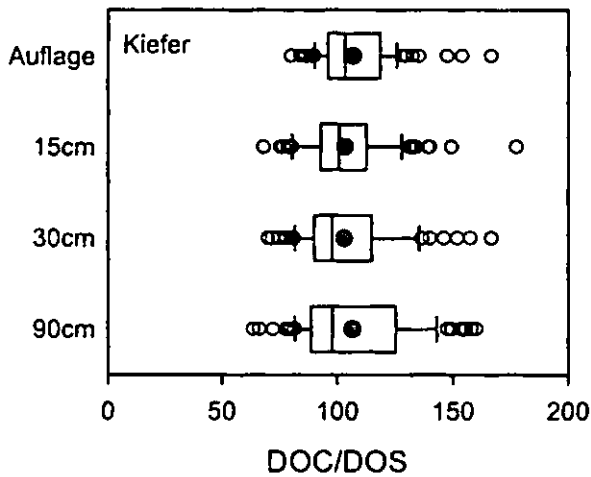


Abbildung 2. Tiefenverlauf der der DOC/DOS-Verhältnisse

Abbildung 3. Flüsse der S-Formen

Im Mineralboden beider Standorte gingen die DOS-Konzentrationen mit der Tiefe kaum zurück (Abb. 1). Unter Buche war der Rückgang an DOS weniger deutlich als der von DOC. Entsprechend sanken die DOC/DOS-Verhältnisse mit der Tiefe deutlich (Abb. 2). Dies kann mit der Mobilität der mit S angereicherten hydrophilen organischen Verbindungen erklärt werden. Unter Kiefer war der Rückgang an organischem C und S mit der Tiefe ähnlich; die DOC/DOS-Verhältnisse blieben mit der Tiefe konstant. Auf beiden Standorten lag S in der Bodenlösung aus 90 cm Tiefe bis zu 53 % in organischer Form vor. Unter Buche war gingen Sulfat-S mit der Tiefe stärker als DOS zurück; hier erwies sich DOS als die mobilere S-Form. Unter Kiefer war die Mobilität von DOS und Sulfat-S ähnlich (Abb. 3).

Organischer S im Auflagensickerwasser trat während der Sommer- und Herbstmonate zumeist in der Form von C-gebundenem S auf was auf Freisetzung während des Abbaus von Pflanzenmaterial hinweist. Im Winter und Frühling hingegen trat gelöster organischer S verstärkt in Form von Estersulfaten auf. Wir vermuten mikrobielle bzw. pilzliche Biomasse als deren Hauptquellen. Die v.a. in der hydrophilen Fraktion der gelösten organischen Substanz auftretenden Estersulfate erwiesen sich als die mobilste Form organischen S in den beiden untersuchten Böden.

#### 4 Folgerungen

Die Untersuchungen konnten zeigen, dass organische Formen von S in Böden mobil sein können und so

erheblich zum Austrag aus Waldökosystemen beitragen können. Ihre Bedeutung wird möglicherweise mit dem Rückgang im Boden gespeicherten Sulfats ansteigen.

#### 5 Dank

Die Studie wurde von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (ROSIG-Programm) gefördert. An den Arbeiten im Labor und Gelände bzw den Diskussionen waren beteiligt: Holger Ciglasch, Jörg Dilling, Ludwig Haumaier, Jutta Kleikemper, Andreas Möller, Sven Peter, Ursula Roth, André Wetzel und Wolfgang Zech. Ein Teil der Messungen erfolgte durch die Zentrale Analytik des Bayreuther Instituts für terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK). Die Versuchsflächen wurden von der Bayerischen Staatsforstverwaltung zur Verfügung gestellt.

#### 6 Literatur

- Hedin, L.O., Arnesto, J.J. & Johnson, A.H. (1995): Patterns of nutrient loss from unpolluted, old-growth temperate forests: evaluation of biochemical theory. *Ecology* 76, 493-509.
- Perakis, S.S. & Hedin, L.O. (2002): Nitrogen loss from unpolluted South American forests mainly via dissolved organic compounds. *Nature* 415, 416-419.
- Qualls, R.G. & Haines, B.L. (1991): Geochemistry of dissolved organic nutrients in water percolating through a forest ecosystem. *Soil Science Society of America Journal* 55, 1112-1123.

# Charakterisierung unterschiedlich biologisch stabiler Fraktionen der organischen Bodensubstanz

M. Kaiser<sup>1</sup>, R.H. Ellerbrock<sup>1</sup>, A. Höhn<sup>1</sup>, L. Beyer\*

## Einleitung und Problemstellung

Gehalt und Zusammensetzung organischer Bodensubstanz (OBS) haben großen Einfluss auf Bodeneigenschaften wie die KAK und werden u.a. von Landnutzung und Bewirtschaftung beeinflusst (Ellerbrock et al. 1999). C-Umsatzmodelle arbeiten mit C-Pools unterschiedlicher Stabilität, es fehlen aber zur Zeit noch Methoden diese Pools experimentell zu erfassen. Eine Möglichkeit der Stabilisierung der OBS ist die Komplexierung der OBS über polyvalente Kationen an mineralische Partikel. In Folge der dadurch verminderten Wasserlöslichkeit wird die Bioverfügbarkeit der komplexierten organischen Bodensubstanz herabgesetzt. Es wird angenommen, dass dieser OBS-Anteil langen Umsatzzeiten unterliegt und daher längerfristig Bodeneigenschaften wie die KAK beeinflusst. Wasserlösliche Komponenten sind für Mikroorganismen vermutlich leichter zugänglich und sollten demnach kürzeren Umsatzzeiten unterliegen (Stevenson 1982). Ziel der Untersuchung ist es, unterschiedlich lösliche OBS-Fractionen experimentell zu erfassen und zu klären, ob ein Zusammenhang zwischen Löslichkeit und Stabilität besteht. Des weiteren soll der Einfluss von Landnutzung und Bewirtschaftung auf Größe und Zusammensetzung unterschiedlich löslicher OBS-Anteile erfasst werden.

## Material und Methoden

Für die Untersuchungen wurden ausgewählte Langzeitfeldexperimente (Halle, Bad Lauchstädt, Rothalmünster) und alte Forststandorte (Steigerwald, Waldstein) beprobt. Hier werden Ergebnisse zu den Proben aus Halle und Rothalmünster vorgestellt (Tab. 1).

Tabelle 1 Charakteristika der Standorte.

Halle	Rothalmünster
Degradierte Schwarzerde	Pseudovergleyte Parabraunerde
Tongehalt: 8 %	Tongehalt: 17,2 %
Niederschlag: 501 mm	Niederschlag: 890 mm
Temperatur: 9,2 °C	Temperatur: 8,2 °C
Roggen* (C3) seit 1878	Weizen* (C3) seit 1969
Silomais (C4) seit 1968	Körnermais (C4) seit 1979

\* jeweils Wintergetreide

Unterschiedlich lösliche OBS-Fractionen wurden mittels sequentieller Extraktion (Abb. 1) isoliert. Zur chemischen Charakterisierung des Bodens wurden pH-Wert, KAK sowie Ton- und C<sub>org</sub>-Gehalt bestimmt.

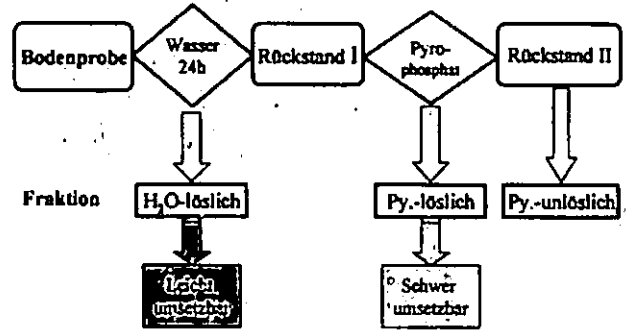


Abb. 1 Schematische Darstellung der sequentiellen Extraktion.

In Kooperation mit Arbeitsgruppen des DFG SPP 1090 „Böden als Quelle und Senke für CO<sub>2</sub>“ wurden an den unterschiedlichen OBS-Fractionen <sup>14</sup>C-Datierungen und δ<sup>13</sup>C-Bestimmungen durchgeführt, um deren Umsatzzeiten abzuleiten. Die funktionelle Zusammensetzung der Fraktionen wurde mit Fourier-Transform Infrarot Spektroskopie (FT-IR) erfasst.

## Ergebnisse und Diskussion

Der Anteil der pyrophosphatlöslichen OBS-Fraktion (OBS(PY)) ist bis zu zehn mal höher als der der wasserlöslichen Fraktion (OBS(W)).

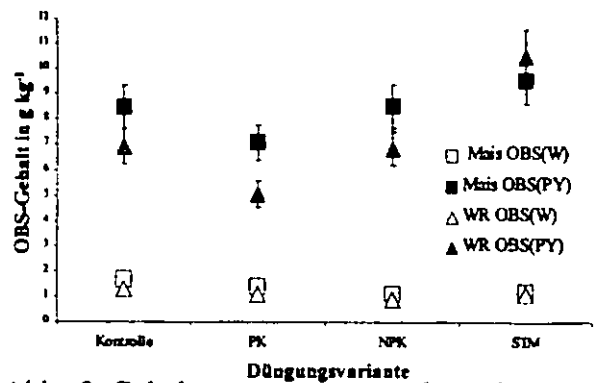


Abb. 2 Gehalte an wasser- und natriumpyrophosphatlöslichen OBS-Fractionen aus unterschiedlich gedüngten Böden unter Mais und Winterroggen (Halle).

In den FT-IR Spektren der wasserlöslichen OBS-Fractionen aus den Hallenser Böden unter Roggen nimmt die Absorptionsintensität der C=O Bande in der Reihenfolge PK < NPK < STM < Kontrolle zu (Abb. 3). Für die der Böden unter Mais ergibt sich die Reihenfolge: PK < NPK < Kontrolle < STM.

Die Spektren der natriumpyrophosphatlöslichen OBS aus den Böden unter Roggen- und Maismonokultur zeigen für die PK gedüngte Vari-

<sup>1</sup> Leibniz Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung; Institut für Bodenlandschaftsforschung; Eberswalderstr. 84; D-15374 Müncheberg

\* IPOE Universität Kiel

anten die intensivste C=O Banden. Die Absorptionsintensität nimmt für die OBS-Fractionen der Böden unter Roggen in der Reihenfolge NPK << STM = Kontrolle << PK zu (Abb. 3). Für die natriumpyrophosphatlösliche OBS-Fraktion der Böden unter Mais wurde die Reihenfolge: Kontrolle < STM = NPK << PK gefunden. Offensichtlich hat nicht nur die Düngung sondern auch die angebaute Fruchtart einen Einfluß auf die OBS-Zusammensetzung.

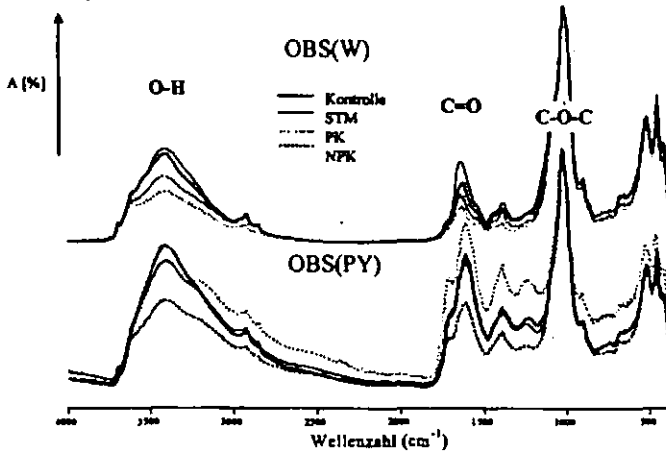


Abb. 3 FT-IR Spektren der wasser- und natriumpyrophosphatlöslichen OBS-Fractionen aus unterschiedlich gedüngten Böden unter Roggen (Halle).

Die wasserlöslichen Fraktionen der ungedüngten und NPK gedüngten Böden unter Mais in Halle weisen ein  $^{14}\text{C}$ -Alter von 1610 bzw. 867 Jahren und einen maisbürtigen C-Gehalt von 20,5 bzw. 22 % auf. Die pyrophosphatlöslichen Fraktionen dieser Düngungsvarianten haben ein  $^{14}\text{C}$ -Alter von 6676 bzw. 6638 Jahren und einen maisbürtigen C-Anteil von 5 bzw. 7,5 %. Genauere Untersuchungen des Extraktionsrückstandes zeigen, dass dieser noch einen - mit bloßem Auge erkennbaren - Anteil an partikulärer, organischer Substanz enthält.  $\delta^{13}\text{C}$ -Bestimmungen zeigen, dass diese zu 80% aus maisbürtigem - also jungem, maximal 32 Jahre altem - Kohlenstoff besteht.  $\delta^{13}\text{C}$ -Bestimmungen an wasserlöslichen OBS-Fractionen vor und nach der Dialyse zeigen, dass bei der Dialyse ein OBS-Verlust auftritt, der dazu führt, dass der Anteil an maisbürtigem C drastisch abnimmt, während für die Proben aus Halle eine Zunahme des maisbürtigen Anteils zu beobachten ist.

### Schlußfolgerungen

Die Ergebnisse zeigen, dass Düngung, Fruchtfolge und Landnutzung nicht nur den Gehalt sondern auch die Zusammensetzung der unterschiedlich löslichen OBS-Fractionen beeinflussen. Dies kann Auswirkungen auf die Bodeneigenschaften haben.  $^{14}\text{C}$ - und  $\delta^{13}\text{C}$ -Untersuchungen zeigen, dass die wasserlöslichen

OBS-Fractionen mehr junges Material enthalten als die pyrophosphatlöslichen Fraktionen. Die sequentielle Extraktion scheint demnach geeignet, unterschiedlich stabile OBS-Fractionen experimentell zu erfassen. Allerdings erfordern die im Extraktionsrückstand gefundenen partikulären OBS-Anteile, eine Anpassung der sequentiellen Extraktion mit dem Ziele diese zu Beginn der Extraktion möglichst vollständig abzutrennen. Damit kann eine Verschleppung frischen organischen Materials in die löslichen Fraktionen vermieden werden. Die Auswertung der  $\delta^{13}\text{C}$ -Daten der wasserlöslichen OBS vor und nach Dialyse zeigen, dass OBS mit dem Washwasser ausgetragen wird. Das ausgetragene Material ist vermutlich sehr jung, so dass hier eine erhebliche Beeinflussung der  $\delta^{13}\text{C}$ -Daten beobachtet wird. Deshalb werden zukünftig Dialyseschläuche mit geringeren Porenweiten eingesetzt.

Um Aussagen zur Abbaubarkeit zu erhalten werden Untersuchungen zur mikrobiellen Umsetzbarkeit der Extrakte sowie weitere  $^{14}\text{C}$ - und  $\delta^{13}\text{C}$ -Messungen durchgeführt. OBS-Fractionen.

### Danksagung

Die hier vorgestellten Untersuchungen werden von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) gefördert. Die Probenahme erfolgte in Zusammenarbeit mit dem UfZ, der Universität Halle sowie dem BITOEK. Die FT-IR Spektren wurden von Herrn Rath aufgenommen.

### Literatur

- Ellerbrock R. H., Höhn A. & Rogasik J. (1999): Functional analysis of soil organic matter with respect to soil management. *European Journal of Soil Science* 50, S. 65-71.
- Ellerbrock R. H., Höhn A. & Gerke H. H. (2001): FT-IR studies on soil organic matter from longterm field experiments. In: Rees et al.: *Sustainable Management of Soil Organic Matter*. CABI, S. 34-41.
- Körschens M. (1990): *Dauerfeldversuche*. AKL, Berlin.
- Stevenson F. J. (1982): *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*. John Wiley & Sons, New York

## Kinetik der Cr(III)-Oxidation durch MnO<sub>2</sub>

Kim, R.-Y., G. Welp und G.W. Brümmer \*

### Einleitung

In der Umwelt tritt Cr hauptsächlich in der dreiwertigen und sechswertigen Form auf, wobei Cr(III) in Böden stabiler als Cr(VI) ist. Cr(III) ist in geringer Konzentration essenziell für Tiere und Menschen und wenig mobil. Cr(VI) ist nicht essenziell und wesentlich mobiler und toxischer als Cr(III). Aufgrund der Cr(VI)-Toxizität ist die Oxidation von Cr(III) zu Cr(VI) in Böden von (öko-) toxikologischer Relevanz.

Unter thermodynamischen Stabilitätsaspekten lässt sich vorhersagen, dass die Oxidation von Cr(III) zu Cr(VI) unter stark oxidierenden Bedingungen und dabei vor allem im alkalischen pH-Bereich stattfinden kann. Die Cr(III)-Oxidation wird durch die organische Substanz der Böden gehemmt und durch Mn-Oxide gefördert. Humusarme und MnO<sub>2</sub>-reiche Unterböden mit hohen pH-Werten und guter Durchlüftung können damit Bedingungen für eine Cr(VI)-Bildung aufweisen. Es ist aber weitgehend ungeklärt, mit welcher Kinetik und unter welchen spezifischen Voraussetzungen Cr(III) zu Cr(VI) umgewandelt werden kann. Deshalb haben wir in Modellversuchen die Kinetik der Cr(III)-Oxidation durch MnO<sub>2</sub> in Böden unter variierenden Randbedingungen (Mn(IV)-Gehalte, Corg-Gehalte, pH und Zeit) untersucht.

### Material und Methoden

**Cr(III)-Oxidation durch MnO<sub>2</sub> in wässriger Lösung:** Die Oxidationsversuche wurden als Schüttelversuche in 50 ml H<sub>2</sub>O mit CrCl<sub>3</sub>-Lösung (104 mg Cr(III) l<sup>-1</sup>) und β-MnO<sub>2</sub> (11 g Mn l<sup>-1</sup>) bei pH-Werten von ca. 3 und 8 durchgeführt. Die Schüttelzeit betrug bis 1944 h. Die Cr(VI)-Bestimmung erfolgte, wie auch bei den weiteren Versuchen, in Anlehnung an DIN 19734 (1999; DPC-Methode; vgl. Kim et al. 2002).

**Cr(III)-Oxidation in Böden:** Drei Bodenproben (Cv-, Bv- und Ap-Horizont) mit Corg-Gehalten von 0,22 bis 1,30 % und pedogenen Mn-Gehalten von 0,26 bis 0,41 g kg<sup>-1</sup> wurden auf pH-Werte von 4,0, 5,5, 6,9 und 8,2 eingestellt (außer Cv-Horizont). Allen Bodenproben (10 g) wurde β-MnO<sub>2</sub> (10 bzw. 20 g Mn(IV) kg<sup>-1</sup>) und 2 ml CrCl<sub>3</sub>-Lösung (500 mg Cr(III) kg<sup>-1</sup>) zudosiert. Die Bodenproben wurden bei 22 ± 2 °C inkubiert und 2 mal täglich belüftet. Nach unterschiedlichen Inkubationszeiten (24 bis 2400 h) wurden die Proben extrahiert und die Cr(VI)-Gehalte bestimmt.

### Kinetik der Cr(III)-Oxidation durch MnO<sub>2</sub> in wässriger Lösung

Die in Abb. 1 dargestellten Ergebnisse belegen eine zu-

nächst relativ schnelle Kinetik der Cr(III)-Oxidation bei pH 3 und eine langsamere Kinetik bei pH 8. Bei pH 3 ist die Cr(VI)-Bildung nach 24 h weitgehend abgeschlossen und erreicht innerhalb weniger Tage einen annähernden Gleichgewichtszustand. Bis zum Ende der Versuchszeit (1944 h) wird 5 mg Cr(VI) l<sup>-1</sup> gebildet; dies entspricht 4,8 % der Cr(III)-Zugabe. Im Gegensatz dazu wird bei pH 8 ein Gleichgewichtszustand nicht erreicht. Die Cr(VI)-Konzentration erreicht nach 1944 h einen Wert von 8,1 mg l<sup>-1</sup>. Dies entspricht 7,8 % der Cr(III)-Zugabe. Damit wird während der gewählten Versuchszeit im alkalischen pH-Bereich insgesamt mehr Cr(VI) gebildet, wobei in der Anfangsphase (bis 240 h) aufgrund einer schnelleren Kinetik bei pH 3 mehr Cr(III) oxidiert wird. Dies liegt vermutlich daran, dass zugegebenes Cr(III) im alkalischen Milieu ausgefällt wird und die Oxidation von Cr(III) in der Festphase verlangsamt abläuft.

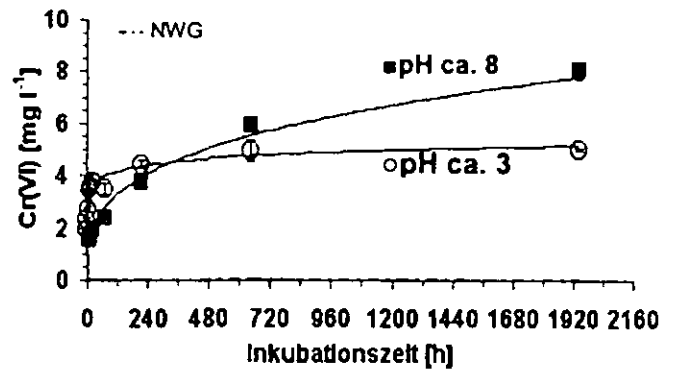


Abb. 1: Cr(III)-Oxidation durch MnO<sub>2</sub> in wässriger Lösung in Abhängigkeit von der Zeit und den pH-Werten (Mn(IV)-Zugabe: 11 g l<sup>-1</sup>; Cr(III)-Zugabe: 104 mg l<sup>-1</sup>; Schüttelversuch)

### Kinetik der Cr(III)-Oxidation durch MnO<sub>2</sub> in Böden

Wie aus Abb. 2 hervorgeht, ist die Cr(III)-Oxidation in dem verwendeten humusarmen, alkalischen Bodenmaterial (Cv-Horizont) bei drei verschiedenen MnO<sub>2</sub>-Gehalten durch eine anfangs schnelle und dann deutlich langsamere Kinetik gekennzeichnet. Ohne Mn-Zugabe wird nach 1944 h 2,4 mg Cr(VI) kg<sup>-1</sup> (0,48 % der Cr(III)-Zugabe) durch pedogene Mn-Oxide gebildet. Eine zusätzliche Applikation von

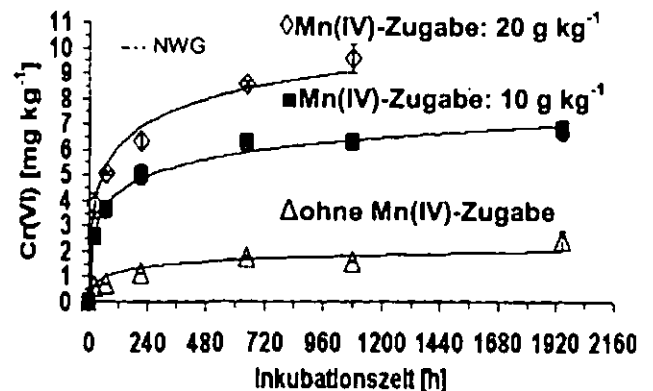


Abb. 2: Cr(III)-Oxidation durch MnO<sub>2</sub> in Bodenproben eines Cv-Horizontes (Pararendzina aus LdB; Corg: 0,22 %; pH: 7,7; pedogenes Mn: 0,26 g kg<sup>-1</sup>; Cr(III)-Zugabe: 500 mg kg<sup>-1</sup>) in Abhängigkeit von der Zeit und den Mn-Oxidgehalten

\* Institut für Bodenkunde der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität, Nußallee 13, D-53115 Bonn, e-mail: kim@boden.uni-bonn.de

MnO<sub>2</sub> verstärkt die Cr(VI)-Bildung. Die Mn-Zugabe von 10 g kg<sup>-1</sup> erhöht die Cr(VI)-Gehalte bis auf 6,8 mg kg<sup>-1</sup> nach 1944 h (1,4 % der Cr(III)-Zugabe) und die Mn-Zugabe von 20 g kg<sup>-1</sup> bis auf 9,6 mg kg<sup>-1</sup> nach 1080 h (1,9 % der Cr(III)-Zugabe). Damit ist die Cr(III)-Oxidationskapazität von MnO<sub>2</sub> in diesem Bodenmaterial mit einer maximalen Cr(III)-Oxidation von 1,9 % begrenzt. Diese Cr(VI)-Gehalte sind zwar prozentual gesehen gering, erreichen aber im Hinblick auf eine Grundwasserbelastung (BBodSchV 1999) und schädliche Nebenwirkungen auf Bodenmikroorganismen (Welp 1999, Rüdell et al. 2000) ein durchaus kritisches Niveau.

Die in Abb. 3 dargestellten Ergebnisse beleuchten den Einfluss des pH-Wertes auf die Cr(III)-Oxidation in einem mit β-MnO<sub>2</sub> angereicherten humusarmen Bodenmaterial (Bv-Horizont). Bei pH-Werten von 4,0, 5,5 und 6,9 ist mit einer anfänglichen Cr(VI)-Bildung und nachfolgender Reduktion des gebildeten Cr(VI) ein ähnlicher zeitlicher Verlauf der Cr(VI)-Oxidation zu beobachten. Das Ausmaß der Cr(III)-Oxidation in der Anfangsphase des Versuchs steigt mit zunehmendem pH an und erreicht mit 3,9 mg Cr(VI) kg<sup>-1</sup> bei pH 6,9 nach 216 h ein Maximum. Die anschließende Cr(VI)-Reduktion beginnt umso früher, je niedriger der pH-Wert ist. Bei pH 8,1 wird in der Initialphase mit 1,4 mg Cr(VI) kg<sup>-1</sup> am wenigsten Cr(III) oxidiert; im Gegensatz zu den Versuchen bei pH 4,0 bis 6,9 bleibt diese Cr(VI)-Menge allerdings bis zum Ende der Versuchszeit stabil.

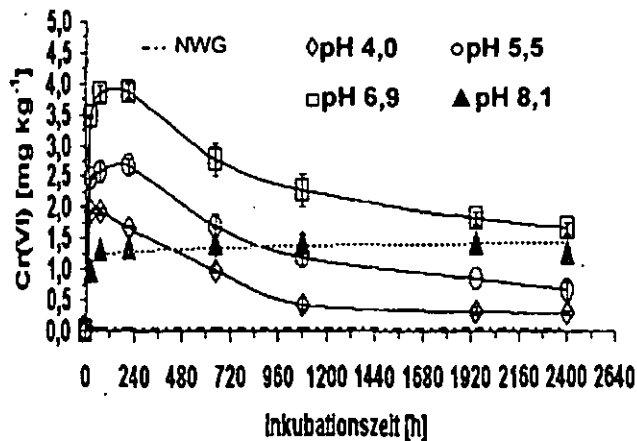


Abb. 3: Cr(III)-Oxidation durch MnO<sub>2</sub> in Bodenproben eines Bv-Horizontes (Braunerde aus Löß; Corg: 0,37 %; pedogenes Mn: 0,32 g kg<sup>-1</sup>; Mn(IV)-Zugabe: 10 g kg<sup>-1</sup>; Cr(III)-Zugabe: 500 mg kg<sup>-1</sup>) in Abhängigkeit von der Zeit und den pH-Werten

Ein entsprechendes Experiment mit einem humushaltigen Oberbodenmaterial (Ap-Horizont) ergibt ein deutlich abweichendes Bild (Abb. 4). Der zeitliche Verlauf der Cr(VI)-Bildung ist zwar ähnlich wie im humusarmen Bv-Horizont (vgl. Abb. 3), aber mit einer um das etwa Zehnfache niedrigeren Cr(VI)-Bildung. Die Anwesenheit von organischer Substanz verhindert eine stärkere Cr(III)-Oxidation. Von pH 4,2 nach 6,9 nimmt die Cr(VI)-Bildung bei diesen Bodenproben ab, sodass im Vergleich zum Bv-Horizont ein gegenläufiger pH-Trend zu konstatieren ist.

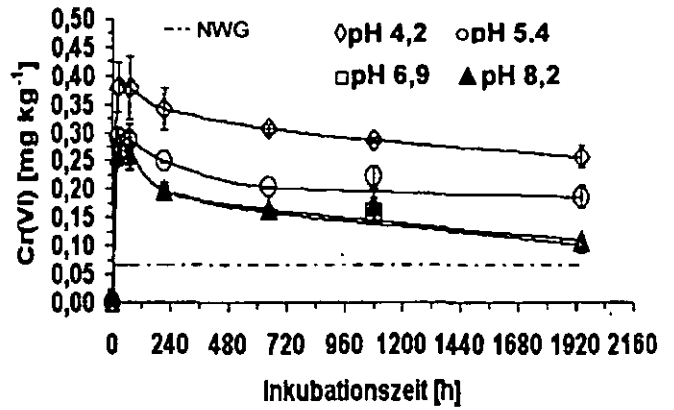


Abb. 4: Cr(III)-Oxidation durch MnO<sub>2</sub> in Bodenproben eines Ap-Horizontes (Braunerde aus Löß; Corg: 1,30 %; pedogenes Mn: 0,41 g kg<sup>-1</sup>; Mn(IV)-Zugabe: 10 g kg<sup>-1</sup>; Cr(III)-Zugabe: 500 mg kg<sup>-1</sup>) in Abhängigkeit von der Zeit und den pH-Werten

#### Schlussfolgerungen und Zusammenfassung

Das Ausmaß der Cr(VI)-Bildung ist stark von den Randbedingungen abhängig und bleibt insgesamt - auch bei höheren Zugaben von β-MnO<sub>2</sub> - mit max. ca. 2 % des zudozierten Cr(III) begrenzt. Bei Abwesenheit von organischer Substanz oder sehr niedrigem Corg-Angebot ist die Cr(III)-Oxidation durch eine zunächst schnelle und dann langsame Kinetik gekennzeichnet. Bei gleichzeitiger Anwesenheit von Mn-Oxiden und organischer Substanz wird Cr(III) anfänglich partiell oxidiert und anschließend durch die organische Substanz wieder reduziert. Der pH-Wert beeinflusst die Kinetik und das Ausmaß dieser Reaktionen je nach dem Gehalt an oxidierend und reduzierend wirkenden Stoffen in unterschiedlichem Maße.

Insgesamt kann damit die Oxidation von Cr(III) zu Cr(VI) in belasteten Böden mit stark oxidierenden Bedingungen ökotoxikologisch bedeutend sein; meist findet sie jedoch nur in begrenztem Maße statt.

#### Literatur

- BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung; Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn. — DIN 19734 (1999): Bestimmung von Chrom(VI) in phosphatgepufferter Lösung.- Ref. Nr. DIN 19734, Januar 1999; DIN Deutsches Institut für Normung. — Kim, R.-Y., G. Welp, I. Müller und G.W. Brümmer (2002): Cr(VI) in Böden: Probleme mit der DIN 19 734 sowie Cr(VI)-Gehalte und -Stabilität in belasteten und unbelasteten Böden Nordrhein-Westfalens.- altlasten spektrum, 11/2, 59-65, Berlin. — Rüdell, H., A. Wenzel und K. Tertytze (2000): 18<sup>th</sup> European Conference of the Society for Environmental Geochemistry and Health.- Abstracts, September 2000; Glasgow, Scotland. — Welp, G. (1999): Inhibitory effects of the total and water-soluble concentrations of nine different metals on the dehydrogenase activity of a loess soil.- Biol. Fertil. Soils, 30, 132-139.

# Abbau und Sorption von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin in Böden

## - Bedeutung für den flächenhaften Austrag mit dem Zwischenabfluß

Christine Klein, St. Pätzold & G.W. Brümmer\*

### Einleitung

Herbizide können außer mit dem Oberflächenabfluß und dem Sickerwasser auch mit dem Zwischenabfluß aus Ackerflächen ausgetragen werden (Klein et al. 2001). Ziel der durchgeführten Untersuchungen war es, die Auswirkungen unterschiedlicher physikochemischer Eigenschaften von Herbizidwirkstoffen (Wasserlöslichkeit, log Po/w) sowie den Einfluß ihres Abbau- und Sorptionsverhaltens in Böden (Labor- und Feldversuche) auf den Austrag mit dem Zwischenabfluß unter Freilandbedingungen zu untersuchen.

### Versuchsanlage

Auf der Versuchsfläche in Velbert (Bergisches Land/NRW), die typisch für das Rheinische Schiefergebirge ist, sind Pseudogley-Braunerden aus Flicßerden (Löß, Verwitterungsprodukte devonischer Gesteine) ausgebildet. Der Ap-Horizont besitzt einen C<sub>org</sub>-Gehalt von 1,7 % und einen pH(CaCl<sub>2</sub>) von 5,6; die Körnung weist 9 % Sand, 66 % Schluff und 25 % Ton auf. In etwa 70 cm Tiefe stehen verwitterte devonische Tonschiefer an; infolge der Hangneigung von 10 % bildet sich auf dieser Stausohle Hangzugwasser. Auf der nicht drainierten Versuchsfläche wurde Mais praxisüblich angebaut und mit dem Kombinationspräparat "STENTAN" behandelt, das drei Wirkstoffe zu unterschiedlichen Anteilen enthält. Damit ergeben sich entsprechende Unterschiede in den Aufwandmengen (Tab. 1).

Tab. 1: Herbizidwirkstoffe in dem Kombinationspräparat "Stentan" und deren wichtigste Eigenschaften

	L <sub>H2O</sub> (mg l <sup>-1</sup> )	log P <sub>ow</sub>	Aufwandmenge (kg ha <sup>-1</sup> )
Metolachlor	490	3,45	1,5
Terbutylazin	8,5	3,04	0,75
Pendimethalin	0,3	5,18	0,99

Der Zwischenabfluß wurde am Unterhang mit einem 10 m langen, quer zur Gefälleausrichtung bis 1 m Tiefe eingebautem Dränvlies aufgefangen und in Sammel tanks geleitet; diese wurden ereignisbezogen beprobt.

\*Institut für Bodenkunde der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität, Nußallee 13, D-53115 Bonn; PAETZOLD@BODEN.UNI-BONN.DE

Die Herbizide wurden nach Anreicherung an C18-Festphasenmaterial mittels RP-HPLC und UV-Detektion gemessen. Die Ergebnisse von ergänzenden Laborversuchen sind bereits an anderer Stelle publiziert (Pätzold & Brümmer 2003).

### Ergebnisse und Diskussion

In Abhängigkeit von den Niederschlägen wurden im Zeitraum von acht bis maximal 329 Tagen nach der Spritzung Herbizidrückstände im Zwischenabfluß nachgewiesen. Insgesamt wurden nur geringe Anteile der applizierten Wirkstoffe mit dem Zwischenabfluß ausgetragen (bis 0,06 % Metolachlor; 0,05 % Terbutylazin; 0,002 % Pendimethalin; Klein et al. 2001). Hohe Konzentrationen in einzelnen Abflußlösungen kurz nach der Spritzung (bis 773 µg l<sup>-1</sup> Metolachlor, 271 µg l<sup>-1</sup> Terbutylazin und 11,5 µg l<sup>-1</sup> Pendimethalin; Versuchsjahr 1999, nicht dargestellt) belegen aber die ökologische Relevanz dieses Austragspfades.

Vor einem möglichen Austrag mit dem Zwischenabfluß müssen die Wirkstoffe den Boden passieren; in Anbetracht des hohen Austrags der drei Wirkstoffe kurz nach der Ausbringung wurden die Herbizide wahrscheinlich vor allem durch präferentiellen Fluß bis auf die Stausohle transportiert. Das Austragsverhalten spiegelt die unterschiedliche Löslichkeit (Tab. 1) und das variierende Abbau- und Sorptionsverhalten der Wirkstoffe im Oberboden wider (Tab. 2).

Tab. 2: Anfängliche Verteilungskoeffizienten (K') von Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin sowie DT<sub>50</sub>-Werte in Laborversuchen mit Oberbodenproben vom Feldversuch in Velbert (Pätzold & Brümmer 2003)

	K' (l kg <sup>-1</sup> )	DT <sub>50</sub> (Tage)
Metolachlor	2,6	20
Terbutylazin	4,0	48
Pendimethalin	217	97

Die anfänglichen Verteilungskoeffizienten zwischen adsorbierten und gelösten Wirkstoffanteilen wurden in ergänzenden Laborstudien mit Bodenproben des Versuchsstandortes ermittelt. Sie zeigen an, dass Metolachlor mit dem niedrigsten K'-Wert erwartungsgemäß zu hohen Anteilen in der Bodenlösung verbleibt, während Pendimethalin mit dem höchsten K'-Wert bereits kurz nach dem Kontakt mit dem Boden zu hohen Anteilen adsorbiert wird (Tab. 2).

Die drei Herbizide wurden im Laborversuch unterschiedlich schnell abgebaut (Tab. 2; Pätzold & Brümmer 2003); die DT<sub>50</sub>-Werte wurden anhand einer Abbaufunktion 1. Ordnung ermittelt. Das gut wasserlösliche und wenig adsorbierte Metolachlor wird am schnellsten abgebaut, während Pendimethalin (geringe Löslichkeit, starke Adsorption) die höchsten DT<sub>50</sub>-Werte aufweist.

Abb. 1 zeigt die Konzentrationen aller drei Herbizide im Zwischenabfluß beispielhaft für das Jahr 1998. Metolachlor trat kurz nach der Spritzung mit den höchsten Konzentrationen auf. Pendimethalin war dagegen nur in geringen Konzentrationen nachweisbar. Im Zeitverlauf nahmen die Konzentrationen aller drei Herbizide im Zwischenabfluß infolge des Wirkstoffabbaus und einer zunehmenden Immobilisierung der verbleibenden Rückstände im Oberboden ab. Pendimethalin konnte bereits nach 57 Tagen nicht mehr im Zwischenabfluß nachgewiesen werden.

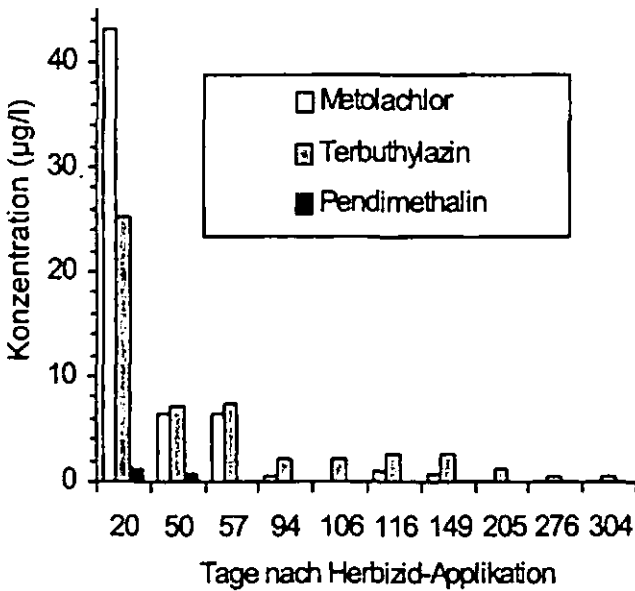


Abb. 1: Konzentrationen ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) von Metolachlor, Terbuthylazin und Pendimethalin im Zwischenabfluß eines praxisüblich bewirtschafteten Maisschlages in Velbert/NRW (Daten von Feldversuchen, Versuchsjahr 1998)

Nach sechs Wochen waren die Konzentrationen von Terbuthylazin im Zwischenabfluß stets höher als die von Metolachlor. Dies kann mit dem schnelleren Abbau von Metolachlor (Tab. 2) und der im Zeitverlauf deutlich stärkeren Festlegung der verbleibenden Metolachlor-Rückstände im Oberboden (ansteigende  $K'$ -Werte) im Vergleich zu Terbuthylazin begründet werden (Abb. 2). Damit kann Terbuthylazin trotz der geringeren Löslichkeit und stärkeren anfänglichen Adsorption nach längerer Zeit in höheren Konzentrationen verlagert und mit dem Zwischenabfluß ausgegossen werden als Metolachlor. Pendimethalin wird im Verlauf der Vegetationsperiode so stark im Boden immobilisiert ( $K'$ -Werte bis über  $340 \text{ l kg}^{-1}$ ), dass es im Zwischenabfluß nicht mehr nachgewiesen werden kann.

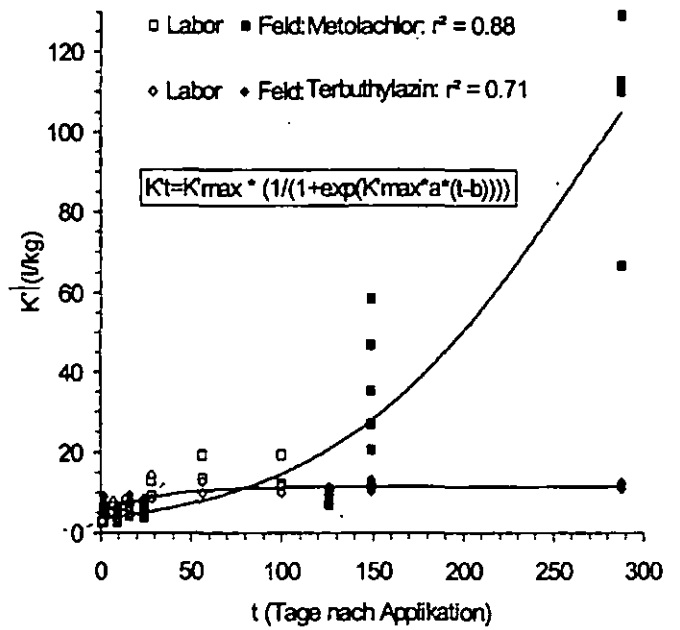


Abb. 2: Verteilungskoeffizienten ( $K'$ ) zwischen adsorbierten und gelösten Rückständen von Metolachlor und Terbuthylazin im Ap-Horizont in Abhängigkeit von der Zeit nach der Applikation; Daten von Feldversuchen sowie von Laborexperimenten (Pätzold & Brümmer 2003)

Terbuthylazin und Metolachlor wurden insgesamt zu vergleichbaren Anteilen mit dem Zwischenabfluß ausgegossen (s.o.). Die Pendimethalin-Konzentrationen im Zwischenabfluß und die ausgegossenen Mengen waren infolge der geringen Löslichkeit und starken Festlegung deutlich niedriger als die der anderen Wirkstoffe.

In den Versuchsjahren 1997 und 1999 trat Zwischenabfluß seltener auf. Die maximalen Herbizidkonzentrationen waren 1997 geringer (nicht dargestellt), 1999 jedoch deutlich höher als 1998 (s.o.). Die ausgegossenen Mengen waren dementsprechend - trotz insgesamt geringerer Abflusssmengen - 1999 am höchsten (Klein et al. 2001).

### Schlußfolgerung

Der Austrag von Herbiziden mit dem Zwischenabfluß wird - außer von Versuchsstandort und Witterungsverlauf - von ihrer Löslichkeit und der anfänglichen Adsorptionsneigung, vor allem aber auch von ihrem Abbau- und längerfristigen Immobilisierungsverhalten im Oberboden beeinflusst.

### Literatur

Klein, C., S. Pätzold & G.W. Brümmer (2001): Einfluß von Vegetationsfilterstreifen auf Pflanzenschutzmittel-Austräge mit Oberflächen- und Zwischenabfluß. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 96/11, 627-628. Pätzold, S. & G.W. Brümmer (2003): Influence of microbial activity and soil moisture on herbicide immobilization in soils. J. Plant Nutr. Soil Sci. 166, 336-344.



## Metallorganische Verbindungen: Die Kolloide saurer Böden?

F. Lang und M. Kaupenjohann

### Einleitung

Mineralische Kolloide flocken bei niedrigen pH-Werten aus (z.B. Kaplan et al. 1996), C-reiche Kolloide sind jedoch auch unter sauren Bedingungen sehr stabil (z.B. Burba und Van den Bergh 2002). In Übereinstimmung damit deuten unsere Untersuchungen zur Freisetzung von Blei aus Schießplatzböden darauf hin, dass organische Kolloide vor allem bei niedrigen pH-Werten von besonderer Bedeutung sind (Klitzke et al. 2003). Diese „organischen Kolloide“ können Mineralpartikel sein, die durch organische Beläge stabilisiert werden (Mosley et al. 2003). Daneben könnten aber auch metallorganische Salze zur Kolloidfraktion beitragen. Mehrwertige Kationen können organische Polyelektrolyte vernetzen und dadurch die Bildung von Salzen induzieren (Huber 1993). Mit unseren Untersuchung prüften wir, ob sich solche Salze mit aus Böden extrahiertem gelöstem organischem Kohlenstoff bilden und in kolloidaler Größe vorliegen können.

### Material und Methoden

Für die Fällungsversuche wurde gelöste organische Substanz aus einer Humusaufgabe bei pH 7 extrahiert. Dazu wurde 1 kg einer feldfrischen Rohhumusaufgabe mit 5 l Wasser überstaut und nach 24 h filtriert (0.45 µm Celluloseacetat Membranfilter). Zur Entfernung austauschbarer mehrwertiger Kationen wurde die DOM Lösung mit einem K-belegtem Austauscherharz equilibriert. Danach wurde die Lösung ultrafiltriert. Für die Versuche wurde die DOM Fraktion > 100 kD verwendet. Zu dieser Lösung wurde dann  $Pb(NO_3)_2$  zugegeben. Die Pb-Konzentration in dieser Mischlösung war  $20 \text{ mg Pb l}^{-1}$ , die DOC-Konzentration betrug  $1623 \text{ mg C l}^{-1}$ . Die Fällungsversuche wurden bei pH 2.5 und 7 durchgeführt. Die pH-Werte wurden mit  $HNO_3$  bzw. NaOH eingestellt.

Nach ca. 24h wurden die Lösungen sowie Pb-freie DOM-Lösungen der entsprechenden pH-Werte mit Kleinwinkelröntgenstreuung (SAXS, Philips) bei einer Wellenlänge von  $1.5 \text{ \AA}$  und Streuwinkeln bis  $5^\circ$  untersucht. Bei der SAXS-Messung wird die Streuintensität  $I$  eines Röntgenstrahls in Abhängigkeit vom Streuvektor  $q$  gemessen. Aus der  $I(q)$  Funktion lassen sich Informationen über Kolloidgröße und -Form ableiten. Mittels Kurvenanpassung lassen sich die Parameter  $r_{cs}$  (cross section radius)  $r_{max}$  (maximaler Kolloidradius),  $r_{gyr}$  (Trägheitsradius) und der Formfaktor  $\alpha$  ( $\alpha = 1$  für ideale Zylinder,  $\alpha = 0$  für ideale Kugeln) ableiten. Sind intermolekularer Wechselwirkungen, die charakteristisch sind für metallorganische Salze, von Bedeutung wird zusätzlich zu einem Formterm ein Strukturterm verwendet, um die  $I(q)$  Spektren zu beschreiben. Die Kurvenanpassung erfolgte mit dem Programm „wingfit“.

### Ergebnisse und Diskussion

Abbildung 1 zeigt die Streuspektren der unterschiedlichen Versuchsvarianten. Die Spektren sind sehr ähnlich. Eine Sonderstellung nimmt die Variante bei pH 7 ohne Pb-Zugabe ein: Hier ist die Streuintensität sowie die Steigung bei sehr kleinen Streuwinkeln, die dem Formfaktor  $\alpha$  entspricht, geringer als in den übrigen Varianten.

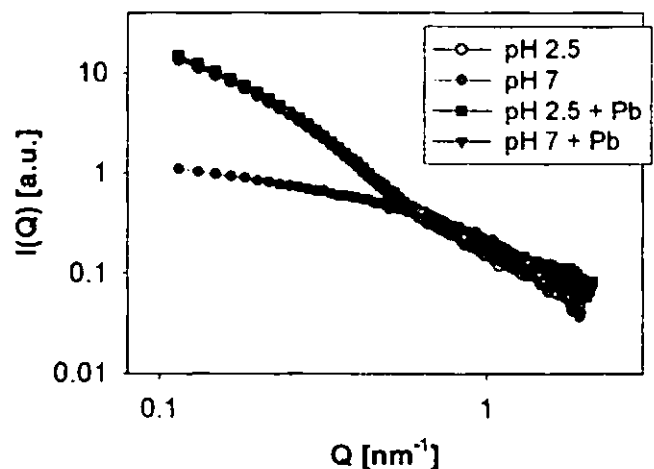


Abbildung 1: Streuspektrum der DOM Lösungen mit und ohne Pb bei pH 2.5 und 7.

Tabelle 1 zeigt die Formfaktoren und Kolloidgrößenparameter, die sich aus der Kurvenanpassung ermitteln lassen. Die ermittelten Kolloidradien liegen in dem Bereich der von Kawahigashi et al. (1995) ebenfalls mit SAXS ermittelten Werte für Huminsäuren ( $r_{\text{gyr}} = 3\text{-}7.5$  nm). Der Formfaktor von 0.45 bei der Variante pH 7 ohne Pb deutet auf ein Gemisch aus geometrisch nicht definierbaren Kolloiden hin, während nach Pb-Zugabe bzw. bei pH 2.5 stäbchenförmige Kolloide vorzuliegen scheinen.

Derartige „Coiling“ gelöster organischer Substanz bei niedrigen pH-Werten wurde bereits postuliert (Engebretson et al. 1996). Erklärt wurde dieser Effekt damit, dass im Zuge der Protonierung funktioneller Gruppen der organischen Substanz die abstoßenden Kräfte zwischen „Ästen“ organischer Makromoleküle abnehmen und das Molekül daher eine kompaktere Form annimmt. Unsere Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Anlagerung von Pb an die funktionellen Gruppen die gleiche Wirkung hat.

Tabelle 1: Formfaktor  $\alpha$  und Kolloidgrößen der Kolloide der unterschiedlichen Varianten.

	$\alpha$	$r_{\text{ca}}$	$r_{\text{gyr}}$ [nm]	$r_{\text{max}}$
pH 7 -Pb	0.45	1.14	5.4	16.5
PH 7 + Pb	1.1	2.92	9.8	12
PH 2.5 ±Pb	1.1	2.94	10.0	12

Die SAXS Messungen liefern keine Hinweise auf intermolekulare Wechselwirkungen. Das heißt unter unseren Versuchsbedingungen bildeten sich keine metallorganischen Salze. Erste Untersuchungen, die wir mit 10fach höherem Pb/C-Verhältnis als dem hier verwendeten durchgeführt haben, deuten darauf hin, dass die postulierten Salze sich jedoch bei höherer Pb-Sättigung der organischen Substanz bilden. Mit Laserstreuung konnten wir bei pH 4 Kolloide der Größe 200 nm nachweisen. Weitere Untersuchungen zur Überprüfung dieser Hypothese werden derzeit durchgeführt.

## Schlussfolgerung

Metallorganische Komplexe haben durchschnittliche Kolloidgrößen von 10 nm und sind damit wesentlich kleiner als die in sauren Böden beobachteten metallhaltigen Kolloide (meist > 200nm). Sättigung der organischen Substanz mit Kationen oder Protonen und Vernetzung einzelner Moleküle durch mehrwertige Kationen könnte aber zur Bildung wesentlich größerer metallorganischer Komplex-Salze führen, die möglicherweise als stabile Kolloide in Böden vorliegen.

## Danksagung

Wir danken Holger Egger und Thomas Hellweg (TU Berlin) für die SAXS Messungen und Claudia Laabs und Thorsten Reemtsma für die Hilfe bei der Ultrafiltration.

## Literatur

- Burba, P., Van den Bergh, J. 2002. *Environ. Sci. Technol.* 36, 4114-4120.
- Engebretson, R.R., T. Amos und R. von Wandruszka. 1996. *Environ. Sci. Technol.* 30, 990-997.
- Huber, K. 1993. *The Journal of Physical Chemistry*, 97, 9825-9830.
- Kaplan, D. I., Sumner, M. E.; Bertsch, P. M.; Adriano, D. C. 1996. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60, 269-274.
- Kawahigashi, M., N. Fujitake, J. Azuma, T. Takahashi, K. Kajiwara und H. Urakawa. 1995. *Soil Sci. Plant Nutr.* 41, 363-366.
- Klitzke, S., F. Lang und M. Kaupenjohann. 2003. *Mittlgn. Deutsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, diese Ausgabe.
- Mosley, L.M., Hunter, K.A. & Ducker, W. 2003. *Environ. Sci. Technol.*, in press.

**Stoffhaushaltsuntersuchungen im Pietzmoor zur Detektion der Torfmineralisierung**

S. Lemke<sup>1</sup>, St. Glatzel, G. Gerold

**Einleitung:**

In NW-Deutschland werden ehemals drainierte und/oder abgetorfte Hochmoore renaturiert. Als Voraussetzung für eine erfolgreiche Renaturierung gilt ein hoher (mooreigener) Grundwasserspiegel. Das Pietzmoor bei Schneverdingen befindet sich an der Ostgrenze der geschlossenen Verbreitung der ombrogenen Hochmoore in Niedersachsen und ist damit für den Moorschutz in Nordwestdeutschland von besonderem Interesse. Im Mittelpunkt der Untersuchung steht die Hypothese, dass hohe atmosphärische Stickstoffeinträge eine verstärkte Torfmineralisierung bewirken, die dem Renaturierungsziel entgegensteht.

**Standort:**

Die Untersuchungen für diese Arbeit wurden auf einer Freifläche des Pietzmoores durchgeführt. Das Pietzmoor liegt im Südwestteil des NSG Lüneburger Heide. Es handelt sich um ein echtes ombrogenes Hochmoor. Die Niederschlagssumme beträgt etwa 790 mm a<sup>-1</sup>, die mittlere Jahrestemperatur liegt bei 8 °C.

Das Pietzmoor wurde bereits im 16. Jahrhundert zur Brenntorfgewinnung genutzt. Im 19. Jahrhundert kam es zur systematischen Anlage tiefer Entwässerungsgräben. Der bäuerliche Handtorfstich wurde intensiviert und bis 1960 praktiziert. Etwa 20 bis 25 Prozent der ehemaligen Hochmoorfläche wurden degradiert. Eine Folge der Entwässerung war die starke Bewaldung mit Kiefern und Birken. In den 70er Jahren begann der Verein Naturschutzpark mit Renaturierungsmaßnahmen. Gräben wurden geschlossen, später durch Kammerung systematisch gestaut. Ebenso wurden Entkusselungs- und Beweidungsmaßnahmen zur Zurückdrängung des Baumbewuchses durchgeführt. Insgesamt konnte ein Anstieg des Wasserspiegels erreicht werden. In den wassergefüllten Torfstichen kam es zu einem Absterben der Birken und Kiefern. Moortypische Pflanzenarten wie Wollgräser und *Sphagnen* konnten sich bereits in weiten Teilen wieder ausbreiten.

**Material und Methoden:**

Die Beprobung und die in situ-Messungen wurden an drei Standorten (Zentrum, Mitte, Rand) auf der Freifläche des Pietzmoores durchgeführt. Das Gelände fällt vom Zentrum bis zum Randbereich ab. An allen drei Standorten wurde der mooreigene Grundwasserspiegel mittels eigens konstruiertem Messpegel bestimmt. Als in situ-CO<sub>2</sub>-Emissionsmessung wurde die Natronkalkmethode angewendet (modifiziert nach EDWARDS 1982 und GROGAN 1998). Zur laboranalytischen Bestimmung der CO<sub>2</sub>-Emission wurde ein Inkubationsversuch durchgeführt. Geländefrische Torf- und Sphagnumproben wurden mit NaOH bei 20 °C inkubiert.

Parallelproben wurden zusätzlich mit NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> gedüngt, wodurch eine N-Düngung von 50 kg N ha<sup>-1</sup> simuliert werden konnte. Nach 1, 3, 6, 11, 17, 28 und 42 Tagen erfolgte die Titration der verbrauchten NaOH mit HCl. Die Berechnung erfolgte nach SCHINNER (1993). Die N-Gehalte wurden laboranalytisch aus gefilterten (0,45 µm) Torfproben ermittelt. Die Bestimmung von TNb erfolgte durch Verbrennung unter Sauerstoffatmosphäre am DIMA-N 100. N-NO<sub>3</sub> und N-NH<sub>4</sub> wurden photometrisch am Autoanalyzer ermittelt.

**Ergebnisse:**

Die CO<sub>2</sub>-Emissionswerte der in situ-Messung liegen im März an den nassen Standorten im Mittel bei 6,5 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (s=1,6), an den trockenen Standorten bei 10,9 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (s=2,3) (Abb. 1a). Der Unterschied ist signifikant (p=0,001). Die Schlenken emittierten im Mittel 7,1 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (s=2,1), die Bulten 11,1 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (s=2,3) (Abb. 1b). Der Unterschied ist signifikant (p=0,01).

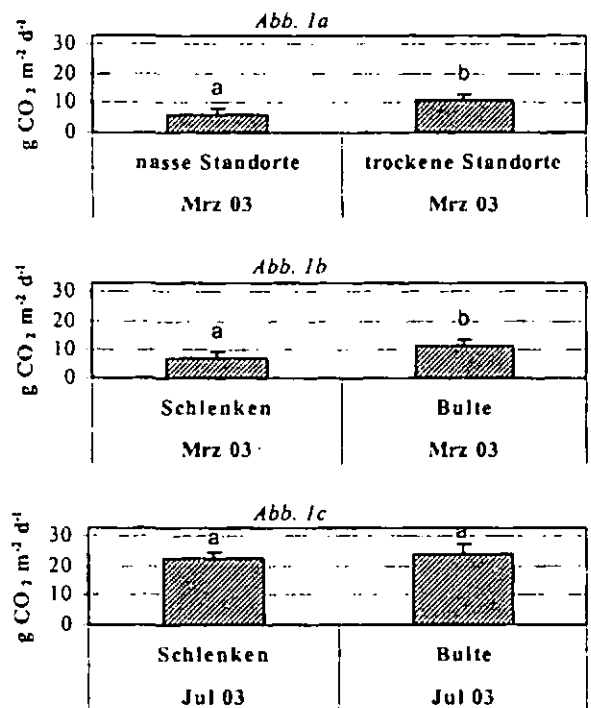


Abb. 1a, b und c: In situ-Messung der Bodenrespiration. Angegeben sind Mittelwerte und Standardabweichungen.

Im Juli waren alle Standorte trocken. Die CO<sub>2</sub>-Emission an den Schlenken betrug im Mittel 22,5 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (s=2,6), an den Bulten 24,3 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (s=3,3) (Abb. 1c). Der Unterschied ist nicht signifikant. Der GW-Pegel lag im März bei 3-11 cm über Flur, im Juli bei 37-42 cm unter Flur.

Der Inkubationstest zeigt keine deutlichen Unterschiede zwischen den ungedüngten und gedüngten Proben (Abb. 2a, b). Die höchsten CO<sub>2</sub>-Emissionen weisen die Sphagnumproben in 0-5 cm Tiefe (S 0-5) auf. Nach 42 Tagen beträgt die mittlere CO<sub>2</sub>-Emission bei den ungedüngten Proben (S 0-5) 90,7 mg CO<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> TS, bei den gedüngten Proben (S 0-5 +NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>) 110,8 mg CO<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> TS. Die geringsten CO<sub>2</sub>-Emissionen sind bei den Torfproben in 5-10 cm Tiefe (B 5-10) zu verzeichnen. Die mittlere CO<sub>2</sub>-Emission beträgt 4,7 mg CO<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> TS bei

<sup>1</sup> Universität Göttingen  
Geographisches Institut, Abt. Landschaftsökologie  
Goldschmidtstr. 5, 37077 Göttingen  
E-Mail: s.lemke@stud.uni-goettingen.de

den ungedüngten Proben (B 5-10) und 5,5 mg CO<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> TS bei den gedüngten Proben (B 5-10 +NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>).

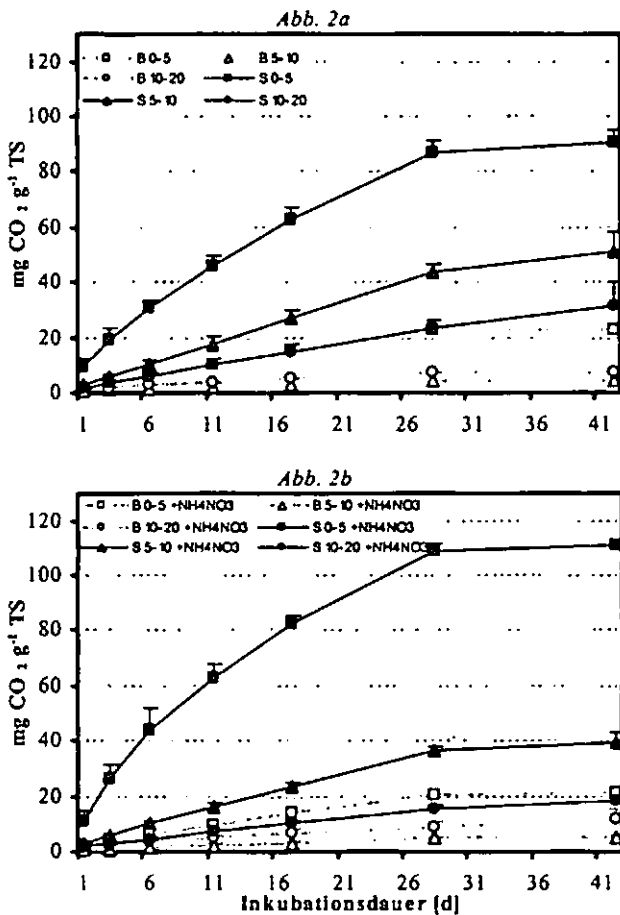


Abb. 2a, b: Inkubationsversuch: Kumulierte Mittelwerte und Standardabweichungen der CO<sub>2</sub>-Emission. Ungedüngte (Abb. 2a) und NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-gedüngte (Abb. 2b) Torfproben aus 0-5, 5-10 und 10-20 cm Tiefe von Bulten (B)- und Schlenkenstandorten (S) (n=3).

Der N-Haushalt weist ausgeprägte saisonale Unterschiede auf (Abb. 3). Im Juli und September 2002 liegen die gemittelten Mediane des DON im Bereich von 3,1 und 7,7 mg N l<sup>-1</sup>. Im März 2003 nehmen die Gehalte zur Tiefe tendenziell zu. Die gemittelten Mediane in 0-10 cm Tiefe reichen von 2,2 bis 5,0 mg N l<sup>-1</sup>, in 10-40 cm Tiefe von 8,4 bis 17,4 mg N l<sup>-1</sup>. Im Juli 2003 weisen die gemittelten Mediane des DON Werte zwischen 9,3 und 55,3 mg N l<sup>-1</sup> auf. Die gemittelten Mediane der N-NO<sub>3</sub>-Gehalte liegen im Juli und September 2002 zwischen 0,1 und 0,4 mg N l<sup>-1</sup>. Im März 2003 reichen die Werte von 0,2 bis 0,7 mg N l<sup>-1</sup>. Im Juli 2003 liegen gemittelten Mediane der N-NO<sub>3</sub>-Gehalte zwischen 7,2 und 72,7 mg N l<sup>-1</sup> (Abb. 3). Die N-NH<sub>4</sub>-Gehalte sind im Juli und September 2002 sowie im März 2003 deutlich höher als die N-NO<sub>3</sub>-Gehalte. Im Juli und September 2002 reichen die gemittelten Mediane der N-NH<sub>4</sub>-Gehalte von 3,8 bis 24,2 mg N l<sup>-1</sup>. Im März 2003 liegen die Werte im Bereich von 1,3 bis 4,5 mg N l<sup>-1</sup>. Im Juli 2003 sind die N-NH<sub>4</sub>-Gehalte deutlich geringer als die N-NO<sub>3</sub>-Gehalte. Die gemittelten Mediane der N-NH<sub>4</sub>-Werte reichen von 1,3 bis 2,1 mg N l<sup>-1</sup> (Abb. 3).

**Diskussion:**

Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass Stickstoff kein limitierender Faktor ist; die potenzielle Mineralisierung

barkeit des Torfes wird also nicht von Stickstoff gesteuert. Die überdurchschnittlich hohen NO<sub>3</sub>-Gehalte im Juli 2003 sind auf die extreme Trockenheit zurückzuführen. Die daraus resultierende Belüftung führte zu verstärkter Nitrifikation im Torfkörper. Der Bereich im Zentrum der Freifläche ist am stärksten von Austrocknung gefährdet (Abb. 3).

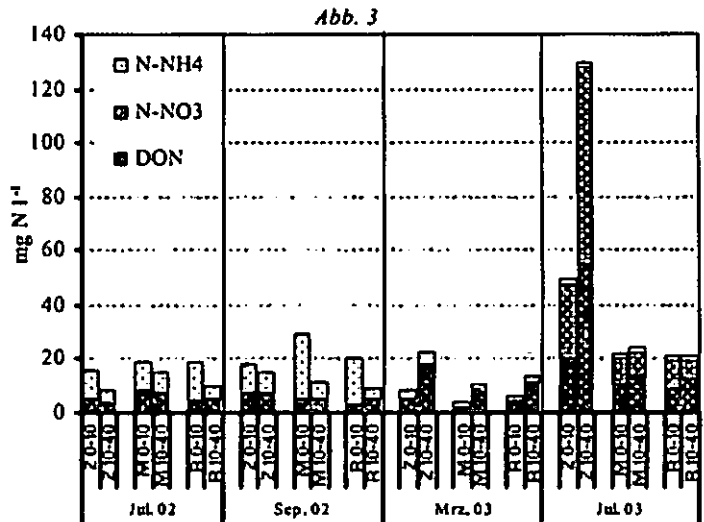


Abb. 3: Zeitliche Variabilität der DON-, N-NO<sub>3</sub>- und N-NH<sub>4</sub>-Gehalte in 0-10 cm (n=6) und 10-40 cm Tiefe (n=9). Angegeben sind die gemittelten Mediane.

Die in situ-CO<sub>2</sub>-Emissionsmessung verdeutlicht die Abhängigkeit der realen Mineralisierung von der Feuchte (Abb. 1a). Die Stickstoffdynamik des Torfes scheint von der Saisonalität der Pflanzen und vom Wasserstand abhängig zu sein. Hinsichtlich des Renaturierungspotenzials müssen der Wasserspiegel und die Pflanzenphysiologie als kritische Faktoren angenommen werden, nicht aber atmosphärische Stickstoffdepositionen.

**Fazit:**

Die vorliegende Untersuchung weist darauf hin, dass auch unter den gegebenen Bedingungen eine erfolgreiche Renaturierung von Hochmooren in NW-Deutschland möglich ist. Die Höhe des Wasserspiegels steuert die Respiration und den Stickstoffhaushalt stärker als alle anderen untersuchten Umweltfaktoren. Quantität und Qualität von Stickstoffverbindungen reagieren extrem stark auf Austrocknung. In Hinblick auf das Renaturierungspotential zeigen unsere Ergebnisse, dass eine starke Austrocknung des Moores unbedingt vermieden werden muss, um die negativen Auswirkungen von sehr hohen Nitratkonzentrationen im Torf zu vermeiden. Es ist zu prüfen, in wie weit die starke Austrocknung in diesem Sommer Vegetation und Torf geschädigt hat.

**Literatur:**

EDWARDS, N. T. (1982): The use of soda-lime for measuring respiration rates in terrestrial systems. *Pedobiologia*, 23(5), S. 321-330.  
 GROGAN, P. (1998): CO<sub>2</sub> flux measurement using soda lime: correction for water formed during CO<sub>2</sub> Adsorption. *Ecology*, 79(4), S. 1467-1468.  
 SCHINNER, F. et al. (1993): *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Springer Labor. Berlin, Heidelberg, New York. S. 87.

# Physikalisch-chemische Untersuchungen organischer Substanzen sorbiert an Dreischichtsilicate

Eigenschaften natürlicher Huminstoffe im Vergleich mit synthetischen Polymeren

Maren Liedtke und Walter R. Fischer

## 1. Einleitung

Der aerobe Abbau organischer Bodensubstanz (Huminstoffe) wird vermutlich durch eine enge Wechselbeziehung zu den Tonmineralen des Bodens gehemmt. Dabei stellt sich die Frage, ob bereits die bei der Sorption von Huminstoffen an Tonminerale auftretenden chemischen Bindungsänderungen eine Stabilisierung gegenüber einer oxidativ-thermischen Zersetzung bewirken.

Ziel ist, die Adsorption organischer Substanzen an Dreischichtsilicate zu untersuchen, mittels Infrarot-Spektroskopie die Interaktion funktioneller Gruppen mit den Adsorptionsstellen zu erkunden und thermoanalytisch zu prüfen, ob es infolge der chemischen Bindung zu einer thermischen Stabilisierung kommt. Dafür werden sowohl wasserlösliche saure Huminstoffe des Bodens (DOM) sowie gezielt hergestellte Polymere eingesetzt, charakterisiert und in ihrer Reaktion gegenüber negativ geladenen Silicatoberflächen (Dreischichtsilicate) geprüft.

## 2. Material

### 2.1 Dreischichtsilicate

Verwendet wurden mit Mg<sup>2+</sup> belegter Muskovit, < 1 µm und mit Ca<sup>2+</sup> belegter Bentonit (Fa. Süd-Chemie).

### 2.2 Organische Bodenproben

Für die Extraktion wasserlöslicher Huminstoffe (DOM) wurden folgende organischen Bodenproben verarbeitet:

- Rohhumusauflage unter Fichte: Of-, Oh-Horizont,
- Humusauflage unter Buche: Of-, Oh-, z. T. L-Horizont,
- Schwarztorf der Fa. ASB-HUMUS.

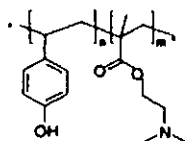
Zur Gewinnung von DOM wurden die Bodenproben im Verhältnis 1:10 in H<sub>2</sub>O dest. suspendiert, 20 Stunden geschüttelt, die Festphase durch Membranfiltration (0.45 µm) abgetrennt und das Extrakt abschließend dialysiert (Ausschlussgrenze von 12-14 kDa).

### 2.3 Synthetische Polymere

Die eingesetzten Polymere wurden von P. Kurniawan und Prof. H. Menzel, Inst. f. Techn. Chemie, Technische Universität Braunschweig, zur Verfügung gestellt.

#### POHDM

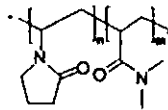
Poly(Hydroxystyrol-co-Dimethylaminoethylmethacrylat)



AcSt/OHSt/DMAEMA  
5.6%/28.4%/66%  
Mn: 52000 g/Mol

#### NVAA

Poly(N-Vinylpyrrolidon-co-Dimethylacrylamid)



NVP/DMAA  
50%/50%  
Mn: 33000 g/Mol

AcSt: Acetoxystyrol, OHSt: Hydroxystyrol, DMAEM: Dimethylaminoethylmethacrylat, NVP: N-Vinylpyrrolidon, DMAA: Dimethylacrylamid.

## 2.4 Charakterisierung der Ausgangsproben

Methoden zur Charakterisierung der Ausgangsproben

-elektrokinetische Nettoladung mittels Partikelladungsdetektor (PCD, Müttek) (BÖCKENHOFF & FISCHER 2001).

-DOC-Gehalt in Lösung mittels Photometrie (DOM: 262nm, NVAA: 205nm, POHDM: 226nm).

-C und N - Gehalte der gefriergetrockneten Proben mittels CNS-Elementaranalyse (VarioEL, Elementar Analysensysteme).

-effektive Kationenaustauschkapazität (KAK<sub>eff</sub>) nach der Silberthioharnstoff-Methode in Anlehnung an PLEYSIR & JUO (1980).

-äußere spez. Oberfläche (SSA) mittels BET-Einpunkt-Methode durch N<sub>2</sub>-Sorptions bei 77 K (Quantasorb, Quantachrom).

## Ergebnisse

Tab 1: Daten der Mineralproben

Mineralproben	C [%]	pH H <sub>2</sub> O 1:100	pH CaCl <sub>2</sub> 1:100	SSA (BET) [m <sup>2</sup> /g]	Elektrokinetische Partikelladung (PCD) [mMol <sub>e</sub> /kg]	KAK <sub>eff</sub>
Muskovit	0.1	7.6	6.9	46.2	- 3.9	196
Bentonit	0.4	9.2	8.3	56.4	- 2.9	696

Der Bentonit besitzt einen höheren pH-Wert, eine größere äußere Oberfläche (SSA) und eine deutlich höhere effektive Kationenaustauschkapazität (KAK<sub>eff</sub>). Beide Minerale weisen einen geringen C-Gehalt auf (Tabelle 1).

Tab. 2: Daten der DOM-Extrakte vor und nach Dialyse sowie der in H<sub>2</sub>O gelösten Polymere.

	pH	DOC [mg/L]	Leitfähigkeit (20°C) [µS/cm]	Elektrokinetische Ladung (PCD) [mMol <sub>e</sub> /Mol C]
Fichte, vor Dialyse	3.5	491	284	-15.1
Fichte dialysiert	4.2	158	57	-48.6
Buche, vor Dialyse	6.2	266	377	-66.2
Buche dialysiert	5.6	156	68	-125.9
Torf, vor Dialyse	4.0	79	150	-36.2
Torf dialysiert	4.6	53	44	-60.4
NVAA	5.5	80	-1	-0
POHDM	3.5	83	219	+87.2

Durch die Dialyse von DOM nimmt der gelöste Kohlenstoffgehalt (DOC), insbesondere bei DOM aus Fichte, deutlich ab. Der Betrag der elektrokinetischen Ladung nimmt zu. Von den DOM-Proben weist Buche den höchsten pH und die höchste negative elektrokinetische Ladung auf. Im Vergleich zu den dialysierten DOM-Proben fällt bei den Polymeren vor allem der Unterschied in der Leitfähigkeit und der elektrokinetischen Ladung auf. Während die DOM-Proben negativ geladen sind, ist die Ladung der Polymere positiv bzw. neutral (Tabelle 2).

Tab. 3: C- und N- Gehalt sowie KAK der gefriergetrockneten DOM-Proben und Polymere

	C [%]	N [%]	C/N	KAK <sub>eff</sub> [mMol <sub>e</sub> /kg]	pH der AgTH Gleichgew.-lg.
Fichte dialysiert	41.5	1.2	36	1108	3.2 - 3.4
Buche dialysiert	41.2	2.3	18	2561	4.6 - 5.1
Torf dialysiert	43.1	1.3	33	2099	3.2 - 3.5
NVAA	59.9	12.7	5	-	-
POHDM	41.7	11.7	4	-	-

Bei den DOM-Proben zeigt Fichte die niedrigste KAK<sub>eff</sub>, DOM-Buche das niedrigste C/N-Verhältnis. Die Polymere besitzen gegenüber DOM einen deutlich höheren N-Gehalt und NVAA auch einen deutlich höheren C-Gehalt (Tab. 3).

## 3. Methoden

Sorptionsexperimente wurden als Batchversuche (20 h schütteln, 20 °C) mit einem Mineral : Lösungsverhältnis von 1:100 durchgeführt. Parallelansätze erfolgten unter Zugabe von CaCl<sub>2</sub> (10 mMol / L).

Mit Diffuser Reflexions-Infrarot-Spektroskopie (DRIFT) wurden die gefriergetrockneten Pulverpräparate unter Vakuum im mittleren Infrarot gemessen (IFS 66v/s, BRUKER).

Die Aufzeichnung der Differenzthermoanalyse (DTA) und Thermogravimetrie (TG) erfolgte simultan mit einer Heizrate von 5 K/min in einem Temperaturbereich von 25 - 700 °C. 10 bzw. 50 mg der gefriergetrockneten und anschließend über CaCl<sub>2</sub> (33% rel. LF) gelagerten Proben (organische Substanz, Mineral, Adsorbat, mechanische Mischung aus Mineral und organ. Substanz) wurden in einem Korundtiegel mit gelochtem Deckel unter Atmosphärenluft gemessen (STA 429, NETZSCH).

4. Erste Ergebnisse

4.1 Sorptionsexperimente

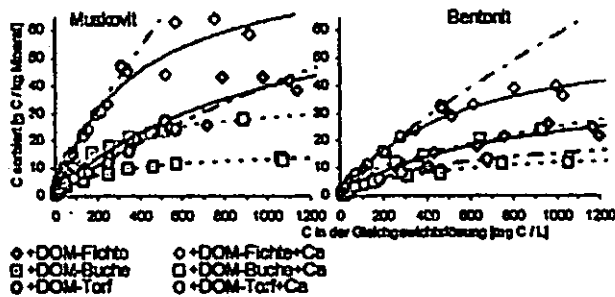


Abb. 1: Sorptionsisothermen der dialysierten DOM-Proben und Muskovit bzw. Bentonit, mit und ohne Ca<sup>2+</sup>-Zugabe.

Die Sorptionsexperimente mit den dialysierten DOM-Proben und den Mineralproben (Abbildung 1) zeigen, dass:

- Muskovit eine höhere Sorptionskapazität aufweist als der Bentonit,
- DOM-Fichte und Torf mehr sorbiert werden als Buche,
- Ca<sup>2+</sup>-Zusatz die Sorption erhöht.

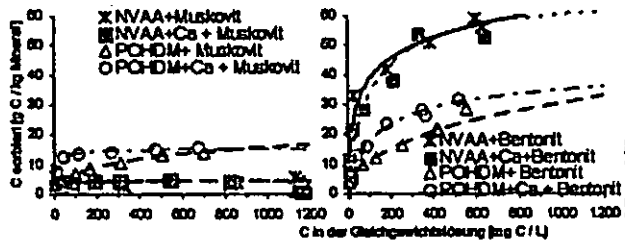


Abb.2: Sorptionsisothermen der Polymere und Muskovit bzw. Bentonit, mit und ohne Ca<sup>2+</sup>-Zugabe

Die Sorptionsversuche mit den Polymeren und den Mineralproben (Abbildung 2) zeigen, dass:

- Bentonit gegenüber den Polymeren eine deutlich höhere Sorptionskapazität als Muskovit aufweist,
- Muskovit stärker das positiv geladene POHDM sorbiert, Bentonit dagegen stärker das neutrale NVAA,
- Ca<sup>2+</sup> keinen Einfluss auf das Sorptionsmaximum, aber auf den Verlauf der Sorptionsisothermen hat.

4.2 Diffuse Reflexions-Infrarot-Spektroskopie

Unterschiede zwischen den Spektren der DOM-Mineral-Adsorbate zum Spektrum des Minerals (am Beispiel von Muskovit in Abb. 3b dargestellt) zeigen sich im Bereich um 2930, 1730, 1600 und 1425cm<sup>-1</sup>. Verantwortlich sind vermutlich aliphatische CH, Carboxyl-, Carbonyl- und Carboxylat- Gruppen. Die Spektren der Polymer-Mineral-Adsorbate lassen, insbesondere beim deutlich stärker sorbierenden Bentonit (hier nicht dargestellt), die Banden der reinen Polymere wiedererkennen.

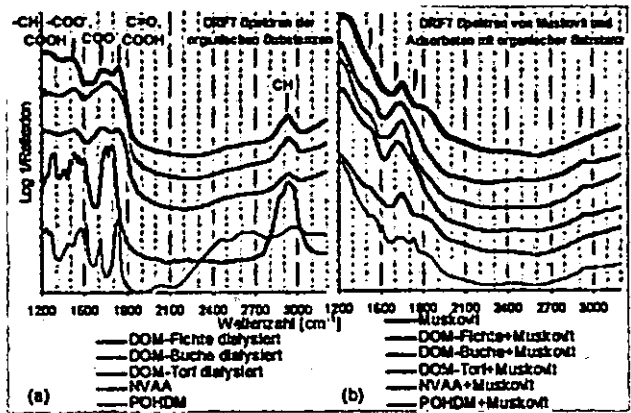


Abb.3: DRIFT-Spektren der organischen Substanzen (a) und der Adsorbate von Muskovit und DOM bzw. Polymeren (b).

4.3 Thermoanalyse

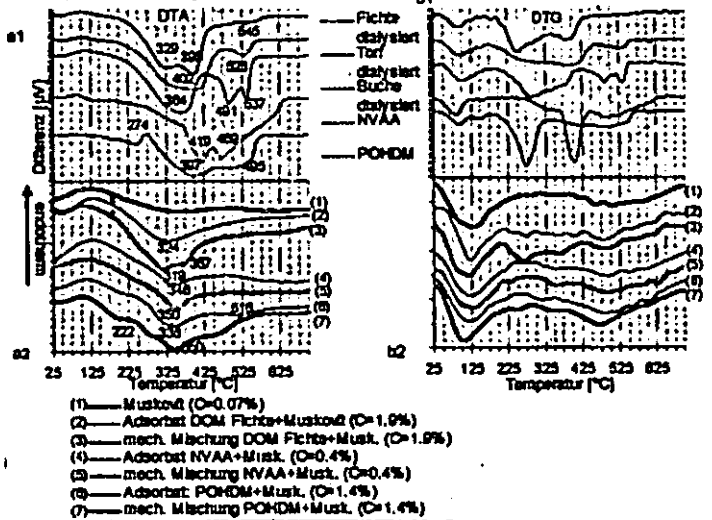


Abb. 4: DTA (a) und DTG (b) der organischen Proben und von Muskovit und der Adsorbate von Muskovit mit DOM Fichte bzw. der Polymere.

Die DTA der dialysierten DOM-Proben zeigt exotherme Reaktionen zwischen 260 - 450°C, die eventuell auf Zerstörung funktioneller Gruppen (Decarboxylierung) und aliphatischer Substanzen zurückgehen, und zwischen 450 - 570°C, die vermutlich das Aufbrechen aromatischer Strukturen anzeigen. Die DTA der Polymere weist eine zweigeteilte exotherme Reaktion im Bereich zwischen etwa 250 - 630°C auf, POHDM hat zusätzlich eine endotherme Reaktion bei 270 °C (Abb. 4 a1). Alle thermischen Reaktionen gehen mit Gewichtsverlust einher (Abb. 4 b1).

Die Thermoanalyse der Adsorbate, am Beispiel von Muskovit und DOM-Fichte-, NVAA- und POHDM-Muskovit-Adsorbat (Abb. 4 a2) zeigt, dass:

- das DOM-Fichte-Muskovit-Adsorbat im Unterschied zum reinen Muskovit eine exotherme Reaktion mit Maximum um 325°C aufweist und die DTA der mechanischen Mischung von Muskovit und dialysierter DOM-Fichte sowohl die Charakteristika von Muskovit als auch die von dialysierter DOM-Fichte zeigt.
- die exothermen Reaktionen der DTA vom NVAA- und POHDM-Muskovit-Adsorbat mit Maximum um 340°C sowie die thermischen Reaktionen der mechanischen Mischungen gegenüber den reinen Polymeren zu niedrigeren Temperaturen verschoben sind.

Literatur

Böckenhoff, K. & Fischer, W.R. (2001): Fresenius J Anal Chem (2001) 371, 670-674.  
 Pleyzier, J.L. & Juo, A.S.R. (1980): Soil Science 129, 205-211.

# EINFLUSS DER LANDNUTZUNGSDAUER AUF DIE ORGANISCHE BODENSUBSTANZ IN PLINTHUSTALFS DES SÜD- AFRIKANISCHEN HIGHVELDS

I. LOBE<sup>a</sup>, C.C. DU PREEZ<sup>b</sup> & W. AMELUNG<sup>a</sup>

## Einleitung

Langjährige Ackernutzung führte in Plinthustalfs des Highvelds zu niedrigeren Erträgen von bis zu 50 %. Auch eine mineralische Ausgleichsdüngung konnte die Erträge nicht hoch halten. Gleichzeitig sanken die Gehalte der organischen Bodensubstanz (SOM) um bis zu 70 % der Gehalte im Grasland. In neueren Konzepten für eine nachhaltige Landwirtschaft ist der Erhalt von SOM ein wichtiges Ziel. Daher war das Ziel dieser Studie, den Einfluss der Landnutzungsdauer auf die Dynamik von SOM und einzelnen Biomarkern in den südafrikanischen Plinthustalfs zu untersuchen.

## Material und Methoden

In drei Agrarökosystemen wurden jeweils die obersten 20 cm von unterschiedlich lang (0-98 Jahre) genutzten Ackerflächen untersucht (unechte Zeitreihen in echter Wiederholung; Lobe et al., 2001). Die Flächen liegen im Sommerregengebiet des Highveld (516-625 mm). Es wurden Weizen, Mais und Sonnenblumen in Rotation angebaut. Die Bestimmung der C- und N-Gehalte erfolgte im Gesamtboden, Aggregat- und Korngrößenfraktionen (Lobe et al., 2001). Letztere wurden auch hinsichtlich ihrer Lignin- (Hedges & Ertel, 1982, modifiziert) und Aminosucker-Zusammensetzung (Zhang & Amelung, 1996) analysiert. In einem System wurden die  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte des Gesamtbodens und des Lignins mittels GC-IRMS bestimmt.

## Ergebnisse und Diskussion

Die C-Gehalte gingen mit der Nutzungsdauer biexponentiell auf 36 % der Ausgangsgehalte zurück. Mit abnehmendem Äquivalentdurchmesser der Korngrößenfraktionen nahm die Rate der C- und N-Verluste ab (Abb. 1), d.h. SOM wird in den feineren Korngrößen langsamer abgebaut.

Im Feld ist SOM nicht nur mit Primärpartikeln assoziiert, sondern die SOM ist mit diesen zu Sekun an Aggregaten einher, in denen üblicherweise partikuläre SOM aggregiert. Mit zunehmender Nutzungsdauer nahm der Anteil von Makroaggregaten stark ab (Abb. 2), während derjenige kleinerer Aggregate anstieg (nicht dargestellt). Die raschen C-Verluste zu Beginn der Nutzung gingen daher mit einem Verlust

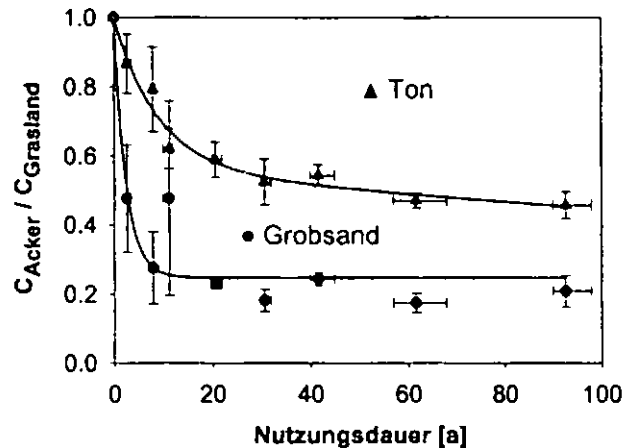


Abb. 1: Abnahme der C-Gehalte in Ton- und Grobsandfraktion mit zunehmender Nutzungsdauer. Vertikale Fehlerbalken stellen den Standardfehler zwischen den Agrarökosystemen dar, horizontale die Spanne der Nutzungsdauer (aus Lobe et al., 2001, modifiziert).

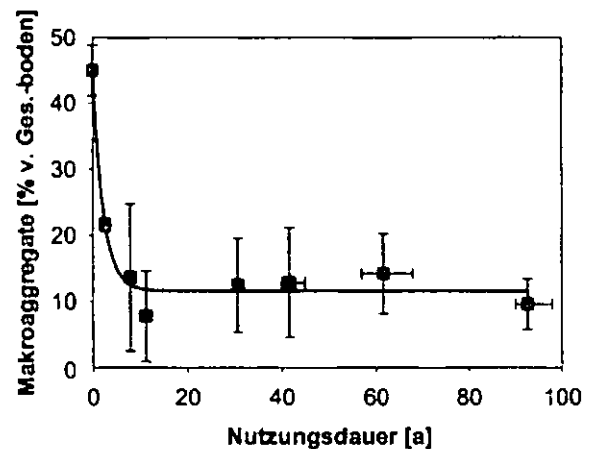


Abb. 2: Veränderung des Anteils der Makroaggregate am Gesamtboden mit zunehmender Nutzungsdauer.

an Aggregaten einher, in denen üblicherweise partikuläre SOM der Grobsandfraktion zu finden ist. Ob nun der rasche Abbau grobsandbürtiger SOM den Zerfall der Makroaggregation beschleunigte, oder ob umgekehrt das Zerbrechen der Makroaggregate partikuläre, organische Substanz freisetzt, die dann schnell abgebaut wird, blieb unklar. Vermutlich verstärken sich beide Prozesse gegenseitig. \*

Zur Erfassung der Mindestumsatzraten ließen sich  $\delta^{13}\text{C}$ -Analysen des Gesamtbodens verwenden, da sich die Isotopensignatur des C<sub>4</sub>-Graslandes von derjenigen der Nutzpflanzen (v.a. C<sub>3</sub>) unterscheidet. Innerhalb von 90 Jahren Ackernutzung wurden allerdings trotz intensiver C-Verluste, nur 39 % des Grasland-C durch C<sub>3</sub>-C der Nutzpflanzen ersetzt. Die Frage war nun, in welchen C-Strukturen bleiben die übrigen 61 % C<sub>4</sub>-C zurück. Lignin wäre so eine stabile Struktur, die nur langsam umgesetzt werden könnte (Meentemeyer, 1978). Substanzspezifische  $\delta^{13}\text{C}$ -Analysen ligninbürtiger Phenole weisen allerdings darauf hin, dass 80 % des verbleibenden Lignins im

<sup>a</sup> Lehrstuhl f. Bodenkunde u. Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth; aktuell: Institut f. Ökologie, FG Bodenkunde, TU Berlin, Salzufer 12, 10587 Berlin und

<sup>b</sup> Department of Soil Science, University of the Free State, P.O. Box 339, Bloemfontein 9300, Republic of South Africa

Acker von den Kulturpflanzen stammt. Eine andere Erklärung dafür, warum im Dauerackerland der überwiegende C noch aus der Savanne stammt, wäre, dass ein mikrobielles Recycling des C4-C stattfindet. Während die Mikroorganismen aufgenommenen C4-C über ihre Rückstände recyceln und damit im System halten, wird Lignin kontinuierlich co-metabolisch abgebaut.

Steigende Verhältnisse von Glucosamin zu Galactosamin bzw. Glucosamin zu Muraminsäure weisen darauf hin, dass sich mit zunehmender Nutzungsdauer das Spektrum mikrobieller Rückstände von bakteriellen Rückständen hin zu pilzlichen verschiebt (Abb. 3). Die mikrobiellen Eigenschaften des Systems ändern sich also tatsächlich. Doch anders als für Gesamt-C veränderte sich die Zusammensetzung der mikrobiellen Rückstände kontinuierlich, ein Gleichgewichtszustand wurde nicht erreicht. Vermutlich gibt es noch einen weiteren Prozess der für diese kontinuierliche Veränderung mitverantwortlich ist.

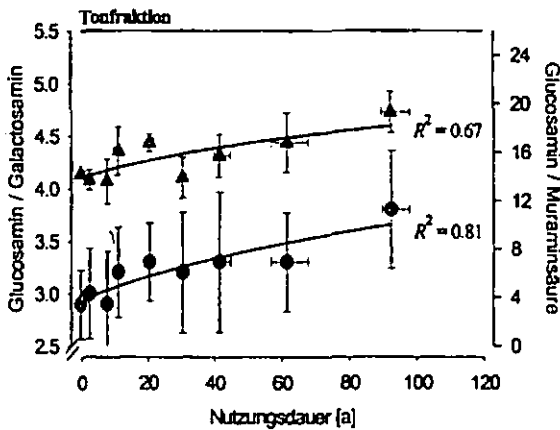


Abb. 3: Änderung des Verhältnisses von Glucosamin zu Galactosamin (●) bzw. Glucosamin zu Muraminsäure (▲) in der Tonfraktion (exemplarisch für den Gesamtboden) mit zunehmender Nutzungsdauer (aus Amelung et al., 2002, modifiziert).

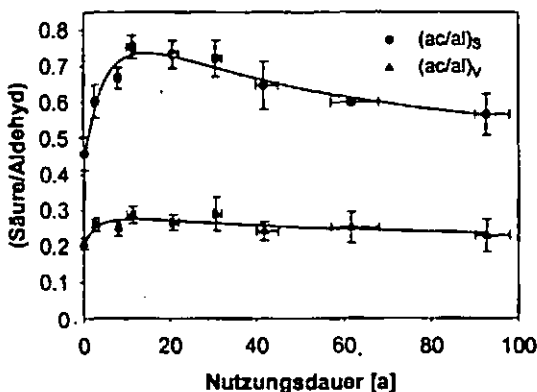


Abb. 4: Veränderung der Säure/Aldehyd-Verhältnisse (ac/al) von Syringyl- und Vanillyleinheiten in der Schluff-Fraktion mit zunehmender Nutzungsdauer (aus Lobe et al., 2002, modifiziert).

Schluff ist diejenige Korngrößenfraktion, welche durch Winderosion über weite Strecken transportiert werden kann. Mit zunehmender Nutzungsdauer linear abnehmende Schluffgehalte und damit verbundene kontinuierliche Verluste von schluffgebundener SOM (Lobe et al., 2001) verdeutlichen, dass Winderosion auf den untersuchten Flächen nicht zu vernachlässigen ist. Chemisch äußert sich dies in Änderungen des Zersetzungsstatus von Lignin. Zunehmende Oxidation bewirkt einen Anstieg der Säure/Aldehyd-Verhältnisse (ac/al). In unseren Proben folgte jedoch, nach einem raschen Anstieg von (ac/al) in den ersten 10-20 Jahren, eine lineare Abnahme mit weiter zunehmender Nutzungsdauer in der Schluff-Fraktion (Abb. 4). Die frische Zufuhr von Lignin über die Nutzpflanzen, das durch niedrigere Säure/Aldehyd-Verhältnisse gekennzeichnet ist, verjüngt das verbleibende Lignin in der durch Winderosion reduzierten Schluff-Fraktion. Winderosion führt damit zu einem Verlust von oxidiert organischer Substanz in der Schluff-Fraktion.

### Schlussfolgerungen

Die biexponentielle Abnahme der Humusgehalte ist durch kurzfristige und langfristige Prozesse gekennzeichnet. Kurzfristig (0-15 Jahre) führt ein Verlust an Makroaggregaten zu einer Freisetzung der in ihnen gebundenen organischen Substanz und damit zu einem Verlust physikalisch geschützter SOM. Langfristig kommt es zu einem Umbau der organischen Substanz und vermutlich zu einem mikrobiellen Recycling. Trotz langsameren Abbaus in der Tonfraktion geht in ihr stabilisierte SOM verloren. Daneben ist der kontinuierliche Verlust an zersetzter organischer Substanz durch den Prozess der Winderosion nicht zu vernachlässigen. Auch wenn nur mindestens 5 % der SOM durch Winderosion innerhalb von 90 Jahren Ackernutzung ausgetragen wurden, so betrug der Anteil der SOM-Verluste im Zeitraum zwischen 35 und 90 Jahren doch 20 % der Gesamtmenge.

### Literatur

- Amelung, W., Lobe, I. & Du Preez, C.C. 2002. *European Journal of Soil Science*, 53, 29-35.  
 Hedges, J.I., & Ertel, J.R. 1982. *Analytical Chemistry*, 54, 174-178.  
 Lobe, I., Amelung, W. & Du Preez, C.C. 2001. *European Journal of Soil Science*, 52, 93-101.  
 Lobe, I., Amelung, W. & Du Preez, C.C. 2002. *European Journal of Soil Science*, 53, 553-562.  
 Meentemeyer, V. 1978. *Ecology*, 59, 355-362.  
 Zhang, X., & Amelung, W. 1996. *Soil Biology & Biochemistry*, 28, 1201-1206.

### Dank

Wir danken Roland Bol und Jochen Schmitt für die Hilfe bei den  $^{13}\text{C}$ -Messungen, Prof. W. Zech für die Nutzung von Laborkapazitäten und der DFG für die finanzielle Unterstützung (Am 134/1-1,3).



## Blei-Bindungsformen und Blei-Immobilisierung im Boden eines ehemaligen Schrotschießplatzes.

Bernd Marschner<sup>1</sup> und Alexander Quecke<sup>1</sup>

### Einleitung

Im Bundesgebiet gibt es über 650 Sportschießplätze auf denen mit Bleischrot auf so genannte Wurfstauben geschossen wurde oder wird. Die Schrotkugeln bestehen zu 92% aus Pb, 2% Sb und rund 0,6% As (Croessmann et al., 1989). Bei Anlagen mit 50 bis 100 000 Schuss pro Jahr können im Hauptdepositionsbereich der in der Regel 1-2 ha umfasst jährlich rund 100-200 g Schrot pro m<sup>2</sup> niedergehen. Das in den Kugeln enthaltene metallische Blei reagiert relativ rasch zu Pb-Oxiden (Massicot: PbO<sub>2</sub>) und Pb-Carbonaten (Hydrocerussit: (Pb<sub>3</sub>(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>(OH)<sub>2</sub>); Cerussit (PbCO<sub>3</sub>)), in sauren Waldböden auch zu Anglesit (PbSO<sub>4</sub>). Diese Korrosionsprodukte sind deutlich leichter löslich als das metallische Pb, so dass die Gefahr der Pb-Verlagerung in das Grundwasser entstehen kann.

Bleiphosphate wie Hydroxy- oder Chloropyromorphit (Pb<sub>5</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>OH oder Pb<sub>5</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>Cl) gehören dagegen zu den am schwersten löslichen Pb-Verbindungen, so dass Phosphate immer wieder als Meliorationsmittel für Pb-kontaminierte Standorte diskutiert werden (Lang and Kanpenjohann, 2003; Ma et al., 1995; Stanforth and Qiu, 2001). Im vorliegenden Fall sollte geprüft werden, ob dies auch für sehr saure und humose Waldstandorte eine Sicherungsmaßnahme darstellen könnte.

### Material und Methoden

Der Schrotschießplatz Lierdissen bei Lemgo war von ca. 1955 bis 1986 mit einer "Trap"- und einer "Skeet"-Anlage in Betrieb. Geschossen wurde in einen rund 70 m entfernten 1950 aufgeforsteten Buchenwald, in dem sich heute noch erkennbar der Hauptdepositionsbereich der Schrotkugeln befindet und wo die tiefenbezogene Beprobung an einer Profilgrube erfolgte. Bei dem Boden handelt es sich um einen podsoligen Braunerde-Pseudogley aus Lößlehm mit hydromorphen Merkmalen ab 65 cm Tiefe.

Die getrockneten Proben wurden gesiebt (Auflagematerial auf < 8 mm, Mineralboden auf < 2 mm) und ein Teil auf < 0,1 mm gemahlen. Eine sequenzielle Extraktion erfolgte an gemahlene Proben aus denen zuvor die noch sichtbaren Schrotkugeln entfernt worden waren in Anlehnung an Ho & Evans (1997), bei der vier operational definierte Bindungsformen ermittelt werden. Gesamtgehalte wurden außerdem mittels RFA bestimmt.

Als Meliorationsmittel zur Pb-Immobilisierung wurden Phosphorsäure (H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>) und Triplesuperphosphat (Ca(H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>) in Batch-Versuchen mit dem am höchsten belasteten Oh-Material im 1:5 Boden-Lösungsverhältnis angesetzt. Es wurden unterschiedliche Phosphatgaben verwendet (0.06 bis 50 g P kg<sup>-1</sup>) um molare P:Pb-Verhältnisse zwischen 1:100 bis 5:1 einzustellen und die Proben nach 16 h Schüttelzeit filtriert und analysiert.

### Ergebnisse und Diskussion

Wie die bodenchemischen Daten in Tab. 1 zeigen, ist das Profil tiefgründig versauert und weist einen steilen Gradienten bei den schrotbürtigen Elementen Pb, Sb und As auf. Die höchsten Schwermetallgehalte befinden sich im Oh-Horizont, da das darüber liegende Of-Material zum Teil erst nach Ende des Schießbetriebes gebildet wurde. Während Sb und As nur im obersten Mineralbodenhorizont erhöhte Werte aufweisen, treten noch bis in über 50 cm Tiefe Pb-Gehalte im Boden auf, die deutlich über den Hintergrundwerten von 7-35 mg kg<sup>-1</sup> von Löß liegen (Liebe et al., 1997). Die Profilverläufe betragen für Pb rund 1800, für Sb 72 und für As 30 g m<sup>-2</sup>, wovon sich rund 74, 89 bzw. 73 % in den beiden Auflagehorizonten befinden.

Tab. 1: Chemische Bodeneigenschaften und Schwermetallgehalte (RFA-Analyse) des Podsol-Pseudogleys.

Horizont Tiefe	pH (CaCl <sub>2</sub> )	C <sub>org</sub> [%]	Pb [mg kg <sup>-1</sup> ]	Sb [mg kg <sup>-1</sup> ]	As [mg kg <sup>-1</sup> ]
Of	3,7	43,0	45 160	1209	372
Oh	3,9	12,1	83 210	4073	1397
0 - 5	3,7	2,8	5 106	81	22
5 - 10	3,8	1,6	622	6	6
10 - 20	3,9	0,8	107	1	6
20 - 30	3,9	0,6	44	2	5
30 - 40	3,9	0,6	154	2	4
40 - 50	3,9	0,5	106	2	4
50 - 70	3,9	0,3	61	2	4
70 - 100	3,7	0,1	24	2	6

Auch die Ergebnisse der sequenziellen Extraktion weisen darauf hin, dass es zu einer Verlagerung von löslichen Pb-Verbindungen in den Mineralboden gekommen ist, da hier der Anteil von mit 0,1 M Essigsäure extrahierbarem Pb (Fraktion I) mit über 50% sehr hoch ist. (Tab. 2). Die relativ weit fortgeschrittene Korrosion der Schrotkugeln wird an den ebenfalls hohen Pb-Anteilen in der I. Fraktion deutlich. Nach Untersuchungen von Chen & Daroub (2002) handelt es sich hierbei vor allem um Pb-Carbonate. Nur rund ein Drittel des Bleis liegt in den Schrotkugeln in der Residualfraktion und damit noch als metallisches Pb vor. In den beiden organischen Auflagehorizonten ist der Pb-Anteil in der Residualfraktion mit 2 und 5% sehr gering, da die sichtbaren Schrotkugeln vor dem Mahlen entfernt worden waren. Bezogen auf den Gesamtgehalt machten diese Kugeln rund 50% der Pb-Gehalte in den Auflagehorizonten aus. Der Großteil des restlichen Bleis ist an reduzierbare oder oxidierbare Bodenbestandteile gebunden oder liegt selbst in entsprechender Form vor.

Tab. 2: Prozentuale Verteilung von Pb auf die vier Fraktionen der sequenziellen Extraktion von Schrotkörnern und Bodenproben (I: austauschbar; II: reduzierbar; III: oxidierbar; IV: residual)

	I	II	III	IV
Schrot	34	11	21	34
Of	5	43	47	5
Oh	17	39	42	2
0 - 5	49	36	13	1
5 - 10	51	32	12	5
10 - 20	65	3	19	13

Bei der Zugabe von unterschiedlichen Phosphatgaben zu dem hoch belasteten Oh-Material ergab sich zunächst ein überraschender Befund: Sowohl bei der Phosphorsäure als auch beim

<sup>1</sup> Bodenkunde, Geographisches Institut Ruhr-Universität Bochum, 44780 Bochum

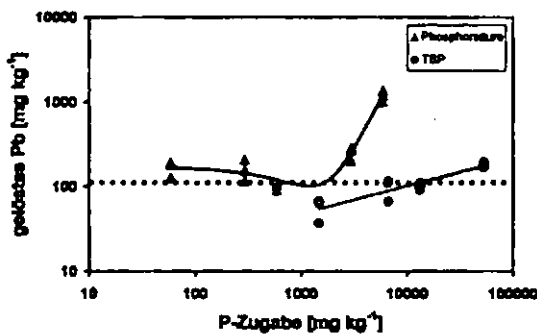


Abb. 1: Beziehung zwischen Phosphatgaben und gelöstem Pb in den Oh-Proben. Kontrollwerte: 112 mg Pb kg<sup>-1</sup>

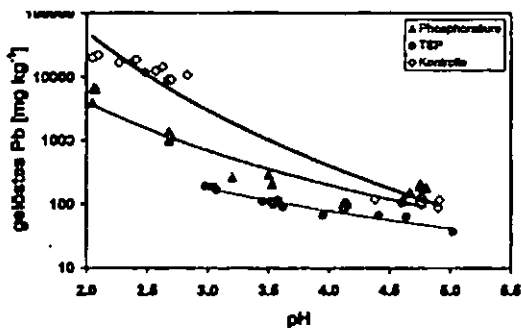
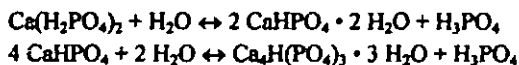


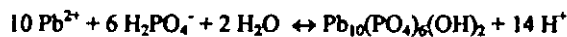
Abb. 2: Beziehung zwischen pH und gelöstem Pb in versauerten Kontrollen und den mit Phosphaten behandelten Oh-Proben

TSP stiegen die Pb-Lösungskonzentrationen mit steigenden P-Gaben (Abb. 1). Lediglich die geringsten TSP-Zugaben in Höhe von rund 1500 mg P kg<sup>-1</sup> senkten die gelösten Pb-Konzentrationen auf rund 70% der Kontrollwerte. Bei den Phosphorsäuregaben bewirkten bereits deutlich geringere P-Mengen eine Pb-Mobilisierung gegenüber der unbehandelten Kontrolle.

Ursache hierfür ist die durch die Meliorationsmittel bedingte pH-Absenkung, da auch bei der Auflösung von TSP Phosphorsäure entsteht:



Es besteht daher zum einen eine enge Beziehung zwischen Pb-Löslichkeit und pH-Absenkung (Abb. 2). Zum anderen führen pH-Absenkungen nicht notgedrungen zu erhöhten Pb-Freisetzungen wie im Falle des TSP, da auch bei der Pyromorphitfällung Säure freigesetzt wird:



Es ist weiterhin zu erkennen, dass bei vergleichbaren pH-Werten, die Pb-Konzentrationen in der Gleichgewichtslösung mit TSP niedriger als mit Phosphorsäure sind. Dies dürfte damit zusammenhängen, dass zum Erreichen des gleichen pH-Wertes etwa 10-mal mehr TSP-P eingesetzt wurde als mit der Phosphorsäure. Im stark sauren Bereich führt auch die Phosphorsäure zu einer deutlichen Absenkung der Pb-Konzentrationen gegenüber einer mit HNO<sub>3</sub> versauerten Kontrolle.

Die beiden Phosphatformen hatten ebenfalls eine unterschiedliche Wirkung auf die DOC-Konzentrationen in den Batch-Versuchen. So führten die durch TSP bedingten pH-Absenkungen zu einer wesentlich stärkeren DOC-Freisetzung, als vergleichbare pH-Werte in den Proben mit

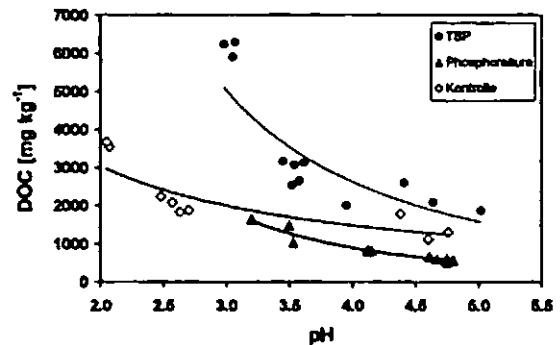


Abb. 3: Beziehung zwischen pH und DOC in mit HNO<sub>3</sub> versauerten Kontrollen und den mit Phosphaten behandelten Oh-Proben

Phosphorsäure oder HNO<sub>3</sub> (Abb. 3). Offensichtlich fördern die Reaktionsprodukte der TSP-Auflösung die DOC-Freisetzung, wofür es bisher allerdings keine Erklärung gibt. In den TSP-Varianten kommt es aber trotz der deutlich erhöhten DOC-Konzentrationen nicht zu einer verstärkten Pb-Mobilisierung durch diese potentiellen Komplexbildner. Da aber innerhalb der TSP-Variante genau wie in den Kontrollproben eine enge Beziehung zwischen DOC und Pb-Konzentrationen besteht, scheint TSP die Komplexbildungseigenschaften des DOC zu vermindern.

### Schlussfolgerungen

1. In den sauren Waldböden wird metallisches Pb aus dem Schrot innerhalb weniger Jahrzehnte zu leichter löslichen, mobileren Verbindungen umgewandelt.
2. Durch die ausgewählten Phosphate lässt sich die Pb-Löslichkeit nur geringfügig vermindern, da beide P-Formen in den für die Immobilisierung notwendigen Dosierungen stark versauernd wirken.
3. Durch die P-Gaben wird die Löslichkeit und Qualität des DOC deutlich verändert was anscheinend zu bisher nicht geklärten Wechselwirkungen mit der Pb-Löslichkeit führt.

### Literatur

- Chen, M. and Daroub, S.H., 2002. Characterization of Lead in Soils of a Rifle/Pistol Shooting Range in Central Florida, USA. *Soil and Sediment Contamination*, 11(1): 1-17.
- Crossmann, G., Fahrenhorst, C., Renger, M., Simon, J. and Weiss, J., 1989. Die Belastung von Böden auf Sportschießplätzen durch Bleischrot und Wurfstaub. UBA-Texte, 35/89. Umweltbundesamt, 126 pp.
- Ho, M.D. and Evans, G.J., 1997. Operational speciation of Cadmium, Copper, Lead and Zinc in the NIST Standard reference materials 2710 and 2711 (Montana soil) by the BCR sequential extraction procedure and flame atomic adsorption spectrometry. *Analyt. Comm.*, 34: 363-364.
- Lang, F. and Kanpenjohann, M., 2003. Effect of dissolved organic matter on the precipitation on mobility of the lead compound chloropyromorphite in solution. *Europ. J. Soil Sci.*, 54: 139-147.
- Liebe, F., Welp, G., Brümmer, G.W., König, W. and H., N., 1997. Anorganische Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens. Substrat- und Nutzungsspezifische Hintergrundgehalte. *Mitt. DBG*, 85: 741-744.
- Ma, Q.Y., Logan, T.J. and Traina, S.J., 1995. Lead immobilization from aqueous solutions and contaminated soils using phosphate rocks. *Environ. Sci. Technol.*, 29: 1118-1126.
- Stanforth, R. and Qiu, J., 2001. Effects of phosphate treatment on the solubility of lead in contaminated soil. *Environ. Geol.*, 41: 1-10.

**Die ESS-Labormethode zur Bestimmung der Zusammensetzung der Bodenlösung.**

**I: Eignung für landwirtschaftliche Böden**

*Gunda Matschonat, Joachim Ingwersen und Thilo Streck, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim*

**Einführung:**

Eine grundlegende Voraussetzung für das Verständnis und für die Vorhersage der Mobilität von Spurenelementen sowie anderen Nähr- und Schadstoffen im Boden ist die Kenntnis der Zusammensetzung der Bodenlösung. Es ist bekannt, dass die Schwermetall-Ad- und Desorption sensitiv auf die Zusammensetzung des Hintergrundelektrolyten reagiert (Boeckhold et al., 1993). Schwermetalluntersuchungen sind daher auf eine sorgfältige Auswahl des Hintergrund-Elektrolyten angewiesen, die sich an Feldbedingungen orientieren muss.

Zur Bestimmung der Bodenlösungszusammensetzung steht eine Vielzahl von Methoden zur Verfügung, von denen eine die so genannte ESS-Labormethode (Equilibrium Soil Solution; Matschonat und Vogt, 1997) ist. Das Prinzip der ESS-Methode besteht im Auffinden einer Elektrolytlösung, die bei Kontakt mit der Bodenprobe ihre Zusammensetzung nicht ändert, d.h., an den Oberflächen keine Austausch- oder (kurzfristige) Lösungs- und Fällungsreaktionen auslöst. Diese Lösung befindet sich hinsichtlich kurzfristig ablaufender Prozesse im Gleichgewicht mit der Bodenprobe. Das Auffinden dieser spezifischen Elektrolytlösung, der Gleichgewichtsbodenlösung ESS, erfolgt iterativ, in der Regel in vier bis sechs Arbeitsschritten. Die Methode bestimmt die Bodenlösungszusammensetzung der feldfrischen Bodenprobe somit bei einem spezifischen Zustand: dem chemischen Gleichgewicht. Der Nachteil der Methode besteht bisher im erforderlichen Arbeits- und Messaufwand. Die ESS Methode ist bisher nur für Waldböden getestet und angewendet worden. Das Ziel unserer Arbeit war es, die Methode auf ihre Anwendbarkeit auf landwirtschaftliche Böden zu testen und sie arbeitstechnisch zu optimieren. Die Ergebnisse wurden mit einer

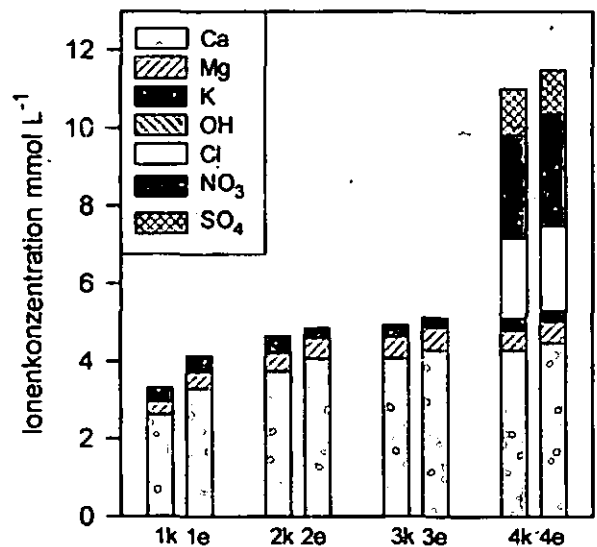
unabhängigen Methode, der MSWE (Multi-Step Water Extraction; Matschonat und Vogt, 1997), überprüft. Die MSWE-Methode ist sehr aufwendig in der Durchführung und daher nicht für Routineuntersuchungen geeignet, sie lässt jedoch aus prinzipiellen Gründen die zuverlässigsten Ergebnisse erwarten.

**Methoden:**

Prinzip der ESS:

- ▶ Schätzung der Bodenlösungs-Zusammensetzung
- ▶ künstliche Bodenlösung aus Salzen herstellen
- ▶ Zugabe von Boden
- ▶ Vergleich der Zusammensetzung der künstlichen ... Bodenlösung und der Lösung nach Kontakt mit Boden
- ▶ korrigierte Schätzung
- ▶ künstliche Bodenlösung herstellen
- ▶ Zugabe einer frischen Teilprobe des Bodens
- ▶ ...weitere Schätzungen ... ▶ ... ▶
- ▶ wenn sich die zugegebene Lösung nicht mehr ändert -> ESS

Die Iteration wird abgebrochen, wenn die Konzentrationsabweichung zwischen zugegebener und wieder gewonnener Lösung für jedes Ion kleiner als 10% ist. Hier wurden die Konzentrationen der Ionen  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $H^+$ ,  $NO_3^-$ ,  $Cl^-$  und  $SO_4^{2-}$  angepasst.

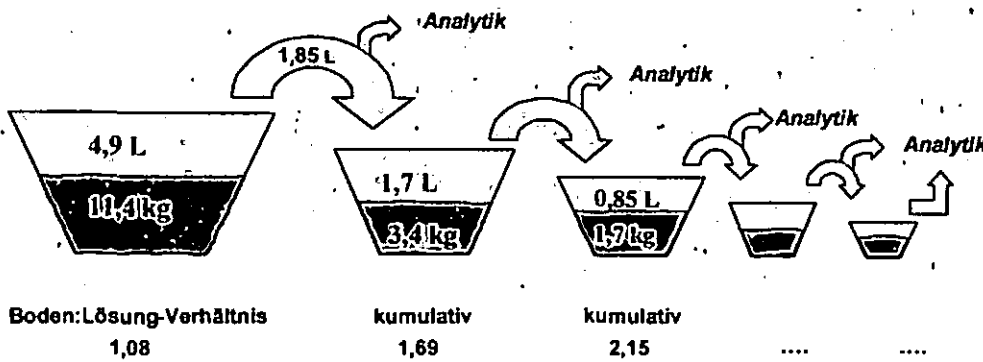


*Ableitung der ESS für einen Ackerboden aus Löss. k: künstliche Bodenlösung, e: extrahierte Lösung nach Kontakt mit der Bodenprobe. 4e = ESS*

**Prinzip der MSWE:**

Die Ionenkonzentrationen einer Lösung in Kontakt mit Boden sind Funktionen des Boden:Lösungs-Verhältnis. Die feldfeuchte Probe ist durch ein spezifisches Boden:Lösungs-Verhältnis charakterisiert (z.B. bei 25% grav. Wassergehalt 75:25 = 3); dieses

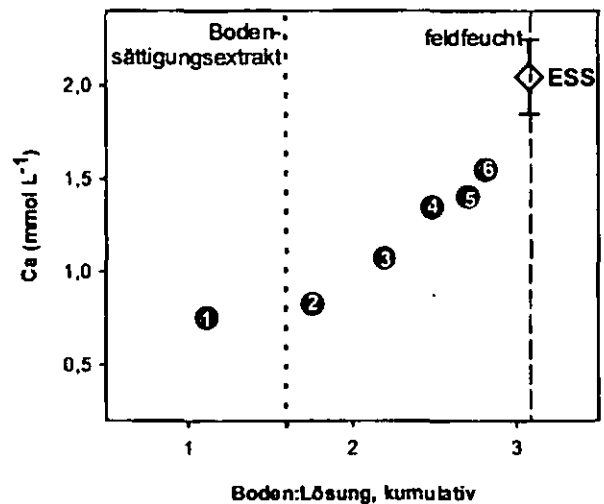
ist das Ziel-Boden:Lösungs-Verhältnis für den Feldzustand. Die MSWE nähert dieses Boden:Lösungs-Verhältnis an, indem dieselbe Lösung sukzessive mehrfach mit frischen Teilproben vom Boden äquiliibriert wird; dadurch steigt das sogenannte kumulative Boden:Lösungs-Verhältnis. Alle Ionen stammen aus dem Boden selbst.



Ackerboden (Löss)  
 Boden:Lösungs-  
 Zielwert: 3,08  
 letzter Schritt: 2,82

**Ergebnisse:**

Die Kationen-Konzentrationen wurden durch die ESS-Methode im Allgemeinen gut getroffen, wenngleich etwas (10-25%) überschätzt. Die Anionen-Konzentrationen wurden durch den Akerboden kaum gepuffert und konnten somit als simple Verdünnungsreihe auf das Boden:Lösungs-Verhältnis des feldfeuchten Boden extrapoliert werden. Da Ionenkonzentrationen Funktionen des Boden:Lösungs-Verhältnisses sind, laufen Methoden, die auf Zugabe von Wasser zur Bodenprobe beruhen (wie der sogenannte Bodensättigungsextrakt), Gefahr, die Ionenkonzentrationen unter Feldbedingungen deutlich zu unterschätzen.



Überprüfung der als ESS ermittelten Konzentration mit Hilfe der MSWE-Methode. 1-6: Arbeitsschritte und Konzentrationen der MSWE am Beispiel Ca. Fehler-balken ESS: Labor-Toleranz (10%) bei der Bestimmung.

**Schlussfolgerung:**

Die ESS-Methode ist grundsätzlich für landwirtschaftliche Böden geeignet.

Teil II der Arbeit stellt ausführlich eine Modifikation der Methode mit dem Ziel der Zeit- und Arbeitseinsparung durch das teilweise Ersetzen von experimentellen Arbeitsschritten durch mathematische Modellierung vor.

**Literatur**

Matschonat, G. und R. Vogt (1997): Effects of changes in pH, ionic strength, and sulphate concentration on the CEC of temperate acid forest soils. *Europ. J. Soil Sci.* 48, 545-552.  
 Boekhold, A.E., E.J.M. Temminghoff und S.E.A.T.M. Van der Zee (1993): Influence of electrolyte composition and pH on cadmium sorption by an acid sandy soil. *Soil Sci.* 44, 85-96.

## Modellierung des Kationenaustauschs in gestörten und ungestörten Böden

Kerstin Michel<sup>1</sup>, Bernard Ludwig<sup>1</sup>, Angelika Kölbl<sup>2\*</sup>

### Einleitung

Der Kationenaustausch wird häufig anhand gestörter und getrockneter Bodenproben untersucht. Die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf ungestörte Bedingungen ist jedoch nicht zwangsläufig gegeben. Das Ziel der vorliegenden Studie war daher, anhand von Perkolationsexperimenten Kationenaustauschkoeffizienten zu ermitteln und zu überprüfen, ob sie zur Vorhersage des Kationenaustauschs sowohl in homogenisierten als auch in ungestörten Bodenproben geeignet sind.

### Austauschexperimente

Gestörte und ungestörte Proben wurden aus dem Unterboden (50-60cm, SB<sub>1</sub>-Horizont) eines landwirtschaftlich genutzten Standortes in der Nähe von Kiel entnommen. Das Material bestand zu 55 % aus Sand, zu 30 % aus Schluff und zu 15 % aus Ton. Der Gehalt an C betrug 1.7 g kg<sup>-1</sup>.

Gesiebter (< 2 mm) und homogenisierter Boden wurde auf einer Quarzsandlage platziert und mit 1 M NH<sub>4</sub>Cl bzw. verschiedenen konzentrierten BaCl<sub>2</sub>-Lösungen (0.4, 4, 20, 41, 102 und 205 mM) perkoliert. Die feldfrischen, ungestörten Bodensäulen (h = 4 cm, V = 100 cm<sup>3</sup>) wurden in eine Perkolationsanlage eingebaut und mit einer Flussrate von 1400 mm d<sup>-1</sup> perkoliert. Als Austauschlösungen wurden 0.4, 4, 20, 41, 102 und 205 mM BaCl<sub>2</sub>-Lösungen eingesetzt.

In den Perkolaten wurden die Na-, K-, Mg-, Ca- und C-Konzentrationen gemessen.

### Modellierung mit PHREEQC

Um eindimensionalen Transport zu berechnen, wurde das Modell PHREEQC (Parkhurst & Appelo 1999) verwendet, das die Advektions-Dispersions-Gleichung berücksichtigt. Zur Definierung der Kationenaustauschkoeffizienten diente der Gaines-Thomas-Formalismus. Das Modell berücksichtigte die folgenden Ionen: H<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Ba<sup>2+</sup>, Cl<sup>-</sup> und CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>. Die initialen Werte des Modells waren pH-Wert, Elementkonzentrationen, Kationenaustauschkapazität und Kationenaustauschkoeffizienten.

Die Austauschkoefizienten wurden anhand der NH<sub>4</sub>Cl-extrahierbaren Kationen und der initialen Kationenkonzentrationen der Perkolate berechnet (Ludwig & Kölbl 2002). Es ergaben sich folgende Werte: log<sub>10</sub>K (Na/Ca) = -0.91, log<sub>10</sub>K (K/Ca) = 1.24 und log<sub>10</sub>K (Mg/Ca) = -0.24.

Der Austauschkoefizient log<sub>10</sub>K (Ba/Ca) wurde in Abhängigkeit von der Ba<sup>2+</sup>-Adsorption variiert. Variante 1: Bei einer Ba<sup>2+</sup>-Adsorption < 10 mmol<sub>e</sub> kg<sup>-1</sup> in homogenisierten (Experiment mit 0.4 mM BaCl<sub>2</sub>) und ungestörten Bodenproben (0.4 und 4 mM BaCl<sub>2</sub>) wurde dieser Austauschkoefizient gleich 0 gesetzt, da die Austauschselektivität von Ca und Ba ähnlich ist (Laudelot et al. 1968).

Variante 2: Für größere Ba<sup>2+</sup>-Adsorptionen, d.h. Experimente mit 4, 20, 41, 102 und 205 mM BaCl<sub>2</sub> bei homogenisierten und 20, 41, 102 und 205 mM BaCl<sub>2</sub> bei ungestörten Proben, wurde über Anpassung des Experimentes mit homogenisiertem Boden und 4 mM BaCl<sub>2</sub> ein log<sub>10</sub>K (Ba/Ca) von -0.73 ermittelt.

### Ergebnisse und Diskussion

Die Na-, Mg- und K-Freisetzung aus dem homogenisiertem Boden wurde durch das Modell gut beschrieben (Experiment mit 4 mM BaCl<sub>2</sub>) bzw. vorhergesagt (übrige Experimente). Für K zeigte sich eine Überschätzung der Freisetzung.

Für ungestörte Bodensäulen ergab die Modellierung ebenfalls relativ gute Vorhersagen in einem weiten Konzentrationsbereich. Für Ca wurden vor allem in den Experimenten mit hohen BaCl<sub>2</sub>-Konzentrationen zufriedenstellende Ergebnisse erhalten (Abb. 1; 41, 102 und 205 mM BaCl<sub>2</sub>).

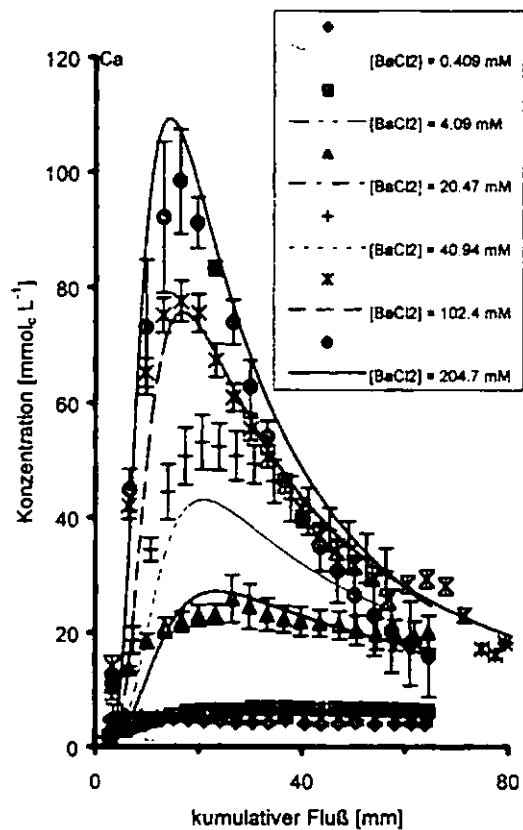


Abb. 1 Gemessene (Symbole) und modellierte (Linien) Ca-Konzentrationen in ungestörten Bodensäulen gegen den kumulativen Fluß. Bei den Meßwerten handelt es sich um Mittelwerte (n = 4) mit Standardfehlern.

Abb. 2 zeigt, daß für Variante 1 (0.4 und 4 mM BaCl<sub>2</sub>) die Übereinstimmung zwischen gemessenen und modellierten Daten für Mg sehr gut war. Bei Verwendung von 20 und 102 mM BaCl<sub>2</sub> waren die Abweichungen zwischen den

<sup>1</sup> Fachgebiet Umweltchemie, Universität Kassel, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen

<sup>2</sup> Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel, Olshausenstr. 40, 24118 Kiel

\*aktuelle Adresse: Lehrstuhl für Bodenkunde, Technische Universität München, 85350 Freising-Weihenstephan

gemessenen und den modellierten Mg-Konzentrationen am deutlichsten (Abb. 2).

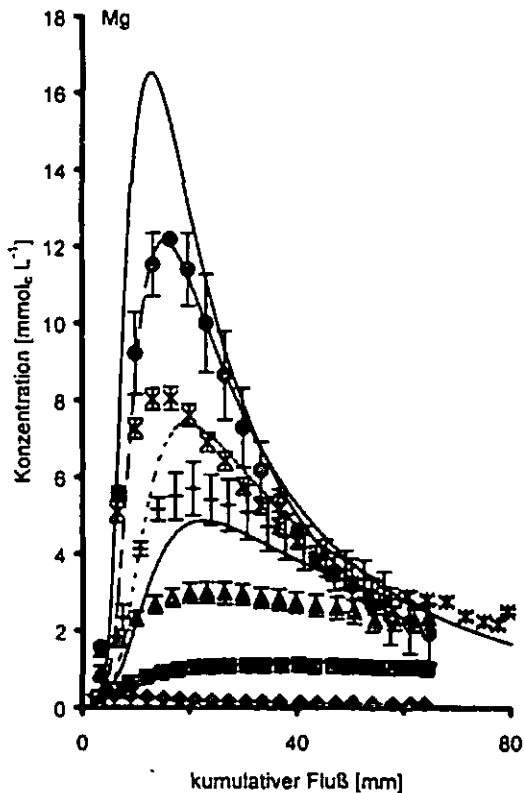


Abb. 2 Gemessene (Symbole) und modellierte (Linien) Mg-Konzentrationen in ungestörten Bodensäulen gegen den kumulativen Fluß. Erklärung der Symbole und Linien s. Abb. 1.

Die Freisetzung von K aus ungestörten Bodensäulen wurde bei niedrigen  $\text{BaCl}_2$ -Konzentrationen gut vorhergesagt. Bei höheren  $\text{BaCl}_2$ -Konzentrationen ergaben sich stärkere Abweichungen zwischen gemessenen und modellierten Werten (Daten nicht gezeigt).

### **Schlußfolgerung**

Die Austauschoeffizienten, die durch Perkolationsexperimente mit  $\text{NH}_4\text{Cl}$  gewonnen wurden, waren gut geeignet, um die Freisetzung von Kationen aus gestörten und ungestörten Bodenproben zu modellieren. Die Gehalte an austauschbaren Kationen und die Austauschoeffizienten, die durch Perkolations homogenisierter Bodenproben ermittelt werden, können somit zur Vorhersage von Kationenkonzentrationen in ungestörten Böden herangezogen werden.

### **Danksagung**

Die vorliegende Arbeit wurde von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG Ho. 911/16) gefördert. B. Ludwig erhielt finanzielle Unterstützung durch ein Heisenberg-Stipendium der DFG.

### **Literatur**

Laudelot, H., van Bladel, R., Bolt, G.H. & Page, A.L. (1968): Thermodynamics of heterovalent cation exchange reactions in a montmorillonite clay. *Transactions of the Faraday Society* **64**, 1477-1488.

Ludwig, B. & Kölbl, A. (2002): Modelling cation exchange in columns of disturbed and undisturbed subsoil. *European Journal of Soil Science* **53**, 645-653.

Parkhurst, D.L. & Appelo, C.A.J. (1999): User's Guide to PHREEQC Version 2 – A Computer Program for Speciation, Batch-Reaction, One-Dimensional Transport and Inverse Geochemical Calculations. Water Resources Investigations Report 99-4259, US Geological Survey, Lakewood, CO.

### **Ist der Porenverschlusseffekt organischer Beläge auf Mineraloberflächen real?**

Christian Mikutta, F. Lang, M. Kaupenjohann

Auf der Basis von  $N_2$  Adsorptionsdaten wurde postuliert, dass Beläge aus organischer Substanz auf Mineraloberflächen die Meso- und Mikroporen der Minerale verschließen. Um  $N_2$  Sorptionsisothermen aufzunehmen wurden die Proben gefriergetrocknet. Der „Porenverschlusseffekt“ könnte ein Artefakt der Gefrierdrying sein, wenn sich die Struktur organischer Makromoleküle während der Trocknung verändert.

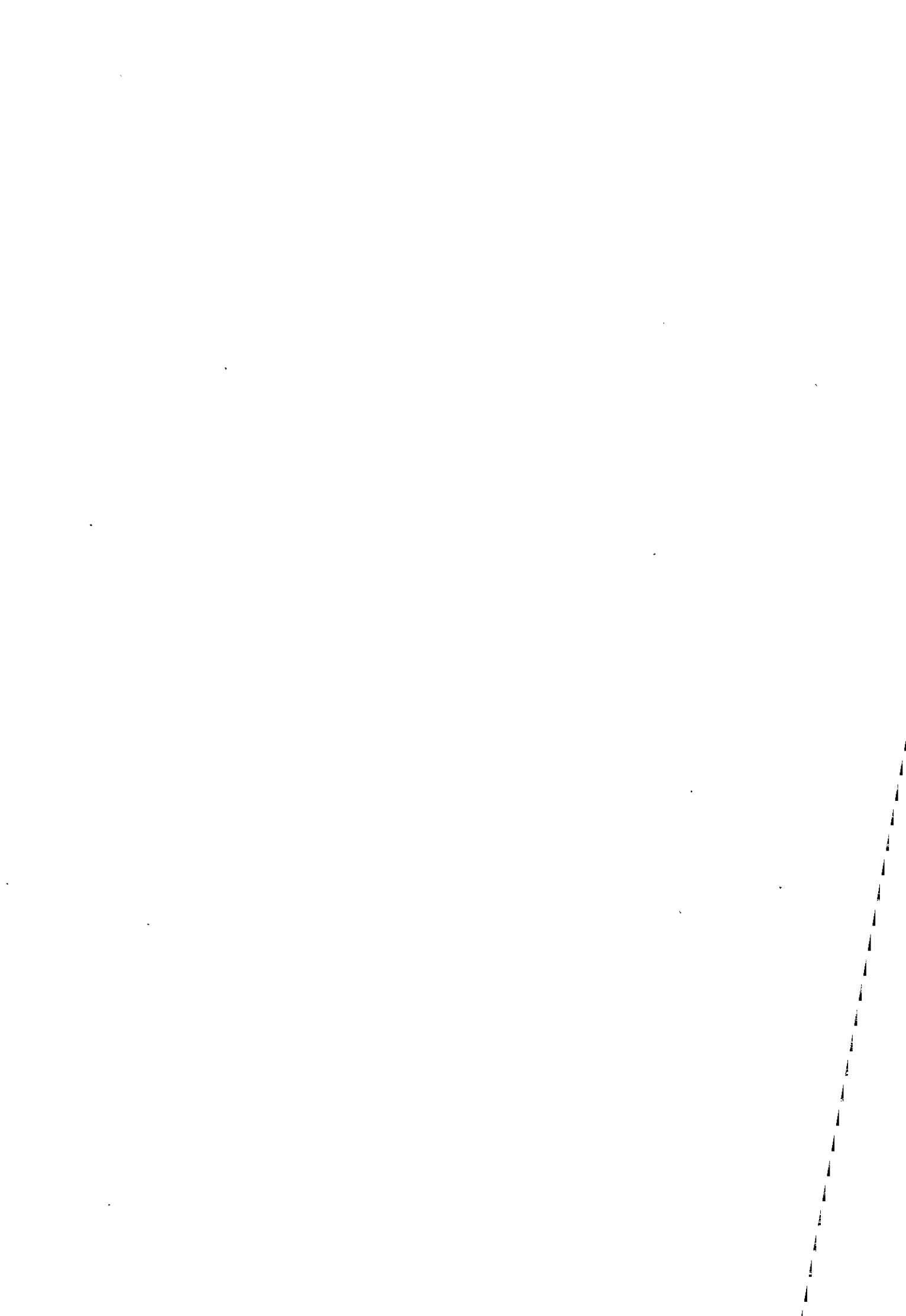
Um dies zu testen, bestimmten wir Porositäts- und Oberflächenveränderungen, die durch die Adsorption von aus Humusaufgaben extrahierter gelöster organischer Substanz (DOM) und Polygalakturonsäure (PGA) auf  $\gamma$ -AlOOH hervorgerufen wurden an feuchten und getrockneten Proben. Wir analysierten gefriergetrocknete Proben mit  $N_2$  Adsorption und feuchte Proben mittels  $^1H$ -NMR Relaxation. Von der Verteilung der Geschwindigkeitskonstanten der  $^1H$ -Relaxation kann auf die Größenverteilung der wassergefüllten Poren geschlossen werden. Zusätzlich wurden die Proben mit Environmental Scanning Electron Microscopy – Energy Dispersive X-ray Spectroscopy (ESEM-EDX) charakterisiert.

Beide Adsorptive reduzierten die spezifische Oberfläche ( $SSA_{BET}$ ) des gefriergetrockneten AlOOHs.

Normiert auf den sorbierten Kohlenstoff betrug der Verlust an  $SSA_{BET}$   $1.0 \text{ m}^2 \text{ mg}^{-1}$  DOM-C und  $5.7 \text{ m}^2 \text{ mg}^{-1}$  PGA-C. Dieser Oberflächenverlust wird auf die Okklusion der Minerale durch organische Substanz zurückgeführt.

DOM reduzierte das Porenvolumen der Poren  $<3 \text{ nm}$ , wohingegen PGA zusätzlich das Volumen größerer Poren verringerte. Auch die Analyse feuchter Proben zeigte, dass infolge der PGA-Adsorption das Volumen der Mikro- und kleinen Mesoporen  $<6 \text{ nm}$  abnimmt. Da gleichzeitig neue, größere Poren entstehen, war die durchschnittliche Porengröße des PGA-belegten AlOOHs jedoch um 150% größer als die der C-belegten Referenzprobe. An den gefriergetrockneten Proben konnte diese Zunahme großer Poren nicht nachgewiesen werden. Vermutlich gehen diese während der Gefrierdrying verloren.

Unsere Resultate zeigen, dass der Porenverschluss von Mikro- und kleinen Mesoporen kein Artefakt der Gefrierdrying ist. Die Polygalakturonsäure bedeckt nicht nur den Eingang zu Mikroporen, sondern füllt diese teilweise aus. Die PGA scheint die Poren effektiver zu verschließen als aus Böden extrahierte gelöste organische Substanz. Die ESEM Aufnahmen zeigen, dass C-Belegung auf  $\mu\text{m}$ -Skala nicht zur Aggregation der Proben führt.





# Bergbaubedingte Schwermetallbelastung und Bioverfügbarkeit der Schwermetalle in Kastanozemen eines Bewässerungsgebiets südlich von Tiflis/Georgien

E. Narimanidze<sup>1</sup>, D. Steffens<sup>2</sup>, S. Schubert<sup>2</sup>, L. Wichmann<sup>3</sup> und P. Felix Henningsen<sup>4</sup>

## 1. Einleitung und Zielsetzung

In einem kreidezeitlich angelegten Vulkangebiet südwestlich von Tiflis/Georgien, werden hydrothermal zersetzte, durch sulfidische Erze angereicherte Basalte abgebaut (Dzidziguri, 1991), in einer Metallhütte im Tal des Mashavera-Flusses durch die Flotation konzentriert und verarbeitet und Buntmetalle und Gold gefördert. Durch Erosion von Abraumhalden Abspülung der Flotationsrückstände wird der Fluss Mashavera stark mit extrem schwermetallhaltigen (Kupfer, Zink, Cadmium) Schwebstoffen befrachtet. Diese gelangen in einem etwa 300 km<sup>2</sup> großen, intensiv landwirtschaftlich durch Gemüse- und Getreideanbau genutzten Bewässerungsgebiet am Mittel- und Unterlauf des Mashavera mit dem Bewässerungswasser in die Böden.

Aufgrund der klimatischen Trockenheit Ostgeorgiens ist die Landwirtschaft dort nur durch die Bewässerung möglich. Die Bewässerungsflächen in Flusstälern haben einen relativ geringen Anteil an der Gesamtfläche. Daher sind sie eine wertvolle Ressource und werden seit Jahrhunderten intensiv landwirtschaftlich genutzt. Bei ausreichender Bewässerung, können in der Region 2 bis 3 Ernten eingeholt werden.

Ziel der Untersuchungen war es zunächst das Ausmaß und die räumliche Verteilung der Schwermetallbelastung, ihre Mobilität und die Bioverfügbarkeit zu erfassen.

## 2. Material und Methoden

### 2.1. Material

Für die Untersuchungen der räumlichen Verbreitung der Schwermetallbelastung wurden Oberboden-

<sup>1</sup>Zentrum für Internationale Entwicklungs- und Umweltforschung, <sup>2</sup>Institut für Pflanzenernährung, <sup>3</sup>Institut für Geographie, <sup>4</sup>Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung, Justus-Liebig-Universität, Interdisziplinäres Forschungszentrum, Heinrich-Buff-Ring 26-32, 35392 Giessen<sup>1</sup>

Email:Eliso.Narimanidze@zeu.uni-giessen.de

mischproben aus Ap-Horizonten verwendet; diese entsprechen der Nutzungen: Acker, Gemüse und Wein. Die vertikale Verlagerung der Schwermetalle wurde an Leitbodenprofilen untersucht.

An vier unterschiedlich belasteten Standorten im Feld- und Gefäßversuch wurde der Cu, Zn und Cd Transfer von Spinat (cv. Caleta) untersucht.

### 2.2. Methoden

Die Bestimmung der pH-Werte erfolgte elektrometrisch in 0,01 M CaCl<sub>2</sub>; (DIN 19684/1). Die Carbonate wurden gasvolumetrisch nach Scheibler bestimmt; (DIN 19684/5).

Die Korngrößenanalyse wurde nach dem Verfahren von Köhn ermittelt; (DIN 19683).

Schwermetallgesamtgehalte im Boden erfolgte im Königswasser-Extrakt; (DIN 38414)

Aktuell pflanzenverfügbare Schwermetallfraktionen in Böden wurde im NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-Extrakt; (DIN 19730) erfasst. Die Schwermetallkonzentrationen in den Pflanzen wurden nach einer nassen Verarschung am AAS gemessen.

### 3. Ergebnisse

Die Bodenansprache und Analysenergebnisse zeigen, dass die Böden im Untersuchungsgebiet vorwiegend Kastanozeme sind, die eine relativ hohe Sorptionskapazität für die Schwermetalle aufweisen. Die pH-Werte dieser Böden liegen im alkalischen Bereich.

Infolge der Jahrzehnte andauernden Bewässerung mit dem kontaminierten Wasser zeigen die Schwermetallgehalte der Böden (Königswasseraufschluss) z.T. erhebliche Grenzwertüberschreitungen für die Elemente Cu, Zn und Cd (Abb. 1 und 2).

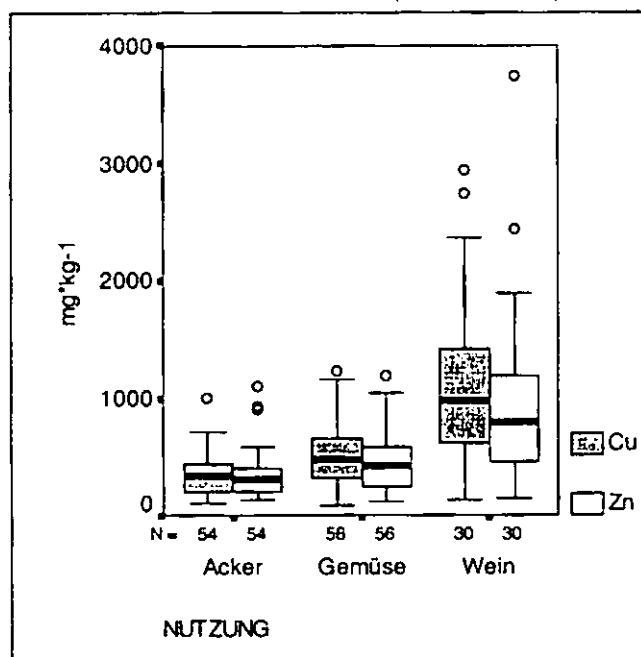


Abb. 1: Königswasserlösliche Cu und Zn im Oberbodenmischproben

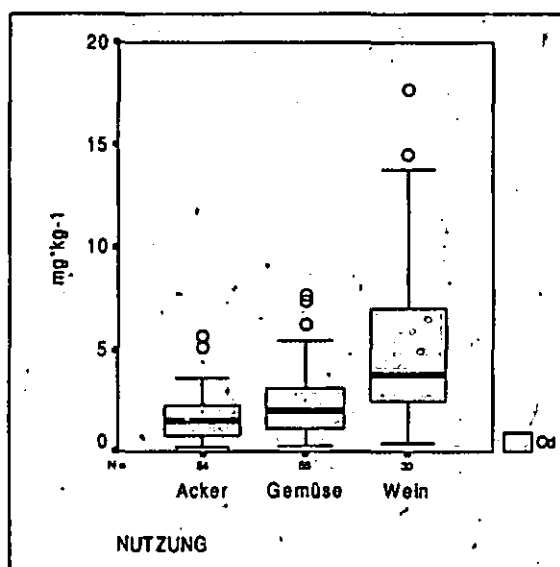


Abb. 2: Königswasserlösliche Cd im Oberbodenmischproben

Die im Königswasseraufschluß gemessenen Elementkonzentrationen erlauben eine Beurteilung der Bodenproben gemäß der in der BBodSchV festgelegten Vorsorgewerte für anorganische Schadstoffe. An insgesamt 210 analysierten Oberbodenmischproben überschreiten den Vorsorgewert im Falle von: Cu 91%, von Zn 72%, und von Cd 53%.

Standorte auf denen Nutzpflanzen kultiviert werden, die einer hohen Bewässerungsintensität bedürfen, sind entsprechend schwerwiegender belastet, als die Standorte, auf denen Nutzpflanzen mit niedrigerem Wasserbedarf kultiviert werden.

Oft erfolgt der Anbau verschiedener landwirtschaftlicher Nutzpflanzen im Untersuchungsgebiet weitgehend ungeordnet, d.h. Nutzpflanzen, die einen hohen Wasserbedarf aufweisen werden in Kombination mit Pflanzen angebaut, die einen niedrigen Wasserbedarf haben. Ein häufig praktiziertes Beispiel ist der Anbau von Gemüse als Unterfrucht in Weinfeldern. In vielen Gebieten sind daher die Weinanbaustandorte, die als Unterfrucht Tomate, Bohne und Gurke aufweisen, bezüglich der Belastung mit Cu, Zn und Cd als „Hot-Spots“ zu bezeichnen, da diese Flächen sehr stark bewässert wurden.

Ackerschläge, die im Laufe der Jahre nach Getreideanbau mehrfachen Brachephasen unterzogen wurden, in denen weniger Zufuhr von Bewässerungswasser erfolgte, sind demnach deutlich geringer belastet.

Trotz einer starken Belastung des Oberbodens wurde entweder keine, oder ganz geringe vertikale Verlagerung der Schwermetalle in den analysierten Bodenprofilen gemessen.

In Gefäß- und Feldversuchen wurde der Transfer der Schwermetalle des Spinats in die Nahrungskette untersucht.

Obwohl der Vorsorgewert für  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  lösliches Cd auf drei der vier untersuchten Standorte nicht überschritten wurde, wies der Spinat Cd-Konzentration auf, die über der Toleranzschwelle für den Menschen liegen (vgl. Abb. 3 u. Tab. 1).

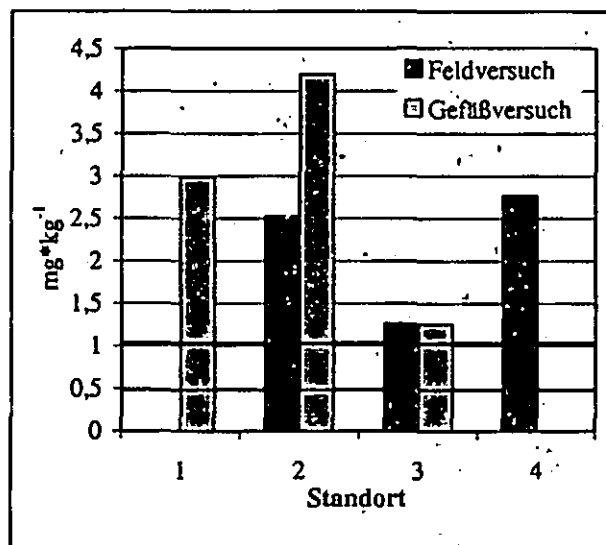


Abb. 3: Cd-Konzentration im Spinat auf unterschiedlich belasteten Standorten. Die schwarzen Linien zeigen die Toleranzschwelle für den menschlichen Organismus nach Sauerbeck, D. (1982)

Tabelle 1: Königswasser- und  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  lösliches Cd in vier Feld- und Gefäßversuchsstandorten

Standort Nr.	Königswasser $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	1 M $\text{NH}_4\text{NO}_3$ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$
1	1,67	0,01
2	4,00	0,04
3	0,93	0,00
4	3,58	0,12

#### 4. Fazit

- die Schwermetallbelastung ist im Untersuchungsgebiet hoch
- die Cd-Belastung führt zu einer Belastung der Nahrungskette
- $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Extrakt scheint nicht geeignet zu sein, um bioverfügbares Cd in alkalischen Böden zu erfassen

#### 5. Literatur

BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) Bundesgesetzblatt vom 12. Juli 1999.

Dzidziguri, A. (1991): Naturschätze Georgiens und Probleme ihrer rationellen Ausnutzung, Mezniereba Verlag, Tbilisi (russisch).

Sauerbeck, D. (1982): Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft 39, S. 108-129.

# Bindungsformen von Pb und Zn in belasteten Auenböden der Mittleren Elbe

Mark Overesch<sup>1</sup>, Jörg Rinklebe<sup>2</sup> & Gabriele Broll<sup>1</sup>

## Einführung und Ziel

Die Auenböden der mittleren Elbe fungierten lange als Senke für anthropogen in die Elbe und ihre Nebenflüsse eingetragene Schwermetalle. Nachdem die Schadstoffeinleitung erheblich reduziert worden ist, fungieren sie nun eher als potentielle Schadstoffquelle. Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, Bindungsformen von Pb und Zn in belasteten Auenböden zu bestimmen, um Prognosen über eine potentielle Mobilisierung treffen zu können.

## Material und Methoden

Für die Untersuchungen wurden hoch belastete Böden der Elbaue Sachsen-Anhalts ausgewählt (RINKLEBE et al., 1999, 2000). Dazu gehören drei Tschernitzen aus Auenlehmen/-schluffen, eine Gley-Paternia aus Auensand sowie vier Gleye aus Auenlehmtönen/-schlufftonen. In diesen Bodenprofilen wurden horizontweise Bodenkennwerte und die Gehalte von Pb und Zn im Königswasserextrakt (KWE, ökologisch relevante Gesamtgehalte) bestimmt. Die Determinierung der Bindungsformen beider Elemente erfolgte mit Hilfe der sequentiellen Extraktion nach ZEIEN & BRÜMMER (1989). Horizonte aus Reinsand wurden wegen geringer Schwermetallgehalte nicht analysiert. Die Bestimmung der Elementgehalte in den Extrakten erfolgte mit ICP-AES (OVERESCH, 2001). Exemplarisch werden hier die Ergebnisse von zwei Tschernitzen aus Auenlehmen und einem Gley aus Auenschluffton vorgestellt (Tab. 1).

## Ergebnisse und Diskussion

Die Gehalte im KWE, sind in den untersuchten Böden bis zu 17fach (Pb) bzw. 28fach (Zn) gegenüber den Hintergrundwerten der Flussauen Sachsen-Anhalts nach FELDHAUS et al. (1996) erhöht. Sie korrelieren mit den  $C_{org}$ -Gehalten ( $R^2=0,33$  (Pb) /  $0,34$  (Zn),  $p<0,01$ ,  $n=40$ ), da Pb und Zn aus anthropogenen Quellen überwiegend adsorbiert an Schwebstoffen mit hohen organischen Anteilen in die Auen eingetragen werden (VAN DER VEEN & ZACHMANN, 2000). Vor allem die Zn-Gehalte weisen zudem Beziehungen zu den Fe- und Mn-Oxidgehalten ( $R^2= 0,34/ 0,27$ ) sowie zu der effektiven Kationenaustauschkapazität ( $R^2= 0,55$ ) auf. Die Tongehalte stehen dagegen in keinem statistisch nachweisbaren Zusammenhang zu den Gehalten im KWE. Aufgrund tiefreichend starker Humosität sowie wegen des geringen Alters der Sedimente sind die Tschernitzen aus Auenlehmen/-schluffen bis in große Bodentiefen hoch belastet. In den Gleyen aus Auenlehmtönen/-schlufftonen sind dagegen hauptsächlich die Oberböden kontaminiert. Die Unterböden bestehen aus älteren Sedimenten und weisen geringe  $C_{org}$ -Gehalte auf, so dass hier geringe Gehalte im KWE vorliegen.

Als Bindungsform überwiegt bei Pb in den untersuchten Auenböden vor allem bei hohen Gehalten im KWE die Fixierung in organischen Komplexen (Fraktion IV, Abb. 1). Dies unterstreicht den Zusammenhang zwischen der organischen Bodensubstanz und der anthropogenen Pb-Belastung. Ein ähnliches Bindungsverhalten von Pb in Auenböden können SWATON et al. (2002) nachweisen. Bei geringen Pb-Gesamtgehalten, wie in den Gley-Unterböden, überwiegt dagegen die Bindung in Fe-Oxiden. In den Oberböden der Gleye kommt es aufgrund hoher Phytomasseproduktion bei gehemmter Mineralisierung in Flutrinnen verstärkt zur Bildung von organischen Säuren. Die pH-Werte ( $CaCl_2$ ) liegen hier unter 5.0, so dass in geringem Maße  $NH_4NO_3$ -lösliche, mobile Pb-Anteile in Fraktion I auftreten.

Tab. 1: Bodenkennwerte und Gehalte im KWE

	Bodentiefe	Bodenart	$C_{org}$ [%]	pH ( $CaCl_2$ )	Pb im KWE [ppm]	Zn im KWE [ppm]
Tschernitza aus Auenlehm 1	0-18	Lt2	8,1	6,7	161,6	1214,4
	18-49	Ls2	8,7	6,4	195,9	1531,5
	49-65	Ls3	11,9	6,8	230,8	1418,1
	65-93	Lt2	8,8	6,6	342,4	1494,2
	93-112	Lu	4,8	6,4	337,0	1021,3
	112-127	Lt2	4,2	6,3	302,3	963,3
	127-138	mS	0,4	6,5	-	-
	138-147	Ls4	5,6	6,3	207,2	770,8
	147-155	mS	0,1	6,5	-	-
	155-168	St2	3,1	6,4	125,5	368,9
Tschernitza aus Auenlehm 2	0,25	Ls4	6,1	4,9	142,1	744,7
	25-40	Sl4	4,8	5,0	160,0	596,7
	40-50	mS	0,6	5,2	-	-
	50-90	Sl4	2,0	5,2	148,9	387,2
	90-110	Sl3	0,7	5,3	97,6	239,1
Gley aus Auenschluffton	0-3	Tu2	11,6	4,7	155,4	137,6
	3-10	Lt2	3,7	4,9	175,4	205,0
	10-45	Tu3	1,1	5,8	67,5	200,7
	45-75	Tu3	1,3	5,9	50,7	161,7
	75-122	Tu3	0,9	6,0	42,4	115,4
	122-133	Lu	2,0	5,8	33,8	121,2

Zn ist im Vergleich zu Pb ein relativ mobiles Schwermetall. Anteile in Fraktion I treten schon bei pH-Werten unter 6,0 auf. Auch unter reduzierenden Bedingungen, wie im aGr des Gleys aus Auenschluffton, ist dieses Element mobil (Abb. 1). Insgesamt verteilt sich Zn in den untersuchten Auenböden auf die verschiedenen Fraktionen. Dabei ist eine leichte Präferenz für Fe-Oxide zu erkennen. Bei einer geringen Zn-Belastung dominieren hingegen residuale Bindungsformen. Anthropogen eingetragenes Zn wird offenbar überwiegend organisch, leicht nachlieferbar, in Mn-Oxiden und in amorphen Fe-Oxiden gebunden. Die Anteile in diesen Fraktionen gewinnen daher mit zunehmenden Zn-Gehalten im KWE an Gewicht.

Konträr zu HORNBERG & BRÜMMER (1993) stehen weder die Gehalte noch die Anteile von Pb und Zn in Fraktion I in einem statistisch nachweisbaren Zusammenhang zu den Gehalten im KWE. Vermutlich ist dies darauf zurückzuführen, dass hoch belastete Horizonte stets hohe Gehalte an organischer Bodensubstanz und meist hohe Gehalte an Fe-

<sup>1</sup> Hochschule Vechta, ISPA, Abteilung für Geo- und Agrarökologie. moveresch@ispa.uni-vechta.de

<sup>2</sup> UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH Sektion Bodenforschung. jrinkleb@bdf.ufz.de

und Mn-Oxiden aufweisen, die zu einer Fixierung von Schwermetallen beitragen.

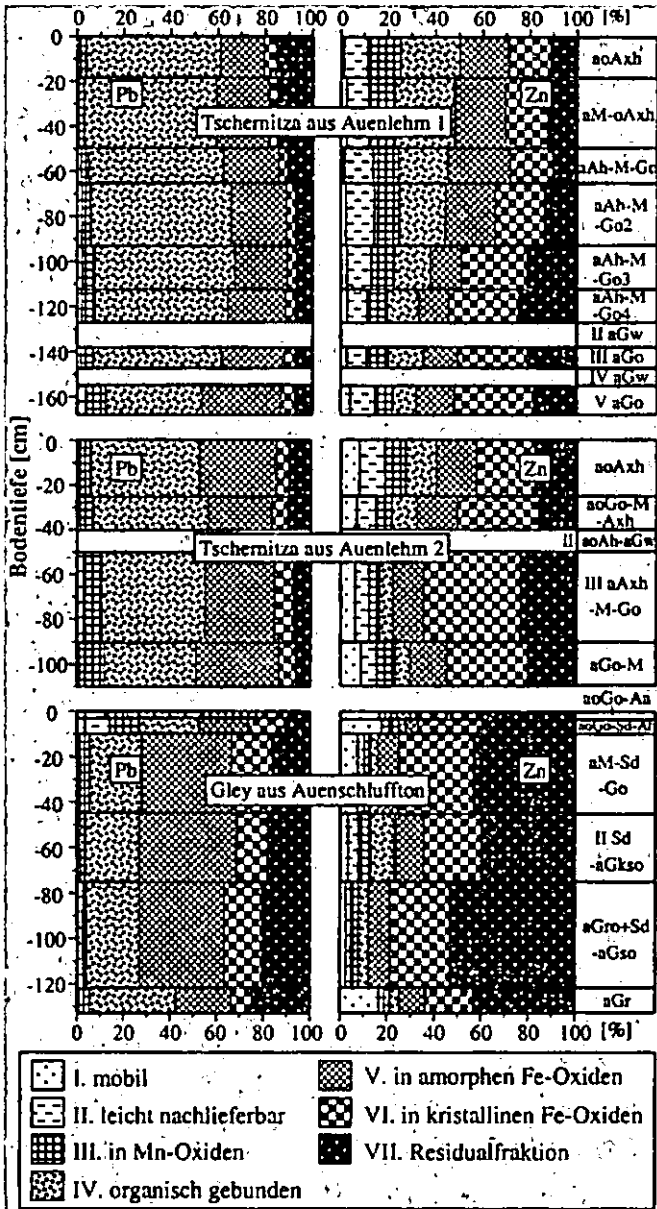


Abb. 1: Bindungsformen von Pb und Zn in drei Elbaueböden (Anteile an der Summe der Fraktionen I-VII)

Die Pb- und Zn-Anteile im mobilen + mobilisierbaren Pool (Fraktion I bis IV) nehmen dagegen mit steigender Belastung zu (Abb. 2). Bei Pb-Gehalten im KWE über 210 mg/kg stagnieren die mobilisierbaren Pb-Anteile jedoch bzw. nehmen wieder ab. Hier wird Pb aufgrund der erschöpften Bindungskapazität der organischen Bodensubstanz vermutlich verstärkt in Fe-Oxiden gebunden.

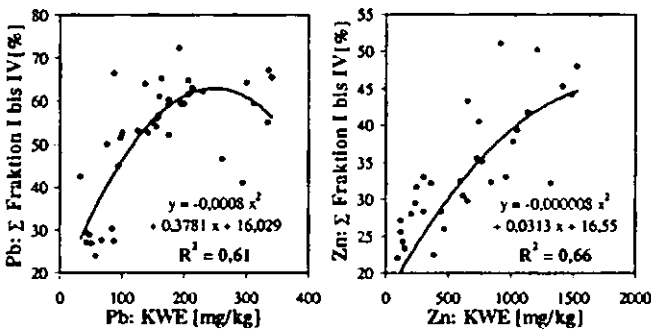


Abb. 2: Zusammenhang zwischen Gehalten im KWE und Anteilen im mobilen + mobilisierbaren Pool

Die beiden Elemente liegen in den Tschernitzen bei hohen Belastungsgraden bis in große Bodentiefen in mobilisierbarer Form vor. Die geringen Mengen in den älteren Unterböden der Gleye sind dagegen relativ immobil.

Schlussfolgerungen

Während bei geringer Belastung Pb und Zn überwiegend immobil in Fe-Oxiden bzw. in residualen Formen gebunden vorliegen, nehmen bei steigender anthropogener Belastung die potentiell mobilisierbaren Anteile (Fraktion I bis IV) zu. Bei Pb liegt dies an der dominierenden organischen Bindung, bei Zn zudem an höheren Anteilen in der leicht nachlieferbaren sowie in der Mn-Oxid-Fraktion. Ergebnisse von KRÜGER et al. (1995), wonach die Stabilität der Fixierung von Schwermetallen mit zunehmenden anthropogen eingebrachten Anteilen abnimmt, können somit für die untersuchten Auenböden bestätigt werden. Aufgrund der häufigen Kopplung von Kontamination und hohen Pufferkapazitäten außerhalb der Flutrinnen nehmen die mobilen Gehalte und Anteile von Pb und Zn jedoch nicht generell bei steigenden Belastungsgraden zu. Mit einer Mobilisierung ist bei Versauerung der Auenböden sowie bei Zn unter reduzierenden Bedingungen zu rechnen. Besonders betroffen hiervon sind die sauren Oberböden der Gleye aus Auenlehmtonen/-schlufftonen sowie ihre reduzierten Unterböden.

Literatur

FELDHAUS, D., SCHRÖDTER, M., GUTTEK, U. (1996): Hintergrundwerte für Schwermetalle in Böden des Landes Sachsen-Anhalt. Mittl. Geol. Sachsen-Anhalt. 2. 205-211. Halle/Saale.  
 HORNBURG, V., BRÜMMER, G. W. (1993): Verhalten von Schwermetallen in Böden - I. Untersuchungen zur Schwermetallmobilität. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 156. 467-477.  
 KRÜGER, A., SCHNEIDER, B., NEUMEISTER, H., KUPSCH, H. (1995): Akkumulation und Transport von Schwermetallen in Böden des Bitterfelder Industriegebietes. Geokodynamik. 16. 25-56.  
 OVERESCH, M. (2002): Schwermetalle in Auenökosystemen der Mittleren Elbe - Bindungsformen in Böden und Gehalte in Pflanzen. Diplomarbeit, Universität Münster.  
 RINKLEBE, J., FRANKE, C., HEINRICH, K., NEUMEISTER, H., NEUE, H.-U. (1999): Die Verteilung von Schwermetallen in Bodenprofilen von Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. Leipziger Geowissenschaften. 11. 129-138.  
 RINKLEBE, J., HEINRICH, K., MORGENSTERN, P., FRANKE, C., NEUE, H.-U. (2000): Heavy metal concentrations, distributions and mobilities in wetland soils. In: Mitteilung Nr. 6 der Bundesanstalt für Gewässerkunde / Projektgruppe Elbe Ökologie, Koblenz - Berlin. 227-228.  
 SWATON, T., RINKLEBE, J., TANNEBERG, H., JAHN, R. (2002): Bindungsformen von Pb und Zn in Auenböden des Saale-Elbe-Winkels. In: Geller et al. (Hrsg.): Die Elbe - neue Horizonte des Flussgebietsmanagements. 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar. 238-239.  
 VAN DER VEEN, A., ZACHMANN, D.W. (2000): Schwermetalle in einer Aue bei Wittenberge. In: Friese et al. (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Berlin.  
 ZEEN, H., BRÜMMER, G. W. (1989): Chemische Extraktion zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. Mittellng. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 59/1. 505-510.

Danksagung

Unser Dank gilt Herrn Dr. Tanneberg und seinen Assistentinnen, die die Extraktion im Labor des Institutes für Bodenkunde und Pflanzenernährung der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg ermöglicht und unterstützt haben. Weiterhin möchten wir Herrn Dr. Wennrich und Herrn Steffen (UFZ, Sektion Analytik) für die Durchführung der Messungen danken.

# Sorptionsverhalten des Toxins aus *Bacillus thuringiensis* (Bt-Toxin) an Montmorillonit und an Tonfraktionen von Böden unterschiedlicher Untersuchungsstandorte

Sibylle Pagel-Wieder<sup>1\*</sup>, Frank Gessler<sup>2</sup>,  
Jürgen Niemeyer<sup>2</sup> & Dietmar Schröder<sup>1</sup>

## 1 Einleitung

Das Bt-Toxin ist ein Protein, das natürlicherweise von *Bacillus thuringiensis*-Bodenbakterien gebildet wird. Dieses Protein hat die Eigenschaft, die Darmwand einiger Fraßinsekten zu zerstören. Frühere Untersuchungen haben gezeigt, dass das Bt-Toxin aus Bt-Mais über Ernterückstände und Wurzelexsudate in den Boden gelangt (Saxena & Stotzky, 2000) und dort an Bodenpartikeln sorbiert wird (Venkateswerlu & Stotzky, 1992). Durch diese Bindung wird der mikrobiologische Abbau des Toxins gehemmt, so dass die insektizide Wirkung des Bt-Toxins erhalten bleibt (Koskella & Stotzky, 1997).

Ziel der Untersuchungen dieses Vorhabens ist, das Sorptionsvermögen der Böden der Untersuchungsstandorte, auf denen Bt-Mais angebaut wird, näher zu charakterisieren. Zu diesem Zweck werden Bt-Toxinkonzentrationen für die Sorptionsexperimente gewählt, die auf den jeweiligen Versuchsstandorten in den Blättern, Stengeln und Wurzeln des Bt-Mais gefunden wurden. Gleichzeitig soll in den Experimenten der Einfluss der organischen Substanz auf die Sorption von Bt-Toxin an den Tonfraktionen der Böden bestimmt werden.

## 2 Material und Methoden

Zur Festsetzung und Klärung der Versuchsbedingungen wurden Vorversuche an einem Na-Montmorillonit durchgeführt. Für die Untersuchungen wurde die Tonprobe in sterilem H<sub>2</sub>O<sub>dest.</sub> dispergiert und anschließend tyndalisiert, indem an drei aufeinanderfolgenden Tagen die Suspension im Wasserbad bei 100°C 20 Minuten erhitzt und anschließend bei 35°C im Brutschrank aufbewahrt wurde. Die sterile Tonsuspension wurde für weitere Untersuchungen im Kühlschrank aufbewahrt.

Für die Untersuchungen der Sorption an den Tonfraktionen der Böden der Versuchsstandorte wurden Mischproben in Tiefen von 5 – 10 cm bzw. 0 – 30 cm und von 40 – 45 cm bzw. 40 – 60 cm entnommen.

Standort A: Parabraunerde-Tschernosem

Standort B: Parabraunerde-Pseudogley

Standort C: Braunerde-Pseudogley

Nachdem die Proben luftgetrocknet und < 2 mm gesiebt wurden, erfolgte eine Teilung der Proben. In einer Variante wurde die organische Substanz mit H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidativ entfernt, während in einer weiteren Variante eine Dispergierung der Proben nur in destilliertem Wasser mit Ultraschall erfolgte. Die Tonfraktionen beider Varianten wurden durch Sedimentation gewonnen und anschließend gefriergetrocknet. Der Gehalt an organischem Kohlenstoff wurde durch Verbrennung im Sauerstoffstrom ermittelt.

Zur Aufnahme der Sorptionsisothermen am Montmorillonit und an den behandelten und den unbehandelten Tonfraktionen der Freisetzungsböden wurden jeweils 10 mg Probe (zugegeben als dispergierte, sterilisierte Tonsuspension) mit 1 mL Bt-Toxin-Lösung steigender Konzentrationen (0 – 80 ng·mL<sup>-1</sup>) in 1.5 mL-Reagiergefäßen versetzt. Die Suspensionen wurden 30 Minuten geschüttelt und anschließend zentrifugiert. Die Bt-Toxinkonzentrationen der Ausgangs- und der Gleichgewichtslösungen wurden mittels ELISA (enzyme-linked immunosorbant assay) gemessen. Aus der Differenz der Bt-Toxinkonzentrationen in den jeweiligen Lösungen erfolgte die Kalkulation der Sorption von Bt-Toxin an den Proben.

## 3 Ergebnisse und Diskussion

In nachfolgender Abb. 1 ist die Sorptionsisotherme am Beispiel des Na-Montmorillonits dargestellt:

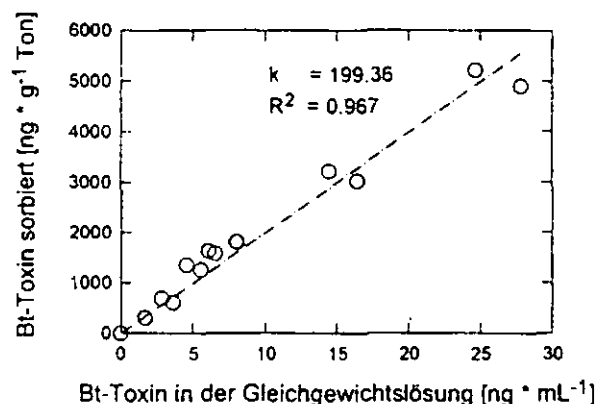


Abb. 1: Sorption von Bt-Toxin an Na-Montmorillonit

Die Adsorption von Bt-Toxin an Na-Montmorillonit lässt sich mit einer linearen Isotherme

$$X_s = k \cdot X_L$$

<sup>1</sup>Universität Trier, FB VI Abteilung Bodenkunde, 54286 Trier

<sup>2</sup>Universität Göttingen, Institut für Angewandte Biotechnologie der Tropen, 37077 Göttingen

\*e-mail: spagel@gwdg.de

beschreiben, wobei  $X_S$  die Menge an Bt-Toxin darstellt, die an der Probe sorbiert.  $X_L$  beinhaltet die Menge an Bt-Toxin, die sich nach Gleichgewichtseinstellung in der Lösung befindet.

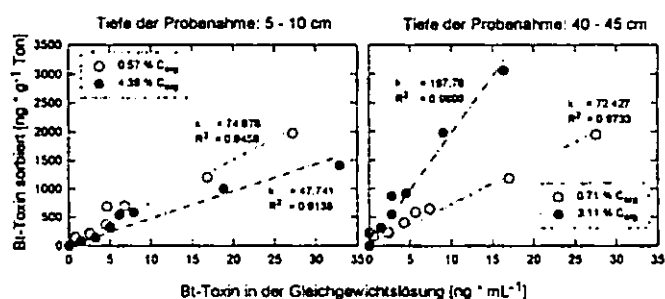


Abb. 2: Sorption von Bt-Toxin an der Tonfraktion des Standortes A der behandelten und der unbehandelten Proben

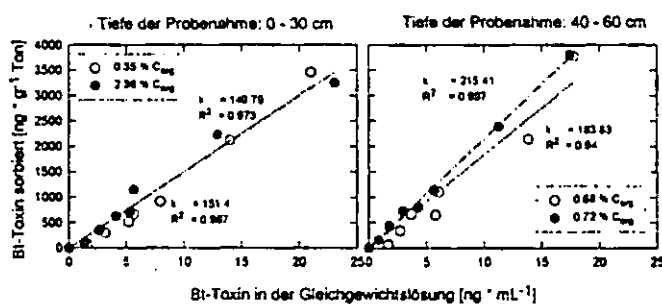


Abb. 3: Sorption von Bt-Toxin an der Tonfraktion des Standortes B der behandelten und der unbehandelten Proben

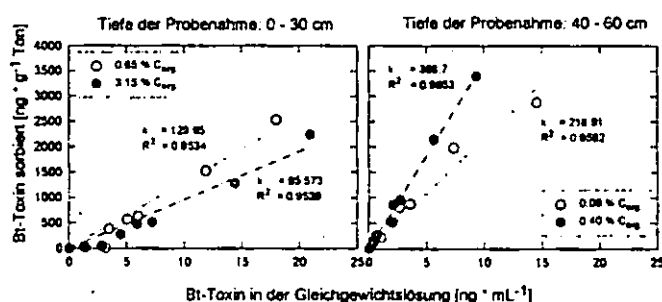


Abb. 4: Sorption von Bt-Toxin an der Tonfraktion des Standortes C der behandelten und der unbehandelten Proben

Die Sorption von Bt-Toxin an den behandelten und den unbehandelten Tonfraktionen der Standorte A, B und C (Abb. 2 – Abb. 4) zeigen grundsätzlich einen ähnlichen Verlauf wie die Sorption von Bt-Toxin an Na-Montmorillonit. Alle Sorptionen lassen sich mit einer linearen Isotherme beschreiben, die bei sehr geringen Adsorptionskonzentrationen ihren Gültigkeitsbereich findet. Jedoch sind geringe Unterschiede in den Affinitäten der einzelnen Proben der unterschiedlichen Entnahmetiefen gegenüber dem Bt-Toxin zu beobachten, obwohl alle drei Standorte eine ähnlich chemisch-mineralogische Zusammensetzung aufweisen. An allen drei Standorte konnten als

Hauptgemengteile Illit, Smectit und Kaolinit röntgenographisch nachgewiesen werden, wobei der Smectit unter den aufweitbaren Dreischichtsilicaten überwiegt. Da nicht nur die Oberflächen der Tonminerale die reaktiven Plätze für die Sorption darstellen, werden zur Zeit die Gehalte an amorphen Eisenoxide aller drei Standorte bestimmt.

Die organische Substanz in der Tonfraktion der Entnahmetiefe von 0–30 cm aller drei Standorte scheint keinen Einfluss auf die Sorption von Bt-Toxin zu haben. Jedoch weisen die Tonfraktionen der Entnahmetiefe von 40–60 cm mit höheren Gehalten an organischer Substanz eine höhere Affinität gegenüber dem Bt-Toxin auf als die Proben, in denen die organische Substanz weitestgehend zerstört wurde.

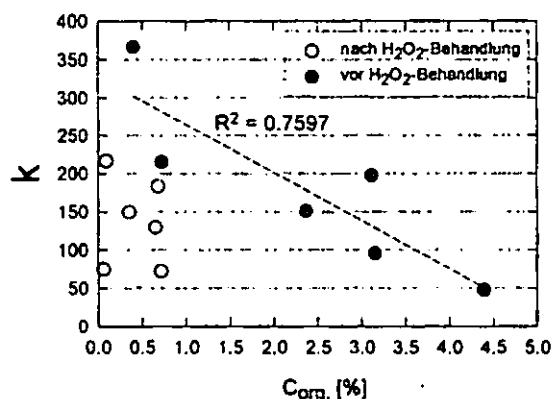


Abb. 5: Darstellung der Affinität  $k$  in Abhängigkeit vom dem Gehalt an organischer Substanz

Die Abb. 5 zeigt deutlich, dass keine Korrelation zwischen dem Gehalt an organischer Substanz und den Affinitäten  $k$  erkennbar ist, wenn eine  $H_2O_2$ -Behandlung der Proben stattgefunden hat. Jedoch zeigen die Proben ohne  $H_2O_2$ -Behandlung mit geringen Gehalten an organischer Substanz hohe Affinitäten gegenüber dem Bt-Toxin. Daher kann davon ausgegangen werden, dass möglicherweise durch die organische Substanz Mikroporen verschlossen sind und somit nicht für das Bt-Toxin zugänglich sind.

#### Danksagung

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wird mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen FKZ 0312631H gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

#### Literatur

- Koskella, J. and G. Stotzky (1997): Microbial utilization of free and clay-bound insecticidal toxins from *Bacillus thuringiensis* and their retention of insecticidal activity after incubation with microbes. *FEMS Microbiol. Ecology* 33, 35-39.
- Saxena, D. and G. Stotzky (2000): Insecticidal toxin from *Bacillus thuringiensis* is released from roots of transgenic Bt corn *in vitro* and *in situ*. *Soil Biology & Biochemistry* 33, 1225-1230.
- Venkateswerlu, G. and G. Stotzky (1992): Binding of the protoxin and toxin of *Bacillus thuringiensis* subsp. *karstaki* on clay minerals. *Current Microbiology* 25, 225-233.

# Quantifizierung unterschiedlicher Schwefel-Bindungsformen in Böden und Bodenpartikeln mittels Röntgenspektromikroskopie

Jörg Prietzel<sup>1</sup>, Jürgen Thieme<sup>2</sup>, Ulrich Neuhäusler<sup>3</sup>, Jean Susini<sup>3</sup> und Ingrid Kögel-Knabner<sup>1</sup>

## Einleitung

Bisher verfügbare naßchemische Methoden zur Quantifizierung unterschiedlicher Schwefel-Bindungsformen in Böden liefern lediglich operationell definierte Fraktionen, deren Zuordnung zu S-Bindungsformen unscharf und artefaktbehaftet ist. Eine Erfassung der S-Bindungsformen an kleinen Bodenpartikeln und -kolloiden ist mit konventionellen Methoden nicht möglich.

## Material und Methoden

Für Oh- und B-Horizonte zweier Waldböden mit unterschiedlicher S-Depositionsbelastung (Podsole Schluchsee/Schwarzwald und Rotherdbach/Erzgebirge) quantifizierten wir die Anteile unterschiedlicher S-Bindungsformen am S-Vorrat des Gesamt-Bodens sowie ausgewählter Bodenpartikel bzw. Bodenmikroaggregate durch Kombination von Röntgenmikroskopie und *Near Edge X-ray Absorption Fine structure Spectroscopy* (NEXAFS; auch bekannt als XANES) an der S-Absorptionskante (Xia et al., 1998). Die Arbeiten wurden an der ID-21 der ESRF (Grenoble) durchgeführt.

Die Ergebnisse einer an gemahlene Proben der Oh-Horizonte beider Böden an zwei räumlich deutlich voneinander entfernten Stellen des Probenhalters ( $d = 0,5 \text{ mm}$ ) durchgeführten S-Spezifizierung mittels NEXAFS im *unfokussierten Modus* (bestrahlte Fläche der Probe ca.  $0,13 \text{ mm}^2$ ) stellten wir den Resultaten einer S-Fraktionierung mit naßchemischen Verfahren (Strehl und Prietzel, 1999) gegenüber.

An ausgewählten Bodenpartikeln führten wir zusätzliche Analysen der S-Bindungsformen mittels NEXAFS im *fokussierten Modus* (Zielfläche  $< 0,1 \mu\text{m}^2$ ) durch.

## Ergebnisse und Diskussion

Die an gemahlene Proben der Oh-Horizonte an räumlich voneinander entfernten Stellen des Probenhalters durchgeführten Bestimmungen der S-Bindungsform mittels NEXAFS im *unfokussierten Modus* ergab für beide Stellen identische Spektren (*Abb. 1a und 1b*). Die bestrahlten Flächen von  $0,13 \text{ mm}^2$  reichen offenbar für eine repräsentative Erfassung der S-Bindungsform in gemahlene Bodenproben aus.

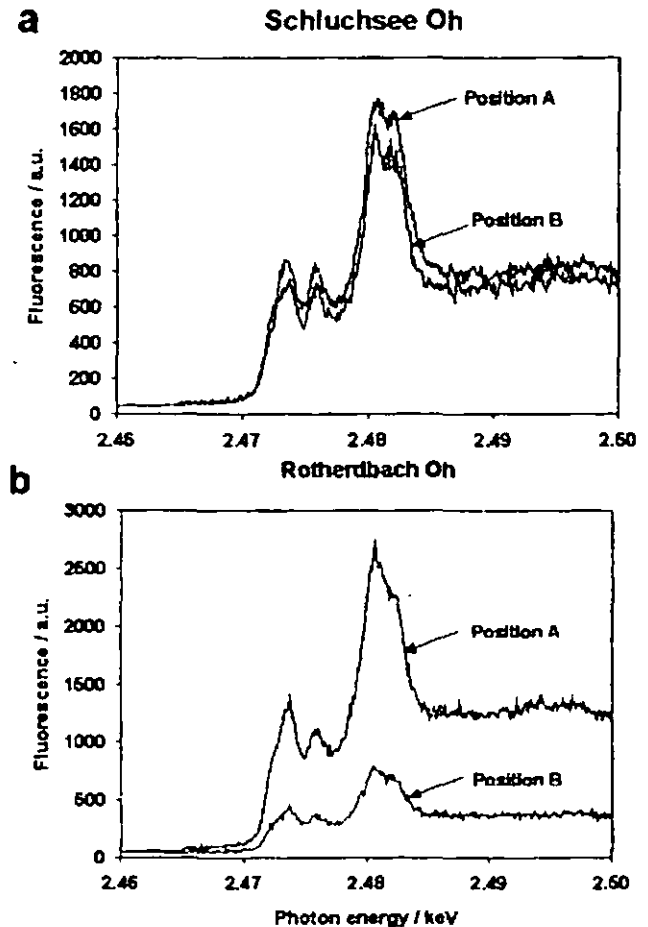


Abb. 1: Vergleich von unfokussierten NEXAFS-Spektren der Proben (a) Schluchsee Oh und (b) Rotherdbach Oh an zwei  $0,5 \text{ mm}$  voneinander entfernten Stellen.

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

<sup>2</sup> Institut für Röntgenphysik, Georg-August-Universität Göttingen, Geiststr. 11, D-37073 Göttingen

<sup>3</sup> X-ray Microscopy Beamline ID 21, European Synchrotron Radiation Facility, POB 220, F-38043 Grenoble CEDEX, Frankreich

Für beide untersuchten Auflagehorizonte stimmten die mittels Röntgenspektroskopie ermittelten Anteile der unterschiedlichen S-Bindungsformen gut mit den Resultaten der naßchemischen S-Fraktionierung überein (*Tab. 1*).

Tab. 1: Vergleich der mittels NEXAFS (unfokussierter Modus) und mit konventionellen naßchemischen Verfahren ermittelten Anteile verschiedenartiger S-Bindungsformen am Gesamt-S-Pool der Oh-Horizonte der Podsole Schluchsee und Rotherdbach.

Probe	(1) Anorganisches S <sup>2+</sup>	(2) Reduzierter C-gebundener S	(3) Sulfoxid-S	(4) Sulfon-S	(5) Sulfonat- S	C-gebundener S Σ (2) bis (5)	(6) Estersulfat-S	(6) SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> S	Gesampeakfläche Gesamt-S
Peakfläche NEXAFS plot	0	1.871 1.874	0.987 0.710	1.880 1.000	0	4.738 3.584	1.710 0.721		6.123 4.305
Prozentanteil am Gesamt-S	0%	43 ± 4%	16 ± 2%	23 ± 2%	0%	82 ± 8%	17 ± 2%		99%
Naßchemische Bestimmung									
S-Gehalt (mg kg <sup>-1</sup> )	0	527 <sup>a</sup>	345 <sup>b</sup>			872	326	52	1250
Prozentanteil am Gesamt-S	0%	42 ± 4% <sup>a</sup>	28 ± 3% <sup>b</sup>			70 ± 7%	26 ± 3%	4 ± 1%	100%
Rotherdbach Oh									
Peakfläche NEXAFS plot	0	2.597 2.634	1.787 1.285	2.455 1.306	0	6.839 5.225	2.194 0.926		9.033 6.151
Prozentanteil am Gesamt-S	0%	43 ± 4%	21 ± 2%	21 ± 2%	0%	84 ± 8%	15 ± 2%		99%
Naßchemische Bestimmung									
S-Gehalt (mg kg <sup>-1</sup> )	0	583 <sup>a</sup>	1179 <sup>b</sup>			1762	391	82	2235
Prozentanteil am Gesamt-S	0%	26 ± 3% <sup>a</sup>	53 ± 5% <sup>b</sup>			79 ± 8%	17 ± 2%	4 ± 1%	100%

<sup>a</sup> ohne Methionin- und Thiophen-S; <sup>b</sup> mit Methionin- and Thiophen-S

Die an ausgewählten Bodenpartikeln durchgeführten Analysen der S-Bindungsformen mittels NEXAFS im *fokussierten Modus* (bestrahlte Fläche <0,1 µm<sup>2</sup>) zeigten eine Anreicherung der Partikel an reduzierten organischen S-Bindungsformen relativ zum Gesamtboden (Abb. 2).

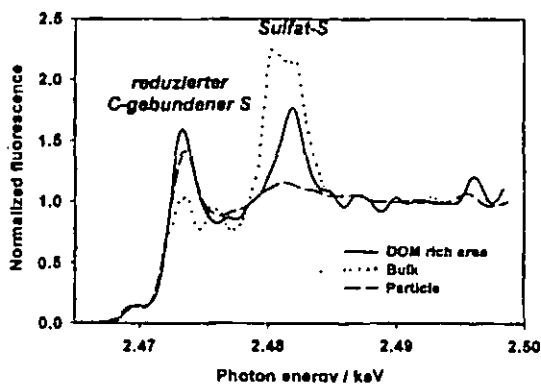


Abb. 2: Vergleich von NEXAFS-Spektren der Probe Schluchsee Oh für Gesamt-Boden („bulk“), Partikel und DOM-reiches Präzipitat.

### Schlußfolgerung und Ausblick

Die Ergebnisse unserer Studie zeigen, daß die Kombination röntgenmikroskopischer und röntgenspektroskopischer Verfahren im unfokussierten und fokussierten Modus prinzipiell eine direkte und weitgehend artefaktfreie Quantifizierung der Anteile unterschiedlicher S-Bindungsformen in Bodenproben und Bodenpartikeln sowie Bodenmikroaggregaten ermöglicht. In weiteren Untersuchungen sollen Wiederfindungsrate und Bestimmungsgrenze der Methode anhand von Standard-Additionsversuchen genauer ermittelt werden.

### Literatur

Strehl, C. und Prietzel, J. (1999): Simple and rapid determination of thiol- and disulfide sulphur in foliage and humic soil horizons. *J. Plant Nutr. Soil Science* 162, 511-516.

Prietzel, J., Thieme, J., Neuhäusler, U. Susini, J. und Kögel-Knabner, I. (2003): Speciation of sulphur in soils and soil particles by X-ray spectromicroscopy. *Europ. J. Soil Sci.* 54, 422-432.

Xia, K., Weesner, F., Bleam, W.F., Bloom, P.R., Skyllberg, U.L. und Helmke, P.A. (1998): XANES studies of oxidation states of sulfur in aquatic and soil humic substances. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, 1240-1246.



# Tiefenverteilung der Konzentrationen von Platingruppenelementen entlang zweier Profilssequenzen Straße – Wald

Radtke, U., Thiemeyer, H., Lach, J. & Strickrodt, E.

## Einleitung

Das Edelmetall Platin gehört zusammen mit Palladium und Rhodium innerhalb der Platingruppenelemente (PGE) zu den Metallen, die seit Mitte der 80er Jahre durch den Einsatz in Autokatalysatoren zunehmend in die Umwelt emittiert werden. Da die PGE – vor allem das Pd – hohe Transferraten in die Pflanzen besitzen und einige Platinverbindungen als toxisch und karzinogen eingestuft werden, sind Untersuchungen zum Verbleib dieser Edelmetalle in der Landschaft von großem Interesse. Detaillierte Untersuchungen zur Mobilität der PGE in Böden liegen bisher kaum vor (FUCHS & ROSE 1974; ZEREINI 1997; SCHÄFER et al. 1999).

Ziel der Untersuchungen ist es, das PGE-Verteilungsmuster vertikal und horizontal entlang von Bundesstraßen zu erfassen, das Verhalten der PGE mit anderen Schwermetallen zu vergleichen und den Einfluss der Bodenparameter auf die Tiefenverlagerung zu ermitteln.

## Material und Methoden

Im Süden von Frankfurt/Main wurde an den stark befahrenen Bundesstraßen B 459 und B 486 (Verkehrsdichte 19500 bzw. 35600 Kfz d<sup>-1</sup>) jeweils eine Profilssequenz Straße – Wald mit 6 bzw. 5 Bodenprofilen angelegt (Abb. 2, Tab. 1). Neben Pseudogley-Braunerden und Braunerde-Parabraunerden aus Hauptlage über Flugsand über t1- bzw. t2-Terrassenmaterial des Mains treten am Fahrbahnrand Regosole aus anthropogen umgelagertem Natursubstrat auf. Die Humusformen unter Kiefern-Buchen-Mischwald sind mullartiger bzw. typischer Moder. Das Straßenbegleitgrün von Bankett, Graben und Böschung setzt sich aus waldnahen Staudenfluren, Trittrasen und krautiger Vegetation oft gestörter Plätze zusammen. Im Untersuchungsgebiet beträgt die mittlere Jahrestemperatur 9,0 °C, die jährliche Niederschlagsmenge 650-700 mm.

In Profilgruben erfolgte die Probennahme horizont- und schichtbezogen in 2 cm Intervallen; im Bankettbereich direkt an der Fahrbahn von 0-6 cm Tiefe. Stechzylinderproben dienten zur Bestimmung von d<sub>B</sub>, GPV und kf-Wert.

An luftgetrockneten, <2mm gesiebten Proben wurden Korngrößenverteilung, pH-Wert, C<sub>org</sub>- und pedogene Oxidgehalte analysiert. Die Schwermetalle Cd, Pb und Zn wurden mit der NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-Extraktion (mobil) sowie dem Hochdruck-Säureaufschluss (HCl/HNO<sub>3</sub>; gesamt) extrahiert und am Graphitrohr-AAS (Perkin Elmer HGA-800) gemessen. Die Bestimmung von Pt, Pd und Rh erfolgte mit dem Graphitrohr-AAS (Perkin Elmer 5100 PC) nach Voranreicherung mit der Nickelsulfid-Dokimasie und anschließender nasschemischer Aufarbeitung des NiS-Regulus (ZEREINI 1997).

Tab. 1: Bodenparameter der Referenzprofile.

Profil	Horizont	Tiefe cm	d <sub>B</sub> g cm <sup>-3</sup>	kf cm d <sup>-1</sup>	GPV %	pH <sub>CaCl2</sub>	Ton	C <sub>org</sub>	Al <sub>d</sub>		Fe <sub>d</sub>	
									g kg <sup>-1</sup>		g kg <sup>-1</sup>	
B 486 - 1	Ah	-10	1,2	1320	53	5,8	53	22,9	1,6	2,7		
	II C	-25	1,6	560	38	5,7	30	8,0	0,9	1,2		
	III Bw	-65	1,8	320	n.b.	5,8	18	0,9	0,3	0,7		
	IV Sd	-100	1,7	20	n.b.	4,9	112	0,9	0,9	4,2		
B 486 - 2	L	+0	0,1	-	-	4,6	-	425,5	-	-	-	-
	Of	-7	0,1	-	-	4,1	-	353,0	-	-	-	-
	A+Oh	-2	0,3	-	-	3,6	-	124,5	-	-	-	-
	Aeh	-18	0,9	1550	52	3,6	51	74,7	2,0	2,6		
	Ah-Bw	-30	1,0	4220	60	3,8	40	14,6	0,7	0,4		
	Bw	-50	1,5	370	38	3,9	33	6,1	0,5	0,2		
	II Bw	-75	1,6	320	n.b.	4,1	29	0,8	0,3	0,4		
III Sd	-90	1,7	20	n.b.	4,0	110	0,9	1,2	2,4			
B 486 - 1	II C	-30	1,3	1760	44	6,6	85	15,4	1,5	4,8		
	III Bw	-60	1,6	300	38	6,5	67	9,5	1,0	3,2		
	IV Bw	-65	1,5	840	41	6,0	28	1,5	0,5	1,5		
	IV Cv-Bst-Band	-130	1,5	950	46	6,3	18	0,8	0,2	0,7		
II Cv-Bst-Band	-	1,6	600	41	6,0	53	0,8	0,5	2,4			
B 486 - 2	L	+0	0,1	-	-	4,5	-	444,0	-	-	-	-
	Of <sub>1/2</sub>	-5	0,2	-	-	4,0	-	424,5	-	-	-	-
	A+Oh	+1	0,3	-	-	3,7	-	132,3	-	-	-	-
	Aeh	-2	0,8	n.b.	58	4,0	68	30,6	1,8	5,4		
	Ah-Bw	-25	1,4	800	47	4,5	70	10,8	1,4	4,0		
	Bw	-50	1,5	750	44	4,5	52	4,5	1,8	2,8		
	II Cv	-75	1,5	1340	36	4,5	13	0,9	0,2	0,6		
	II Cv-Bst	-120	1,5	950	46	4,6	14	0,4	0,2	0,6		
II Cv-Bst-Band	-	1,6	600	41	4,4	64	0,6	0,5	2,1			

n.b. = nicht bestimmt, d<sub>B</sub> = Lagerungsdichte, kf = gesättigte Wasserkleitfähigkeit, GPV = Gesamtporenvolumen, C<sub>org</sub> = organisch gebundener Kohlenstoff, Al<sub>d</sub>, Fe<sub>d</sub> = dithionitlösliches Al, Fe

## Ergebnisse

Entlang der Straßen zeigt sich für alle Schwermetalle mit zunehmendem Fahrbahnabstand eine charakteristische Konzentrationsabnahme (Abb. 1). Für die PGE im Mineralboden zeichnet sich ein deutlich stärker ausgeprägter Gradient ab als in der Humusaufgabe (Abb. 2). Vertikal nimmt im Mineralboden die PGE-Konzentration von oben nach unten ab, wobei die stärkste Verlagerung im Grabenbereich bis in 20 cm Tiefe nachzuweisen ist.

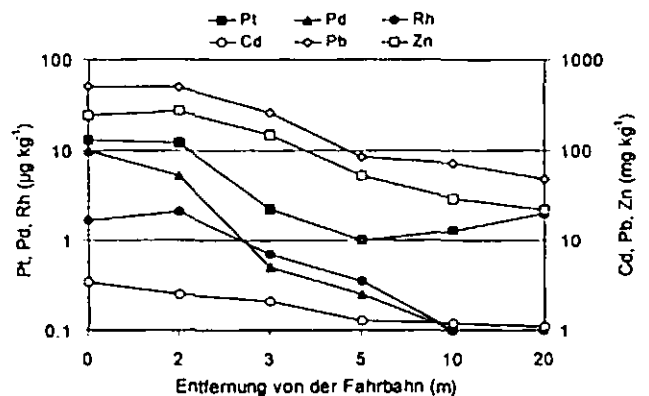


Abb. 1: Horizontale Verteilung der Schwermetalle entlang der Profilssequenz B 486 (Mineralboden 0-2 cm Tiefe).

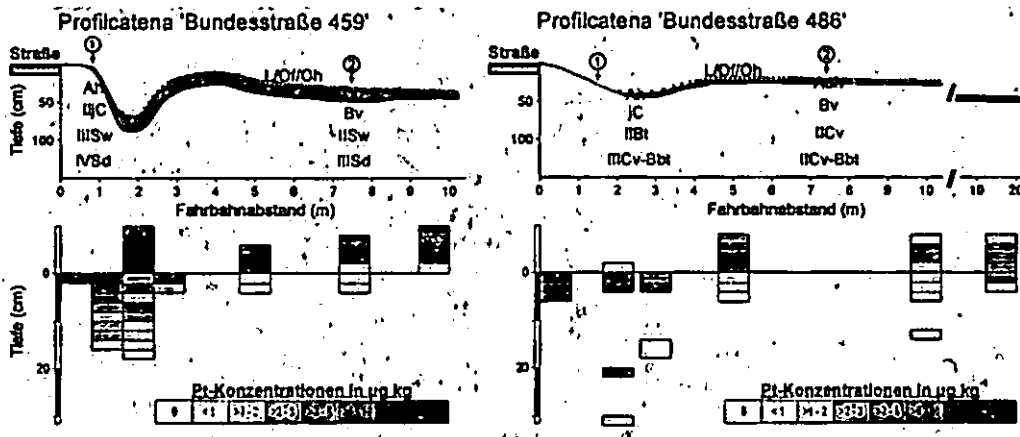


Abb. 2: Horizontale und vertikale Verteilung von Platin in den Profilssequenzen B 459 und B 486 (Horizontabfolge vereinfacht).

Entsprechend finden sich die höchsten Pt-Vorräte von bis zu  $16 \mu\text{g dm}^{-3}$  im Mineralboden in 0-2 cm Tiefe. Innerhalb der Humusaufgabe kehrt sich der Konzentrationsgradient um, wobei das Maximum oftmals im Of-Horizont erreicht wird.

Die Korrelationsanalyse, die für 4 Entfernungsklassen durchgeführt wurde, lässt zudem signifikante Zusammenhänge der PGE-Vorräte zu  $C_{\text{org}}$ , zu  $\text{Cd}_{\text{KW}}$ ,  $\text{Pb}_{\text{KW}}$  und  $\text{Zn}_{\text{KW}}$  im Mineralboden, keine zu pH, Ton,  $\text{Al}_d$ ,  $\text{Fe}_d$  und den leicht mobilisierbaren Schwermetallen erkennen.

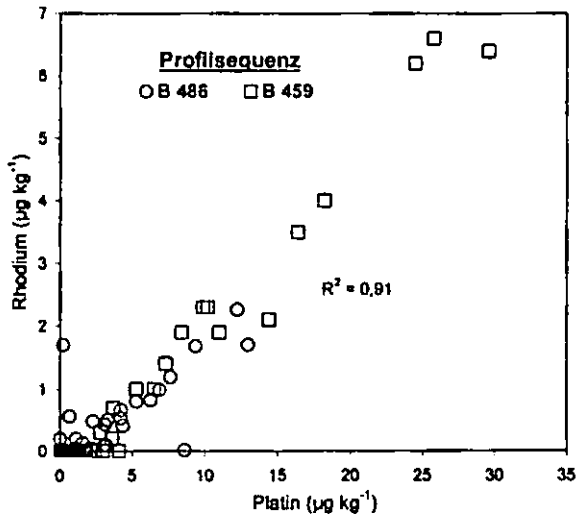


Abb. 3: Platin-Rhodium-Verhältnis der Proben beider Profilssequenzen (n=71).

Tab. 2: Korrelationskoeffizienten nach Pearson für die Beziehungen PGE und Schwermetalle bzw. Bodenparameter.

	Humusaufgabe			Mineralboden		
	Entfernungsklasse 10-20 m n=12			Entfernungsklasse 2-3 m n=23		
	Pt	Pd	Rh	Pt	Pd	Rh
$\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$	-0.291	-0.378	-0.183	0.473 *	0.262	0.326
$C_{\text{org}}$	0.790 **	0.757 **	0.450	0.512 *	0.638 **	0.558 *
Ton	-	-	-	0.250	0.084	0.085
$\text{Al}_d$	-	-	-	0.387	0.408	0.171
$\text{Fe}_d$	-	-	-	0.559 *	0.455	0.431
$\text{Cd}_{\text{AM}}$	0.216	0.283	0.076	-0.039	0.097	-0.162
$\text{Pd}_{\text{AM}}$	0.035	0.145	-0.181	-0.078	0.104	-0.106
$\text{Zn}_{\text{AM}}$	0.353	0.510	0.142	0.087	0.304	0.119
$\text{Cd}_{\text{KW}}$	0.801 **	0.884 **	0.728 **	0.719 **	0.780 **	0.738 **
$\text{Pb}_{\text{KW}}$	0.251	0.371	-0.035	0.704 **	0.805 **	0.803 **
$\text{Zn}_{\text{KW}}$	0.877 **	0.854 **	0.858 **	0.756 **	0.797 **	0.811 **

Signifikanzniveau: \* < 0.05, \*\* < 0.01; AM = ammoniumnitratlöslich, KW = Königswasserlöslich

Das Platin-Rhodium-Verhältnis in den Proben von 5:1 spiegelt das Verhältnis im Autokatalysator wider (Abb. 3), das zusammen mit der fehlenden Pt-Pb-Korrelation in den Auflagehorizonten den aktuellen PGE-Eintrag über den Autoverkehr belegt (Tab. 2).

Schlussfolgerungen

Die vertikale und horizontale Verteilung der PGE entlang von Straßen führt zu typischen, linienhaften Belastungssituationen. Die erhöhten Sickerwassermengen am Straßenrand und im Grabenbereich (TÄUMER et al. 2001) sowie die hohen kf-Werte in den anthropogen umgelagerten Substraten können die Tiefenverlagerung der Metalle beschleunigen. Unter Wald weisen die geringen PGE-Gehalte im A-Horizont unter den belasteten organischen Auflagehorizonten auf einen primär partikulär gebundenen Eintrag hin, der bei einer schwachen Sickerwasserdynamik und einem hohen  $C_{\text{org}}$ -Gehalt zu einer (temporären) Fixierung der PGE in der Humusaufgabe führt.

Literatur

FUCHS, W. A. & ROSE, A. W. (1974): The geochemical behavior of platinum and palladium in the weathering cycle in the Stillwater Complex, Montana. - Econ. Geol., 69: 332-346; Ottawa.  
 SCHÄFER, J., ECKHARDT, J.-D., BERNER, Z. A. & STÖBEN, D. (1999): Time-dependent increase of traffic-emitted platinum-group elements (PGE) in different environmental compartments. - Environ. Sci. Technol., 33: 3166-3170; Washington.  
 TÄUMER, K., KOCHER, B. & WESSOLEK, G. (2001): Wasserbilanz eines sandigen Auftragsbodens an einer stark befahrenen Autobahn. - Mitt. dt. bodenkdl. Ges., 96: 663-664; Oldenburg.  
 ZEREINI, F. (1997): Zur Analyse der Platingruppenelemente (PGE) und ihren geochemischen Verteilungsprozessen in ausgewählten Sedimentgesteinen und anthropogen beeinflussten Umweltkompartimenten Westdeutschlands. - 175 S.; Aachen (Shaker).

Dank

Besonderer Dank gilt Frau Krapp, Institut für Mineralogie und Umweltanalytik, J. W. Goethe-Universität Frankfurt/Main, für die umfangreiche Unterstützung bei der PGE-Analytik.

## Wasserchemische Einflüsse auf die Freisetzung organischer Stoffe aus urbanen Böden

Thorsten Reemtsma\* und Romy Becker

### Einleitung

Der Abbau organischer Schadstoffe in organikreichen Oberböden, sowie ihre Verlagerung durch die ungesättigte Zone ins Grundwasser ist abhängig von ihrer Verfügbarkeit. Abiotische und biotische Alterungsprozesse können den mikrobiellen Schadstoffabbau und die biologische Wirkung organischer Schadstoffe im Boden beschränken, indem sie die Verfügbarkeit der Stoffe herabsetzen. Die Freisetzung dieser gealterten organischen Schadstoffe, wie sie zum Beispiel in den von uns untersuchten Rieselfeldböden zu finden sind, wird vermutlich zum einen durch die Zusammensetzung der wässrigen Phase bestimmt, und zum anderen durch die Beschaffenheit der organischen Bodenphase, bzw. durch die Art der Assoziation der organischen Stoffe mit dieser Phase [1].

In der folgenden Arbeit sollte untersucht werden, welchen Einfluss die Struktur der organischen Bodensubstanz sowohl auf die Freisetzungsraten des gesamten organischen Materials [2], als auch auf die einzelner organischer Schadstoffe hat.

### Methode

Die Veränderung der Struktur der organischen Bodensubstanz eines Bodens wurde durch den Einsatz vier verschiedener Elutionslösungen (deionisiertes Wasser,  $\text{NaNO}_3$ ,  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ , und  $\text{NaH}_2\text{PO}_4/\text{Na}_2\text{HPO}_4$ , je 50 mM) erreicht.

Die Elutionsversuche wurden in einer mit Unterdruck arbeitenden Apparatur durchgeführt, die die parallele Untersuchung von bis zu 6 Bodenproben (je 300 g) erlaubt. Als Maß für das pro Zeiteinheit freigesetzte organische Material erfolgt für alle 6 Systeme eine online UV-Absorptionsmessung und Datenaufzeichnung. Die gesamte Elutionsdauer beträgt 6 Tage, wobei jeweils nach 24 h die Eluate (ca. 800 mL) entnommen und Summenparameter (pH, LF, DOC,  $\text{SAK}_{254\text{nm}}$ ) bestimmt werden.

\* Technische Universität Berlin  
Institut für Technischen Umweltschutz  
Fachgebiet Wasserreinhaltung, Sekr. KF 4  
Strasse des 17. Juni 135  
D-10623 Berlin  
Email: reemtsma@itu202.ut.tu-berlin.de

Die quantitative Bestimmung verschiedener Zielanalyten in den wässrigen Eluaten (Eluate vom Tag 3 und 4 vereint) und den Böden selbst erfolgt nach Probenaufarbeitung mittels GC-MS. Bei dem von uns untersuchten Oberboden vom Rieselfeld Buch/Berlin handelt es sich um einen Mittelsand mit einem Sandanteil von 95 %. Der pH-Wert beträgt 4,5–5,0 und der Glühverlust 4–8 %.

### Ergebnisse

Abb. 1 zeigt die Elutionsprofile (UV-Absorption) der vier Elutionsmittel für das organische Material (DOM) bei 15 °C Versuchstemperatur.

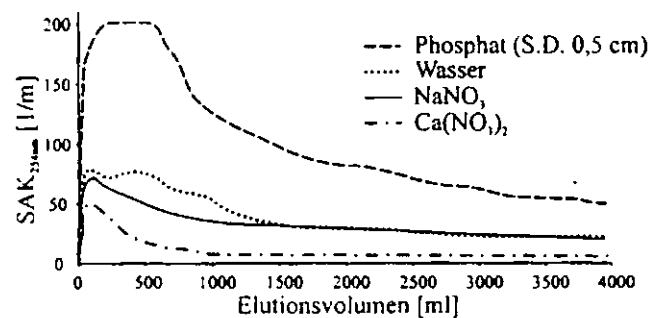


Abb. 1: Elutionsprofile über 6 Tage bei 15 °C.

Bei einem charakteristischen Verlauf zeigt sich in den ersten beiden Tagen ein Peak, dessen Intensität u.a. davon abhängig ist, wie stark mechanisch der Boden vor dem Versuch gestört wurde. Ab ca. 1600 mL Elutionsvolumen (3. Tag) erhält man gleichmäßige Freisetzungsraten für den DOM. Unter den gewählten Versuchsbedingungen ist die Freisetzung des DOM ab diesem Zeitpunkt kinetisch kontrolliert, so dass die Unterschiede beim Einsatz der vier ausgewählten Elutionslösungen demnach nicht auf Löslichkeitseffekte zurückzuführen sind.

Vielmehr gehen wir davon aus, dass die Elektrolyte die Struktur der organischen Bodensubstanz verändern und sich infolgedessen die Freisetzungsraten (Menge/Zeit) verändern. Abb. 1 zeigt im Vergleich zum deionisierten Wasser deutlich die Auswirkung des strukturlockernden Effekts des Phosphats und des strukturfestigenden Effekts des Calciums auf die Freisetzungsraten des DOM.

Die Struktureffekte auf die Freisetzungsraten zeigen sich in gleicher Weise auch für einzelne nichtionische organische Schadstoffe (Tab. 1, Abb. 2), bei denen ein Einfluss der Elektrolyte auf die Löslichkeit nicht auftreten kann.

Tab. 1: Liste der mittels GC-MS quantifizierten Einzelstoffe und abgeschätzte logK<sub>ow</sub>-Werte.

Schadstoffgruppe	Zahl detektierte Isomere	logK <sub>ow</sub>
<b>PCB</b>		
Trichlorobiphenyle	8	5,69
Tetrachlorobiphenyle	12	6,34
Pentachlorobiphenyle	11	6,98
<b>PCB-Metabolite</b>		
Dichlorohydroxybiphenyle	2	4,57
Trichlorohydroxybiphenyle	9	5,21
Tetrachlorohydroxybiphenyle	9	5,85

Tab. 2: Freisetzungsraten für PCB und Metabolite aus Rieselfeldboden bei 15 °C.

	Freisetzungsrates (ng/g <sub>Boden</sub> d)			
	Ca	Na	H <sub>2</sub> O	PO <sub>4</sub>
DiCl-OH-PCB	0,19	0,16	0,15	0,18
TriCl-OH-PCB	0,46	0,40	0,37	0,58
TriCl-PCB	0,59	0,74	0,81	1,54
TetraCl-OH-PCB	0,09	0,15	0,13	0,33
TetraCl-PCB	0,17	0,33	0,39	1,28
PentaCl-PCB	0,02	0,08	0,13	0,44

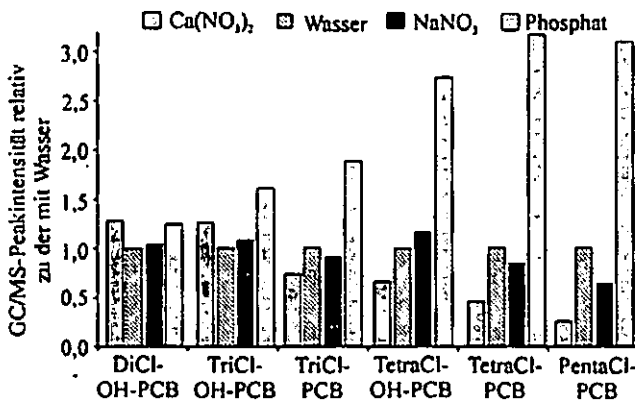


Abb. 2: Freisetzung von PCB und Metaboliten bei 15 °C. Die Daten repräsentieren Summen der einzelnen Schadstoffgruppen. Die Anordnung erfolgte nach steigenden logK<sub>ow</sub>-Werten.

Die Freisetzungsgeschwindigkeit bei Einwirkung von Phosphat ist auch hier, bis auf die Dichloro- und Trichlorohydroxybiphenyle, deutlich erhöht gegenüber dem deionisierten Wasser, und bei Einwirkung des strukturfestigenden Calciums andererseits deutlich verringert. Anhand der logK<sub>ow</sub>-Werte lässt sich erkennen, dass der Struktureinfluss für hydrophobere, unpolare Verbindungen, wie z.B. die Tetrachloro- und Pentachlorobiphenyle, größer ist. Während die kleineren, polaren Verbindungen, wie z.B. die Dichloro- und Trichlorohydroxybiphenyle ein davon weitgehend unabhängiges Verhalten zeigen.

Anhand der Daten lassen sich Freisetzungsraten (ng/g<sub>Boden</sub>d) berechnen (Tab. 2). Sie sind, da sie mit gesättigtem Wasserfluss ermittelt wurden, als maximale Freisetzungsraten anzusehen.

Die Verfügbarkeit verschiedener organischer Schadstoffe im urbanen Boden lässt sich aus dem Vergleich der Freisetzungsraten mit dem im Boden enthaltenen Inventar ableiten. Hierbei zeigt sich, dass polare und kleinere Verbindungen mit der höheren Diffusivität

innerhalb einer Stoffgruppe auch eine höhere Verfügbarkeit aufweisen, als größere und hydrophobere, weniger diffusive Vertreter.

### Zusammenfassung

Deutlicher, als es bei einem Vergleich verschiedener Böden möglich gewesen wäre, konnten wir mit Hilfe der Elektrolytlösungen den Zusammenhang zwischen der Struktur der organischen Bodenphase und der Freisetzungsgeschwindigkeit des organischen Materials und organischer Schadstoffe herausarbeiten. Hierbei hat sich gezeigt, dass die Struktur der organischen Bodenphase einen starken Einfluss auf die Freisetzungsgeschwindigkeit haben kann. Z.B. beschleunigen offene Strukturen den Freisetzungsprozess des organischen Materials und hydrophober Schadstoffe. Für stärker hydrophile Stoffe konnte keine derartige Abhängigkeit verzeichnet werden.

Generell ist die Verfügbarkeit kleinerer, polarerer Stoffe höher als die größerer, hydrophoberer Stoffe.

Die in diesen Experimenten bestimmten Freisetzungsraten und Verfügbarkeiten können Eingang in Modellierungen finden, z.B. zur Abschätzung der Schadstofffreisetzung bei wechselnder Bodennutzung.

### Danksagung

Wir danken der DFG für die finanzielle Förderung im Rahmen der Forschergruppe INTERURBAN, Teilprojekt MOBIL (RE 1290 5-1/5-2).

### Literatur

- [1] Kraaij R.H., Ciarelli S., Tolls J., et al., Environ. Toxicol. Chem. 2001, 20, 1716-1724.
- [2] Reemtsma T., Bredow A. und Gehring M., Eur. J. Soil Sci. 1999, 50, 53-64.

## Glass Transitions in a Peat Soil: Influence of Water

Gabriele E. Schaumann<sup>1</sup> and Eugene J. LeBocuf<sup>2</sup>

### 1 Introduction

Macromolecular models of natural organic matter (NOM) have been proposed ([1-3]) as a means to explain observed sorption phenomena of organic contaminants in soils such as non-linear sorption, slow desorption and sorption hysteresis. Similar to synthetic organic macromolecules, our current hypothesis for NOM macromolecular structure includes regions of glassy and rubbery domains. Glassy domains, consisting of rigid, condensed organic matter regions, are believed responsible for slow desorption, slow diffusion, non-linear sorption, and sorption hysteresis [2]. Rubbery domains, on the other hand, are believed responsible for observed fast and linear sorption and partitioning-like behaviour [2]. Hole filling [3] and pore deformation [4] in glassy domains have also been proposed as relevant mechanisms for sorption hysteresis.

The discovery of glass transitions in humic substances (e.g. [2]) by Differential Scanning Calorimetry (DSC), and the verification of differing domain mobilities in humic acids by NMR [5] support the macromolecular view of NOM, and their significance for the presence of differing domains on sorption behaviours have been shown by several authors (e.g. [2,3]). Recent results show the relevance of the macromolecular models for soil samples [6,7]. Water has been found to act as plasticizing agent in humic substances (e.g. [2]) and in one soil sample [6].

Glass transitions, however, have only been observed in a small number of soil samples, and the effect of water on the macromolecular matrix of NOM remains unresolved despite its expected impact on the macromolecular mobility of the sample. This study examines new evidence of glass transition behaviour in an air dried peat sample, while at the same time evaluating the hypothesis that water will act as a plasticizing (swelling) agent in peat.

### 2 Material and Methods

#### 2.1 Effects of Hydration and Drying

The peat sample used in this study has been described elsewhere [8]. The samples were used in the air dried state after conditioning in a water atmosphere of 76% relative humidity (RH). Glass transitions were investigated by DSC and Thermomechanical Analysis (TMA) as described below. In order to investigate the effect of water on the glass transition behaviour, air-dried samples were either hydrated for set time periods or dried via heating or vacuum drying.

**Hydration.** Hydration effects were examined by pre-equilibrating peat samples to a saturated water atmosphere (>99% RH). At designated points of time, sub-samples were taken and investigated by DSC.

**Drying.** The effects of drying were examined in three separate procedures. A heating and cooling cycle to evaluate the glass transition of the sample prior to drying preceded each of these procedures. Procedure I involved the removal of most physically sorbed water by heating isothermally (tempering) at 120°C for 30 minutes prior to subsequent DSC scans. Procedure II involved the use of vacuum drying in an effort to separate the effect of sample heating from the effect of sample dehydration. Procedure III involved tempering of the vacuum dried sample at 120°C for 30 minutes, and Procedure IV involved tempering an air dried sample at 120°C for 30 minutes in a hermetically-sealed pan (preventing water evaporation). All samples were kept in their respective sample pans following DSC experiments in order to further investigate their behaviour after several weeks.

#### 2.2 Thermal Analysis Instruments

DSC experiments were conducted in a TA Instruments Model 2940 DSC (TA Instruments, New Castle, DE, USA) using a heating rate of 10 K/min with nitrogen as purge gas. Samples were placed into aluminium sample pans and sealed hermetically. Glass transitions are typically reflected by a change in the heat flow (sample specific heat capacity) at the glass transition temperature.

Thermomechanical Analysis (TMA) involved use of a TA Instruments Model 2940 Thermomechanical Analyzer (TA Instruments, New Castle, DE, USA) using the instrument's dilatometer mode at a heating rate of 2.5 K/min with a force of 50 mN and nitrogen purge gas. Samples were placed in a glass receiver containing a layer of silica. TMA thermograms reflect the effect of heating on the sample volume, measured as dimension change. Glass transitions typically reflect a significant change in the thermal expansion coefficient (slope of volume change versus temperature). Thus, glass transitions are often identified by a change in the slope of the thermogram. Please see ref. [9] for further details.

### 3 Results

Fig. 1 illustrates DSC and TMA thermograms of air dried peat. DSC suggests a strong glass transition at 59°C, which is accompanied by a distinct enthalpic overshoot. The assumption of a glass transition is supported by the TMA thermogram, which indicates a transition in the same temperature range (60°C). Contrary to the expected increase in thermal expansion coefficient following the glass transition, Fig. 1 shows a softening of the matrix resulting in its collapse. This is likely attributed to collapse of matrix pores [9] similar to that observed for some coals, or simply methodical implications due to rearrangement of the softer powder materials following the glass transition. Additional evidence for glass transition was obtained by temperature-modulated DSC (data not shown).

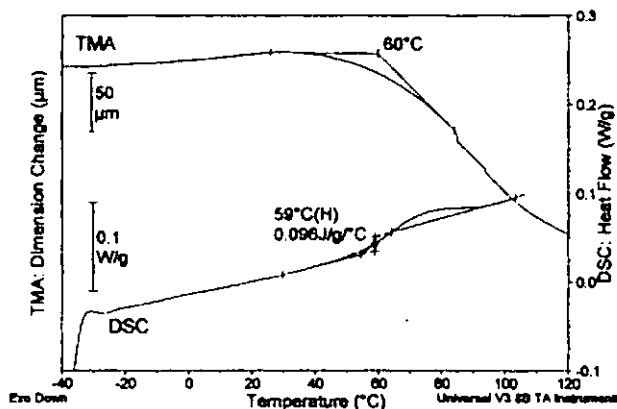


Fig. 1: Thermograms of the air dried peat sample, obtained by DSC and TMA.

During hydration through exposure to the atmosphere (>99% RH), sample water content increased within the first 4 days from 14% to 24%, and the hydration was not complete after 4 days. In Fig. 2, DSC thermograms are shown for the hydration of the air dried peat and after 3 and 4 days of hydration. Here, increasing water content decreases the transition temperature from 59°C to 52°C, which supports the hypothesis that water acts as plasticizer within the macromolecular matrix. An additional endothermic process was detected in the hydrated samples at -18°C, which was not detected in the air dried initial state. This is most probably due to water melting and thus indicates freezable water in the course of hydration. The amount of freezable water can be estimated from the peak area, assuming a melting enthalpy of 300 J/g [10]. Although the total water content increased with time, the amount of freezable water decreased from 1.0% (dry mass basis) to 0.4%. This points to free, freezable water, which forms as an intermediate state in hydration, before moving to binding sites within the matrix and becoming less subject to freezing.

<sup>1</sup> TU Berlin, Environmental Chemistry  
Sekt. OE1, Franklinstr. 28/29, D-10587 Berlin.  
email: Gabi.Schaumann@TU-Berlin.DE

<sup>2</sup> Vanderbilt University, Nashville, Tennessee, USA

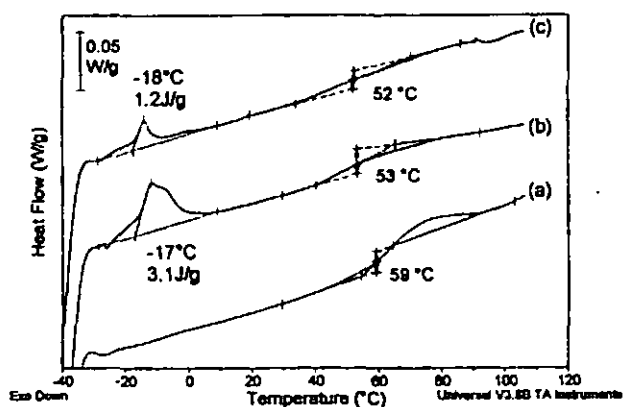


Fig. 2: DSC Thermograms of the air dried sample (a: 14 % water); after 3 days of hydration (b: 16 % water); and after 4 days of hydration (24 % water).

In contrast to the effect of hydration, oven-drying reduced the glass transition temperature from 59 °C to 35-39 °C as shown in Fig. 3, curves (a) and (b) and (c2). The glass transition disappeared when the sample was vacuum dried at room temperature or when it was tempered at 120 °C without water evaporation.

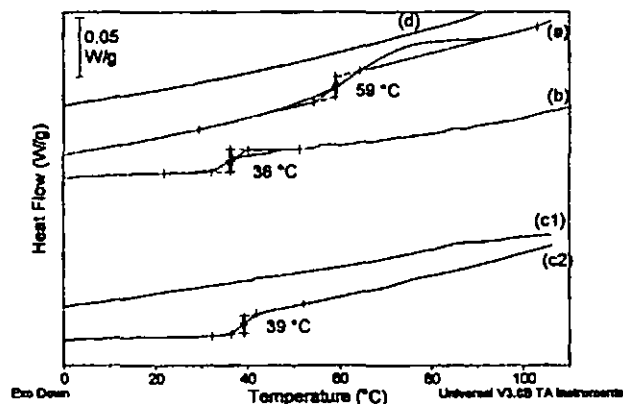


Fig. 3: DSC Thermograms of air dried sample (a), after tempering the air dried sample for 30 min at 120 °C (b), after vacuum drying (c1), after tempering the vacuum-dried sample at 120 °C for 30 min (c2), and after tempering the air dried sample for 30 min at 120 °C without water evaporation (d).

Thus, only with the combination of water evaporation and high temperature, glass transitions were found. The glass transition in the air dried sample was detectable in the first run only, whereas it was detectable in subsequent runs of the oven-dried sample. Storing the samples in the pan for 2 or more weeks allowed re-detection of the glass transition (not shown).

#### 4 Discussion

Both DSC and TMA identified distinct glass transitions in air dried and oven dried peat. The observed effect, however, did not fully match the theoretical expectations. Whereas the effect of hydration supported the hypothesis that water acts as a plasticizing agent, the effect of temperature and oven drying indicates that additional influences on macromolecular mobility need to be taken into account. In the latter case of transitions in oven-dried samples, water appears to act as an anti-plasticizing agent. This might be explained by water that may act as a source of hydrogen bond-based crosslinks at low water contents (see Fig. 4). This would stabilize the glassy structure in air dried peat. Reformation of hydrogen bonds by water after tempering (fast water movement) is expected to be slow after recooling due to slowed diffusion in the cooled sample. This would explain the non-reversing behaviour of the glass transition in peat. In the absence of water, only regular inter- and intramolecular interactions would be expected, producing a less rigid glassy state resulting in the reduction of the glass transition temperature to 35-39 °C. As no water diffusion is necessary to form the water-free Glassy State

II, the reversing behaviour in the oven-dried sample can also be explained by this model. With increasing water content, the cross-linking ability of water diminishes due to enhanced hydration of the polar functional groups, which would explain that water acts as a plasticizing agent above a certain water content.

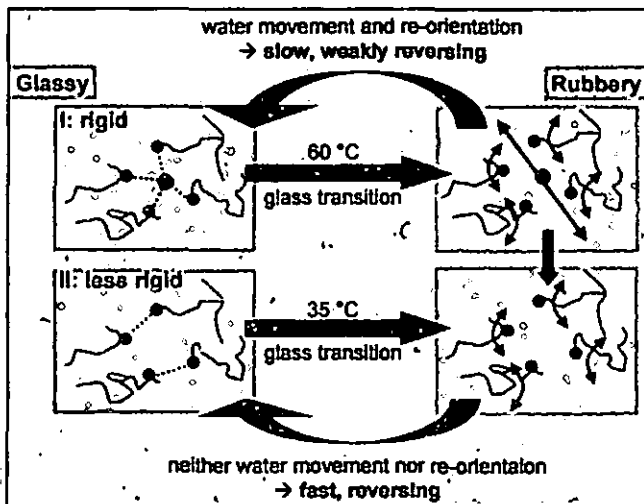


Fig. 4: Proposed model of water binding in soil organic matter in air dried peat (Glassy State I) and in oven-dried peat (Glassy State II), assuming hydrogen bond-based cross-links by water in State I.

#### 5 Conclusions

The glass transition of peat is strongly influenced by sample water content and thermal history. At least two distinct glass transitions could be distinguished. Due to the apparent slow reaction of peat to changes in moisture conditions and similarly slow matrix relaxation, transitions between different states of binding of water and between different macromolecular states of the organic matter, a dynamic in sorption properties of peat is expected. This implies the need to investigate moisture effects, hydration kinetics, and their relation to sorption processes in further studies.

#### 6 Acknowledgements

This study was funded in part through DFG researchers' group INTERURBAN. Eugene LeBoeuf was funded in part by the U.S. National Science Foundation under Grant No. 9985159. The authors want to thank Ms. Rossane C. DeLapp for her assistance in the laboratory.

#### 7 Literature

- Huang W and Weber Jr WJ. *Environ. Sci. Technol.*, 1997; 31(11): 3238-3243.
- LeBoeuf EJ and Weber Jr WJ. *Environ. Sci. Technol.*, 1997; 31(6): 1697-1702.
- Xing B and Pignatello JJ. *Environ. Sci. Technol.*, 1997; 31(3): 792-799.
- Lu Y and Pignatello JJ. *Environ. Sci. Technol.*, 2002; 36(21): 4553-4561.
- Mao J, Ding G and Xing B. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2002; 33(9 & 10): 1679-1688.
- Schaumann GE and Antelmann O. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 2000; 163(2): 179-181.
- LeBoeuf EJ and DeLapp RC. *Extended Abstracts (ACS National Meeting)*, 2003: 889-891.
- Schaumann GE, Hurrass J, Müller M and Rotard W, in: *Humic Substances: Nature's Most Versatile Materials*. New York. Taylor and Francis, Inc., 2003: 101-117.
- Young KD and LeBoeuf EJ. *Environ. Sci. Technol.*, 2000; 34(21): 4549-4553.
- McBrierty VJ, Wardell GE, Keely CM, O'Neill EP and Prasad M. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1996; 60(4): 991-1000.

# Mobilität und Boden-Pflanze-Transfer von Schwermetallen auf/in uranhaltigen Haldenböden

Heiko Schönbuchner<sup>1,2)</sup>, Matthias Leiterer<sup>3)</sup>, Bernd Machelett<sup>1)</sup> und Hans Bergmann<sup>1)</sup>

Die Bindungsformen und die Mobilisierbarkeit von neun verschiedenen Schwermetallen in Haldenböden des ehemaligen Uranbergbaus in Ostthüringen wurden

Pflanzenarten bzw -gruppen (Klee, Löwenzahn, Schafgarbe, Gras) wurden im April und September 1998 auf den 34 Parzellen abgeerntet.

Alle Böden wurden mittels Ammoniumnitrat- und Königswasserextraktion untersucht. Sechs ausgewählte Bodenprofile wurden einer sequentiellen Extraktion nach ZEIEN & BRÖMMER (1989) unterzogen. Die Pflanzengehalte wurden durch Mikrowellendruckaufschluss ermittelt. Die Messungen der Elementgehalte erfolgten an der ICP-OES und ICP-MS. Aufgrund der relativ hohen pH-Werte der untersuchten Bodenproben (Maximum 8,5; Minimum 5,4) waren keine extremen Schwermetallmobilitäten zu erwarten. Grundsätzlich

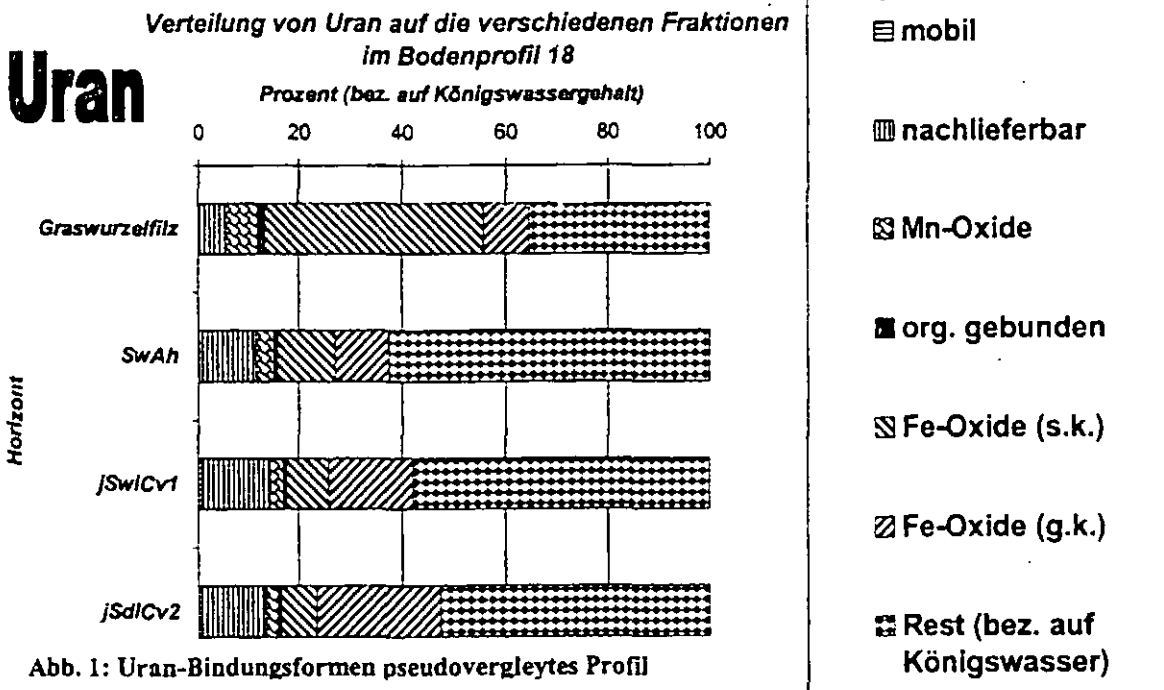


Abb. 1: Uran-Bindungsformen pseudovergleytes Profil

untersucht. Außerdem wurden der Boden-Pflanze-Transfer der Elemente sowie die dabei wirksamen Faktoren beschrieben. Überdies wurde der Einfluß von Relief und Bodentyp auf das Schwermetallverhalten überprüft. Vorrangig wird in diesem Beitrag auf das Verhalten des Urans im System Boden-Pflanze eingegangen. Im Winter 1997/98 wurden die Böden von 34 Parzellen tiefenproportional beprobt. Die vier vorherrschenden

zeigten sich für alle untersuchten Bodenprofile (n = 34) eine Zunahme der Schwermetallgehalte mit der Bodentiefe. Nur die Elemente Blei, Chrom und Arsen waren annähernd gleich verteilt. Auch die Urangelhalte nahmen mit der Tiefe zu. Dies wird einerseits auf Verlagerungsprozesse (Wasser, Gülle) und andererseits auf Entzug durch die Vegetation aus dem Oberboden zurückgeführt. Betrachtet man die Bindungsformen des Urans in ausgewählten Bodenprofilen (Abb. 1), so fallen relativ gering mobile sowie relativ große nachlieferbare Anteile (maximal 15 %) auf. Überraschend gering ist der Urananteil in der organischen Fraktion. Offenbar ist das Extraktionsmittel EDTA für organisch gebundenes Uran nicht geeignet. In separaten Adsorptionsversuchen konnte eine starke Adsorption des Uranylkatons nachgewiesen

1) JENA-GEOS-Ingenieurbüro GmbH, Saalbahnhofstr. 25 c, D-07743 Jena (Heiko.Schoenbuchner@web.de)  
2) Friedrich-Schiller-Universität Jena; Institut für Ernährungswissenschaften, Dornburgerstr. 25, D-07743 Jena.  
3) Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL), Naumburgerstr. 98, D-07743 Jena.

werden. Demnach wird das organisch gebundene Uran in der sequentiellen Extraktion erst mit der fünften Stufe ( $\text{NH}_4$ -Oxalat) gelöst. So erklärt sich der hohe Urananteil in dieser Fraktion im Graswurzelfilz. Der Anteil des Urans in der gut kristallinen Eisenoxidfraktion nahm mit der Tiefe zu, derjenige in der schlecht kristallinen Eisenoxidfraktion mit der Tiefe ab (Abb. 1), was nur zum Teil auf das organisch gebundene Uran zurückgeführt werden kann. Ähnliche Verteilungen fanden sich auch für andere Elemente, was als Einfluß der Verwitterung auf die relativ jungen Haldenböden interpretiert wird.

Betrachtet man die Mobilität des Urans (Ammoniumnitratextrakt) in Abhängigkeit vom pH-Wert und Bodenhorizontierung, so fällt die starke Bindung und geringe Mobilität des Urans im  $\text{C}_{\text{org}}$ -reichen Oberbodenhorizont auf. Relativ hohe Uranmobilitäten wurden dagegen in den tieferen Horizonten erreicht, die gleichzeitig relativ hohe  $\text{CaCO}_3$ -Anteile aufwiesen. Vermutlich wurden hier mobile Uranylkarbonatspezies gebildet, die auch von Pflanzenwurzeln aufgenommen werden (EBBS et al., 1998).

Die Wurzel-Sproß-Verteilung von Uran wurde mittels Jungpflanzenversuchen untersucht: Haferpflanzen wurden mit drei verschiedenen Konzentrationsstufen von Uranyl nitrat versorgt. Eine Versuchsvariante wurde in Gegenwart von Nährlösungsphosphaten durchgeführt. Dabei fielen schwerlösliche Uranylphosphate aus, die nicht für die Wurzel Aufnahme zur Verfügung standen. In den phosphatfreien Varianten wurden die Uranyl kationen stark von den Haferwurzeln aufgenommen. Nur bei der höchsten Urangabe (13,8 mg/kg Boden) fand auch ein geringfügiger Transfer in die oberirdischen Pflanzenteile statt, wobei die Konzentrationen im Sproß deutlich niedriger als in den Blättern ausfielen. Die Uranmenge in den oberirdischen Pflanzenteilen entsprach ca. 1/400 der Menge in oder an den Wurzeln. Entsprechend der Phosphatfällung im Jungpflanzenversuch ist auch auf den Wiesenstandorten mit einer Uranylphosphatfällung aufgrund des Phosphoreintrags mit der Gülle zu rechnen.

Für mobile Elemente, wie Cadmium oder Zink ergaben sich gute Korrelationen zwischen ihren ammoniumnitrat-

löslichen Mengen im Graswurzelfilz und den Konzentrationen in den oberirdischen Pflanzenteilen der 34 untersuchten Parzellen. Das Uran war in fast allen Pflanzenproben problemlos nachweisbar (z. B. Median Klee, erste Ernte: 0,06 mg/kg TS). Dennoch ergab sich kein Zusammenhang zwischen der ammoniumnitrat-löslichen Menge im Graswurzelfilz und den Uran-Pflanzengehalten.

Allerdings konnte in einigen Fällen eine Korrelation zwischen der Summe der ersten beiden Fraktionen der sequentiellen Extraktion (mobiles und nachlieferbares Uran) und den Uran-Pflanzengehalten nachgewiesen werden. Ähnliche Zusammenhänge wurden auch von SHEPPARD & EVENDEN (1992) beschrieben.

#### Literatur:

- EBBS, S. D., BRADY, D. J. & KOCHIAN, L. V. (1998): Role of uranium speciation in the uptake and translocation of uranium by plants. *J. Exp. Bot.* 49, 1183-1190.
- SCHÖNBUCHNER, H. (2002) Untersuchungen zu Mobilität und Boden-Pflanze-Transfer von Schwermetallen auf/in uranhaltigen Haldenböden. *Diss. Friedrich-Schiller-Universität Jena*, 170 S.
- SHEPPARD, S. C. & EVENDEN, W. G. (1992): Bioavailability indices for uranium: Effect of concentration in eleven soils. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 23, 117-124.
- ZEIEN, H. & BRÖMMER, G. W. (1989): Chemische Extraktion zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. *Mitteilungen. Dt. Bodenkundl. Ges.* 59, 505-515.



# Transformation und Festlegung antibiotischer pharmazeutischer Substanzen in Gegenwart von Huminstoffmonomeren

Jette Schwarz<sup>1</sup>, Heike Knicker<sup>2</sup> und  
Sören Thiele-Bruhn<sup>1</sup>

## EINLEITUNG

Die nachweisbaren Gehalte pharmazeutischer Antibiotika nehmen in Böden mit der Zeit ab. So ist bei Sulfonamiden die Abnahme insbesondere in biologisch aktiven Böden rasch und stark, was neben einer abiotischen Festlegung auch auf einen biologischen Ab- und Umbau zurückzuführen ist [1]. Dabei sind in Böden v.a. enzymatische Transformationen durch Phenoloxidasen von Bedeutung [2].

Um die Bindungsmechanismen und Transformationspfade ausgewählter Sulfonamid-Antibiotika zu untersuchen, wurden kontrollierte Modellversuche mit Enzymen in Gegenwart von Huminstoffmonomeren durchgeführt. Diese erlauben im Gegensatz zur komplexen Matrix Boden eine Aufklärung der Reaktionsprodukte mittels chromatographischer u.ä. Analyseverfahren. Zunächst wurden die Bedingungen und das Ausmaß der Transformation untersucht.

## ABKÜRZUNGEN

Bre Brenzcatechin, C-P Citrat-Phosphat, DMP Dimethoxyphenol, EEE Essigsäureethylester, Gua Guajacol, K Kontrolle, Lac Laccase, MeOH Methanol, Per Peroxidase, PPG Purpurogallin, Pro Protocatechusäure, SAA Sulfanilamid, SDT Sulfadimethoxin, SPY Sulfapyridin, Van Vanillin

## MATERIAL UND METHODEN

Zur Untersuchung der Transformation bzw. Festlegung wurden Modellversuche mit den Sulfonamiden SAA, SDT und SPY in Kombination mit den Huminstoffmonomeren Bre, Gua, Pro und Van in verschiedenen Konzentrationen durchgeführt.

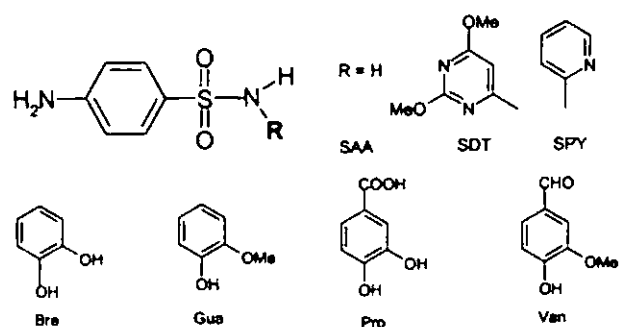


Abbildung 1: Struktur der ausgewählten Antibiotika und Huminstoffmonomere

<sup>1</sup>Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Universität Rostock, Justus-von-Liebig-Weg 6, 18051 Rostock; soeren.thiele@auf.uni-rostock.de. <sup>2</sup>Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, 85350 Freising-Weihenstephan

In den Modellversuchen wurden je ein Sulfonamid und ein Huminstoffmonomer in ca. 6ml Citrat-Phosphat-Puffer entweder mit dem Enzym Laccase (aus *Trametes versicolor*) oder Peroxidase (aus Meerrettich) versetzt. Nach der Inkubation für 5h bei 22 bis 25°C wurde die Enzymaktivität durch eine kurzzeitige drastische Temperaturerhöhung auf 65 bis 75°C gestoppt. Nach Zentrifugation bei 4020g für 30min wurde der klare Überstand abgenommen.

Zur sequentiellen Extraktion einzelner Proben wurde der Zentrifugationsrückstand nacheinander mit 2ml C-P-Puffer (pH=1,7), EEE sowie MeOH extrahiert.

Die entstehende Reaktionslösung und die Fraktionen der sequentiellen Extraktion wurden mittels HPLC analysiert. Dazu wurde ein Agilent 1050 System mit einer M&N Nucleosil C18 Säule (250x4, 100-5µm) und Gradientenelution (Eluent 0,01M H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>/MeOH, 1ml min<sup>-1</sup>) verwendet. Die Detektion mit DAD erfolgte bei 260nm.

## ERGEBNISSE UND DISKUSSION

### EINFLUSS DER ENZYME UND HUMINSTOFFMONOMERE

Eine stärkere Umsetzung der Sulfonamide erfolgte durch das Enzym Laccase als durch Peroxidase, wie in Abbildung 2 beispielhaft für SAA dargestellt.

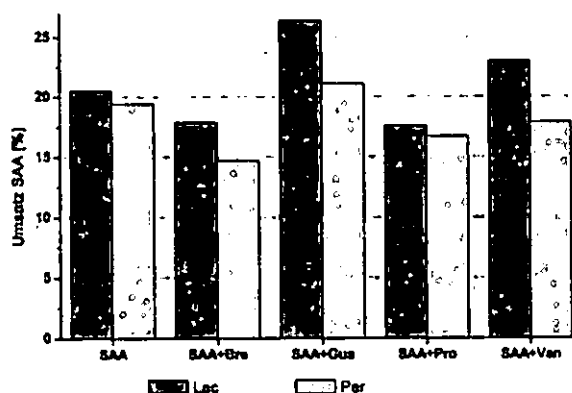


Abbildung 2: Umsatz von SAA (0,3mM) allein bzw. in Gegenwart von Huminstoffmonomeren (molares Verhältnis SAA:Gua=1:1), Inkubation: 15h, pH=6,8; Laccase aus *Trametes versicolor* (18DMP Units ml<sup>-1</sup>) bzw. Peroxidase aus Meerrettich (0,84PPG Units ml<sup>-1</sup>)

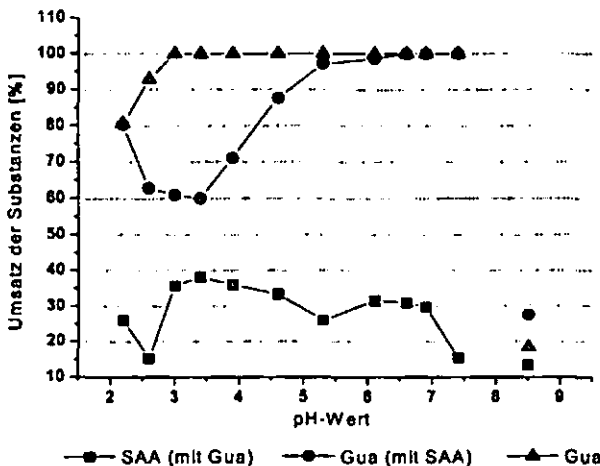
Des Weiteren ist in Abbildung 2 zu sehen, dass Sulfanilamid auch ohne den Zusatz eines Huminstoffmonomers umgesetzt wird. Die Transformation der Sulfonamide nahm in der Reihe SPY>SDT>SAA ab. Während Guajacol die Umsetzung der drei Sulfonamide fördert, weisen die übrigen Huminstoffmonomere eine zumeist geringere oft sogar gegenüber der Kontrolle eine hemmende Wirkung auf (Tabelle 1).

**Tabelle 1: Umsatz [%] von Sulfonamiden durch enzymatische Transformation in Gegenwart von Huminstoffmonomeren**

	SAA		SDT		SPY	
	Lac	Per	Lac	Per	Lac	Per
Kontr.	20,5	19,4	18,7	18,7	24,0	38,0
+ Bre	17,9	14,7	18,5	20,7	41,3	23,2
+ Gua	26,4	21,1	38,5	29,4	56,4	31,2
+ Pro	17,6	16,7	25,7	26,1	50,7	39,3
+ Van	23,0	17,9	27,0	23,2	39,8	22,3

**EINFLUSS DES PH-WERTES**

Die Untersuchungen deuten auf eine pH- und Substratabhängigkeit der Enzymaktivität hin (Abbildung 3). Dies widerspricht den Ergebnissen von Xu [3], der nur von einer pH-Abhängigkeit ausgeht. Zudem konnte ein Einfluss von SAA auf die Transformation von Gua nachgewiesen werden.

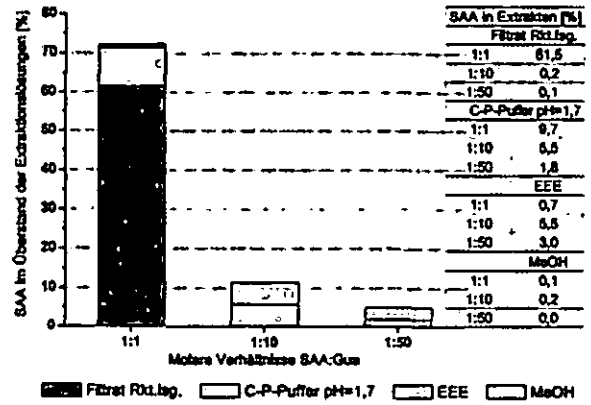


**Abbildung 3: Umsatz von Gua (1mM) mit bzw. ohne SAA mit Laccase aus Trametes versicolor (1DMP Units ml<sup>-1</sup>)**

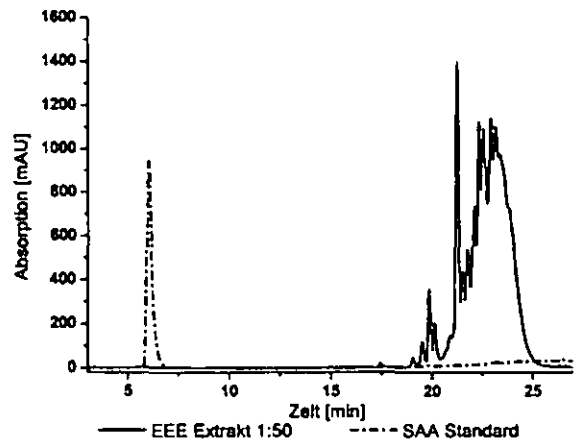
**SEQUENTIELLE EXTRAKTION**

Bei der enzymatischen Umsetzung von SAA mit Gua im Molverhältnis 1:1 verbleiben über 60% der Ausgangssubstanz SAA in der Reaktionslösung. Dieser Anteil sinkt bei einem für Böden realistischeren Verhältnis von 1:10 bzw. 1:50 auf unter 0,2% ab (Abbildung 4). Auch während der sequentiellen Extraktion wurde SAA nur in geringem Maße re-extrahiert. Es ist daher anzunehmen, dass SAA kaum sequestriert wird sondern transformiert bzw. nicht extrahierbar an das gebildete huminstoffähnliche Polymer gebunden wird.

Die Absorptionsspektren der HPLC-Chromatogramme der extrahierten Fraktionen weisen auf die Bildung von Kopplungsprodukten hin, wie hier am Beispiel der EEE-Fraktion in Abbildung 5 dargestellt ist.



**Abbildung 4: Ergebnisse der sequentiellen Extraktion nach Inkubation von SAA mit Gua und Laccase (1DMP Unit ml<sup>-1</sup>)**



**Abbildung 5: HPLC-Chromatogramm der EEE-Fraktion**

Es konnte eine enzymatische Transformation und Kopplung der Sulfonamide an die enzymatisch gebildeten Huminstoffpolymere nachgewiesen werden.

**AUSBLICK**

Durch eine verbesserte Auftrennung der Reaktionsprodukte und deren anschließende Bestimmung und Charakterisierung mittels spektrometrischer Methoden sollen die Transformationspfade weiter aufgeklärt werden. Anhand der gewonnenen Ergebnisse soll ein Modell entwickelt werden, welches die Umwandlung von Sulfonamid-Antibiotika in Böden anhand ihrer chemischen Eigenschaften beschreiben und erklären soll.

**LITERATUR**

- [1] Gavalchin, J.; Katz, S.E., J. AOAC Int. 77, 1994, 481-485
- [2] Bollag, J.-M.; Loll, M. J., Experienta 39, 1983, 1221-1231
- [3] Xu, F., Journal of Biological Chemistry 272, 1997, 924-928

**DANK**

Dieses Projekt wird durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft finanziell gefördert (DFG Th 678/4-1).

# Quellenidentifikation von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Böden des „Ewigen Roggenbaus“

Silke Schemmer<sup>1</sup>, Michael W.I. Schmidt<sup>2</sup>, Guido L.B. Wiesenberg<sup>3</sup>, Lorenz Schwark<sup>3</sup>

## Einleitung

Aus der Vielzahl bodenrelevanter organischer Schadstoffe spielen die PAK aufgrund ihrer ubiquitären Verbreitung und Toxizität eine besondere Rolle. Die persistente Gruppe der PAK wird entweder direkt, zum Beispiel in Form von Motorölen oder Kohlepartikeln, oder nach unvollständiger Verbrennung von fossilen Kohlenwasserstoffen in den Boden eingetragen. Da bei einem Eintrag aus verschiedenen diffusen Quellen sich die Quellenzuweisung als schwierig erweist, wurde zur Identifikation der PAK-Quellen in den Böden des „Ewigen Roggenbaus“ eine Kombination von Analysemethoden aus dem Bereich der Bodenkunde und der Geochemie angewendet.

## Material und Methoden

Als Probenahmeort diente die mit NPK-gedüngte Parabraunerde-Schwarzerde des Versuchsfeldes „Ewiger Roggenbau“ in Halle (Saale), deren Bodenprofil hochauflösend beprobt wurde. Es erfolgte jeweils die Entnahme von zwei Bodenkernen der Versuchsfläche Silomais-Monokultur und Winterroggen-Monokultur. Nach Soxhletextraktion und Auftrennung durch MPLC wurden die Kohlenwasserstoffe der aromatischen und aliphatischen Fraktion mittels GC-MS analysiert. Die aromatische Fraktion beinhaltet die toxischen PAK sowie das chlororganische Pestizid DDT und seine Abbauprodukte. Dagegen befinden sich in der aliphatischen Fraktion viele molekulare Marker (Hopane, Sterane, trizyklische Diterpenoide, *n*-Alkane, Isoprenoide), die einer Quellenzuweisung der PAK dienen können.

## Quellenidentifikation der PAK mittels Profilanalyse

Eine gängige Methode der qualitativen Quellenidentifikation ist die Profilanalyse. Die relative Zusammensetzung des PAK-Gemisches (=PAK-Profil) kann Aufschluss über verantwortliche Quellen geben, wenn diese für bestimmte Quellen charakteristische PAK (Marker-PAK) enthält. Abb.1 zeigt das PAK-Profil der untersuchten Böden. Die Dominanz

nicht-substituierter PAK weist hauptsächlich auf unvollständige Verbrennungsprozesse hin. Der relativ hohe Anteil methylierter PAK kann sowohl auf eine petrogene Quelle als auch auf Verbrennungsprozesse organischen Materials im niedrigen Temperaturbereich hindeuten.

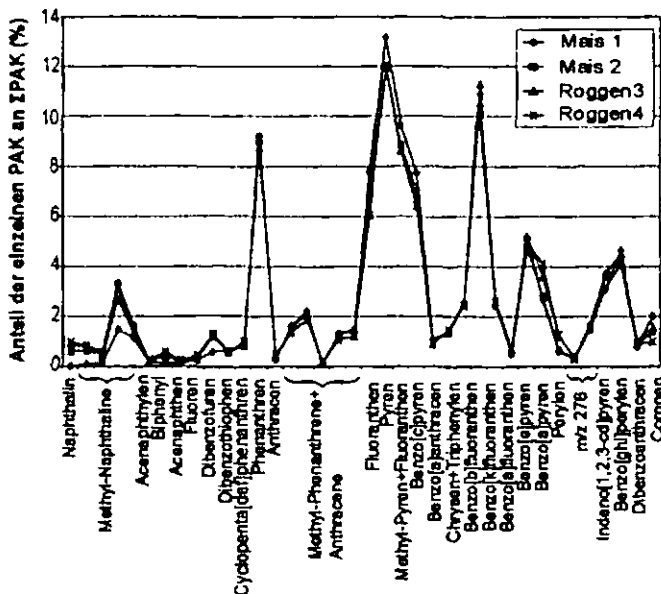


Abb.1: PAK-Profil aller identifizierter PAK inklusive der methylierten Verbindungen im Pflughorizont (Axp)

Bei der Profilanalyse kann auch der Vergleich von Verhältnissen zwischen individuellen PAK (Ratios) hilfreich sein. In dem Diskriminierungsdiagramm nach YUNKER et al. (2002) sind jeweils zwei PAK-Verhältnisse gegeneinander geplottet (Abb.2). Wie aus der Abbildung erkennbar, unterstützt dieses Methode den pyrolytischen Ursprung der PAK.

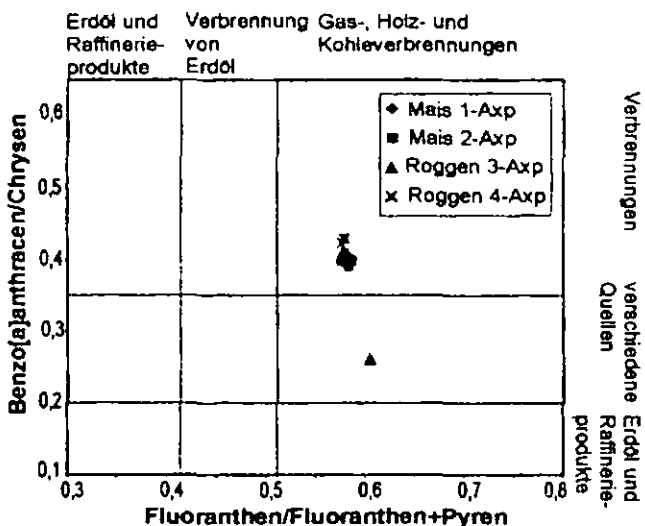


Abb. 2: PAK-Diskriminierungsplot nach YUNKER et al. (2002) (3 Proben pro Bodenprofil)

Insgesamt lässt sich festhalten, dass die Profilanalyse primär auf Verbrennungsquellen für die PAK hindeutet. Hierbei handelt es sich wahrscheinlich um Emissionen aus Hausbrand, Industrie und Kfz-Verkehr. Die Profilanalyse ergab zudem einen Hinweis auf

<sup>1</sup>Geographisches Institut, Universität zu Köln; E-mail: silkeschemmer@gmx.de  
<sup>2</sup>Geographisches Institut, Universität Zürich  
<sup>3</sup>Geologisches Institut, Universität zu Köln

einen zusätzlichen Eintrag nicht verbrannter fossiler Kohlenwasserstoffe. Ein gesicherter Beleg hierfür konnte durch diese Methode nicht erbracht werden. Daher wurde zusätzlich eine qualitative Zuweisung der PAK-Quellen unter Verwendung von molekularen Markern unternommen.

**Quellenidentifikation mittels molekularer Marker am Beispiel der Hopane**

Am Beispiel der Hopane soll die Verwendung von molekularen Markern zur qualitativen Zuweisung von PAK-Quellen in Böden demonstriert werden. Hopane gehören zu der Gruppe der pentazyklischen Triterpane und sind überall vorkommende Bestandteile von Sedimenten und Böden. Sie sind entweder auf einen Eintrag von fossilen Kohlenwasserstoffen z.B. Öle und Braunkohle oder auf autochthones bodenbiologisches Material zurückzuführen. Hauptquelle dieser Biomarker sind vermutlich Bakteriohydroxyhopane, die Bestandteile der bakteriellen Zellmembran sind. Hopane können im Boden primär zwei verschiedenen Quellen entstammen. Während früher diagenetischer Prozesse finden an verschiedenen chiralen Zentren Isomerisierungsreaktionen statt. Die biogene Form weist eine  $\beta\beta$ -Konfiguration auf. Schon bei geringer thermischer Belastung wird das labile  $\beta\beta$ -Isomer zu einer Mischung der stabileren  $\beta\alpha$ - und  $\alpha\beta$ -Formen umgewandelt. Bei zunehmender Temperatur kommt es zur fast vollständigen Umwandlung des  $\beta\alpha$ -Isomers in das stabilere  $\alpha\beta$ -Isomer. Bei den Hopanen der  $\alpha\beta$ -Konfiguration mit Kohlenstoffzahlen ab  $C_{31}$  kommt es mit zunehmender Reife zudem zu einer R/S-Epimerisierung an der  $C_{22}$ -Position. Dabei nimmt der Anteil des S-Epimers mit zunehmender Reife zu. Aus diesen Phänomenen lassen sich Rückschlüsse auf die Quellen der Hopane ziehen. Abb.3 zeigt die Verteilung der Hopane im Pflughorizont der Böden des „Ewigen Roggenbaus“.

Aus der Zusammensetzung der Hopane im Pflughorizont lassen sich folgende Rückschlüsse auf die PAK-Quellen ziehen: Der hohe Anteil der  $\alpha\beta$ -Hopane in den Böden deutet auf einen Eintrag von thermisch reifem organischem Material (fossilen Kohlenwasserstoffen) hin, weil die  $\alpha\beta$ -Konfiguration von rezenten Bodenbakterien nicht gebildet wird. Die höhermolekularen  $\alpha\beta$ -Hopane mit einer Kohlenstoffzahl über  $C_{32}$  im Pflughorizont der Böden stammen aus Ölen, da in Braunkohle und Bodenbakterien nur Hopane bis  $C_{31}$  zu finden sind. Die in den Böden identifizierten  $\beta\beta$ -Hopane reflektieren einen Beitrag von unreifer Braunkohle oder bodenbiologischem Material. Öle als Quelle können ausgeschlossen werden, da diese  $\beta\beta$ -Konfiguration aufgrund ihrer thermischen Instabilität in Ölen nicht vorkommt.

**Schlussfolgerungen**

Die Profilanalyse der Böden des „Ewigen Roggenbaus“ deutet primär auf einen pyrolytischen Ursprung der PAK hin. Die Verbrennungs-PAK werden durch den Luftpfad eingetragen und durch Pflügen im Oberboden gleichmäßig verteilt. Durch die Betrachtung der molekularen Marker der aliphatischen Fraktion konnte zudem ein geringer direkter Eintrag von fossilen Kohlenwasserstoffen (aus Ölen und Braunkohle) festgestellt werden.

**Literatur**

YUNKER, M.B.; MACDONALD, R. W.; VINGARANZ, R.; MITCHELL, R.H.; GOYETTE, D. & SYLVESTRE, S. (2002): PAHs in the Fraser river basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry* 33: 489-515.

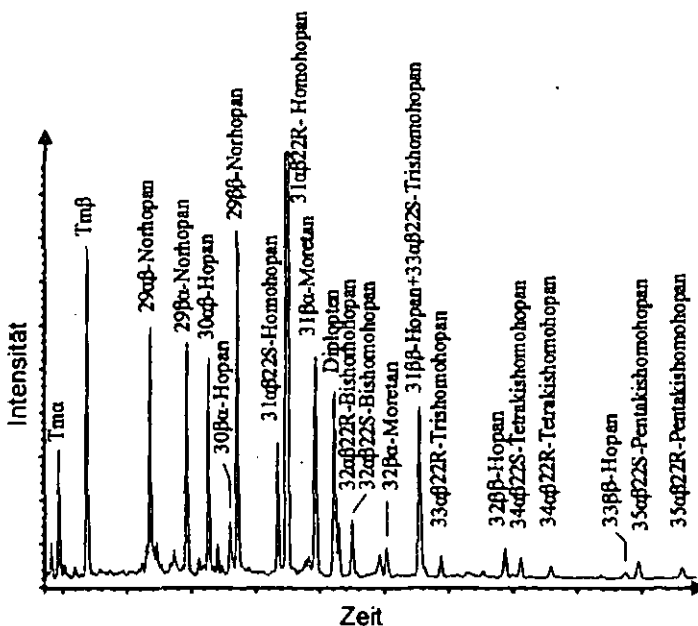


Abb.3: Verteilung der Hopane im Pflughorizont

# Wie beeinflusst Borkenkäferbefall im Nationalpark Bayerischer Wald die Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz im Oberboden?

Sandra Spielvogel, Jörg Prietzel und Ingrid Kögel-Knabner

## Einleitung

In nicht mehr bewirtschafteten Fichtenbeständen des Nationalparks Bayerischer Wald mit großflächigem Borkenkäferbefall (*Ips typographus* L.) sind Mikroklima sowie Menge und Zusammensetzung des Streufalls und die daraus resultierenden Stoffkreisläufe stark verändert. Die Auswirkungen dieser Veränderungen auf den Humus im Boden der betroffenen Standorte sind bisher unbekannt.

## Material und Methoden

Zur Klärung dieser Auswirkungen verglichen wir die Zusammensetzung und die strukturellen Eigenschaften des Humus in den organischen Auflagen und den A-Horizonten von 10 Braunerdeprofilen und 5 Podsolprofilen unter einem seit ca. 1985 borkenkäferbefallenen Fichtenbestand mit 10 Braunerdeprofilen und 5 Podsolprofilen unter einem vitalen Fichtenbestand an einem klimatisch und edaphisch vergleichbaren Hang.

Von gesiebten Probenmaterial der A-Horizonte isolierten wir die Sandfraktion (Korngröße > 63 µm) sowie die leichte Fraktion ( $\rho < 0,99 \text{ g cm}^{-3}$ ).

Die Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte aller Proben (unfraktionierte gesiebte Proben und Fraktionen) wurden mit einem ELEMENTAR Vario EL Elementaranalysator (ELA) in 3 Wiederholungen bestimmt.

Zur Aufnahme der Festkörper-<sup>13</sup>C-NMR-Spektren stand ein BRUKER DSX 200 NMR-Spektrometer zur Verfügung (Sendefrequenz: 50,323 MHz). Die Spektren wurden mit der CPMAS-Technik (Kontaktzeit: 1 ms) aufgezeichnet. Die magische Winkelrotation erfolgte bei 6,8 kHz.

## Ergebnisse und Diskussion

### 1. Unfraktionierte Proben

Tabelle 1a: Vergleich der C/N-Verhältnisse der organischen Auflagen unter Totholz und unter vitalem Fichtenbestand (Mittelwert ± Standardabweichung).

	Totholzgebiet	Vitaler Bestand
Lockerbraunerden	19 ± 2	27 ± 1
Braunerden	21 ± 3	28 ± 3
Podsole	25 ± 2	31 ± 2

Tabelle 1b: Vergleich der C/N-Verhältnisse der A-Horizonte (unfraktioniert) unter Totholz und unter vitalem Fichtenbestand.

	Totholzgebiet	Vitaler Bestand
Lockerbraunerden	18 ± 4	17 ± 1
Braunerden	16 ± 2	17 ± 3
Podsole Aeh	18 ± 3	17 ± 2
Podsole Aei/Ahe	15 ± 3	15 ± 2

Die C/N-Verhältnisse der organischen Auflagen unter Totholz waren deutlich enger als die C/N-Verhältnisse der organischen Auflagen unter vitalem Fichtenbestand (Tabelle 1a). Dies kann sowohl auf beschleunigte Abbauprozesse infolge der veränderten Standortbedingungen als auch auf einen veränderten C-Input infolge der Vergrasung dieser Flächen zurückzuführen sein. Dagegen konnte kein Einfluss des Borkenkäferbefalls auf die C/N-Verhältnisse der unfraktionierten A-Horizonte festgestellt werden (Tabelle 1b).

Tabelle 2a: Vergleich der Prozentanteile der strukturellen Gruppen am C-Pool der organischen Auflagen der Lockerbraunerden unter Totholz und unter vitalem Fichtenbestand.

	Totholzgebiet	Vitaler Bestand
Alkyl-C	34 ± 4	27 ± 3
O-Alkyl-C	48 ± 4	54 ± 3
Aryl-C	10 ± 2	13 ± 2
Carbonyl-C	8 ± 2	7 ± 1

**Tabelle 2b: Vergleich der Prozentanteile der strukturellen Gruppen am C-Pool der A-Horizonte (unfraktioniert) der Lockerbraunerden unter Totholz und unter vitalem Fichtenbestand.**

	Totholzgebiet	Vitaler Bestand
Alkyl-C	41± 4	40± 5
O-Alkyl-C	38± 3	39± 3
Aryl-C	11± 2	12± 3
Carbonyl-C	9± 2	9± 2

Auch die NMR-Spektren der organischen Auflagen unter Totholz unterschieden sich signifikant (KS-Test  $p < 0,001$ ) von den Spektren der Auflagen unter vitalem Fichtenbestand. Unter Totholz war der Anteil des O-Alkyl-C am Gesamt-C der Auflagen deutlich geringer, während sich Alkyl-C relativ angereichert hat (Tabelle 2a). Damit war das O-Alkyl-C/Alkyl-C-Verhältnis unter Totholz deutlich enger als unter vitalem Bestand. Dagegen zeigten die A-Horizonte (unfraktioniert) keine Unterschiede in ihrer strukturchemischen Zusammensetzung (Tabelle 2b).

## 2. Fraktionen

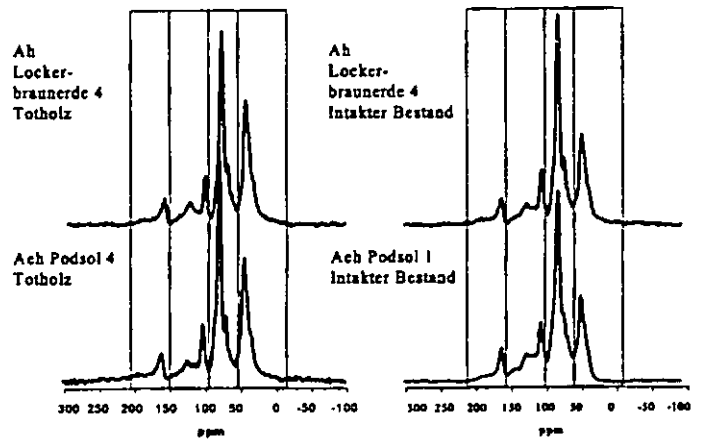
**Tabelle 3a: Vergleich der C/N-Verhältnisse der leichten Fraktion der A-Horizonte unter Totholz und unter vitalem Fichtenbestand.**

	Totholzgebiet	Vitaler Bestand
Lockerbraunerden	23± 2	28± 3
Braunerden	24± 3	29± 4
Podsole Aeh	26± 2	29± 2

**Tabelle 3b: Vergleich der C/N-Verhältnisse der Sandfraktion der A-Horizonte unter Totholz und unter vitalem Fichtenbestand.**

	Totholzgebiet	Vitaler Bestand
Lockerbraunerden	17± 3	17± 2
Braunerden	17± 2	17± 4
Podsole Aeh	17± 3	17± 2

Auch für die leichte Fraktion der A-Horizonte konnten signifikant engere C/N-Verhältnisse unter Totholz als unter vitalem Bestand gefunden werden (Tabelle 3a). Dagegen blieben die C/N-Verhältnisse der Sandfraktion unverändert (Tabelle 3b).



**Abb. 1: Vergleich von je 2 ausgewählten <sup>13</sup>C-CPMAS-NMR-Spektren der leichten Fraktion der A-Horizonte unter Totholz und unter vitalem Fichtenbestand.**

**Tabelle 4 a: Integrale der beiden Spektren unter Totholz**

	Carbonyl-C	Aryl-C	O-Alkyl-C	Alkyl-C
Lockerb. 4	8	10	48	34
Podsol 4	9	9	50	32

**Tabelle 4 a: Integrale der beiden Spektren unter vitalem Bestand**

	Carbonyl-C	Aryl-C	O-Alkyl-C	Alkyl-C
Lockerb. 4	5	13	56	26
Podsol 1	9	13	57	22

Schließlich zeigten auch die <sup>13</sup>C-NMR-Spektren der leichten Fraktion der A-Horizonte unter Totholz ein deutlich engeres O-Alkyl-C/Alkyl-C-Verhältnis als jene der A-Horizonte unter vitalem Bestand (Abb. 1 und Tabellen 4a und b).

## Schlußfolgerung

Die veränderten Standortsbedingungen infolge des Borkenkäferbefalls führten bei allen Bodentypen zu einem engeren C/N-Verhältnis in der organischen Auflage. Die organischen Auflagen der Totholzflächen zeichnen sich außerdem durch ein engeres O-Alkyl-C/Alkyl-C-Verhältnis aus. Ein Einfluss der veränderten Standortsbedingungen auf die Zusammensetzung des Humuspools der A-Horizonte (unfraktioniert) konnte nicht festgestellt werden. Durch das großflächige Absterben des Waldes verengten sich die C/N-Verhältnisse und die O-Alkyl-C/Alkyl-C-Verhältnisse in der leichten Fraktion aller untersuchten A-Horizonte, während jene in der Sandfraktion unverändert blieben.

Wir danken dem Regionalkonzept der Regierung von Niederbayern im Rahmen der High-Tech-Offensive der Bayerischen Staatsregierung für die Förderung der vorgestellten Arbeiten.

# Alterung und Photodegradation pharmazeutischer Antibiotika nach Applikation auf Bodenoberflächen

von

S. Thiele-Bruhn<sup>1</sup>, D. Peters<sup>1</sup>, B. Halling-Sørensen<sup>2</sup> und P. Leinweber<sup>1</sup>

## EINLEITUNG

In den vergangenen Jahren wurde der unerwünschte Eintrag von pharmazeutischen Antibiotika in die Umwelt festgestellt [1]. Dabei gelangen Antibiotika zumeist durch kontaminierte Wirtschaftsdünger auf landwirtschaftliche Böden. Bei oberflächlicher Düngerapplikation sind sie somit potentiell dem Sonnenlicht exponiert. Da zahlreiche Antibiotika zudem in Wasser durch Licht abgebaut werden [2-4], besteht die Möglichkeit ihrer Photodegradation auf Bodenoberflächen.

Bisher existieren jedoch kaum Untersuchungen zur Photodegradation von Xenobiotika und insbesondere von pharmazeutischen Antibiotika auf Bodenoberflächen. Ziel der Untersuchungen war daher, das Ausmaß und die Kinetik des Photoabbaus in verschiedenen Substraten zu bestimmen sowie von den übrigen abiotischen Alterungsprozessen zu unterscheiden.

## MATERIAL UND METHODEN

Antibiotika der Stoffklasse der Tetracycline: Chlor-tetracyclin (CTC) und Oxytetracyclin (OTC), der Sulfonamide: Sulfanilamid (SAA), Sulfadimidin (SDM), Sulfadiazin (SDZ), Sulfadimethoxin (SDT), Sulfapyridin (SPY) und p-Aminobenzoesäure (pABS) sowie das Benzimidazol Fenbendazol (FBZ) wurden auf zwei bzw. vier verschiedene Substrate als Standardlösungen aufgebracht (100 – 500 µg g<sup>-1</sup>). Als Substrate wurden Oberbodenmaterial einer Sand-Braunerde und eines Löß-Tschernosem, reiner Quarzsand sowie Schweinegülle verwendet (Tab. 1).

**Tabelle 1:** Ausgewählte physiko-chemische Eigenschaften der vier Substrate

Substrat	pH	Corg %	C/N Verh.	Textur	Fe <sub>ox</sub> g kg <sup>-1</sup>
Gülle	4.8 <sup>a</sup>	1.75 <sup>a</sup>	12.6 <sup>a</sup>		
Quarz-Sand	6.0 <sup>b</sup>	≤ 0.05	-	Ss	< 0.001
Braunerde Ah	6.6 <sup>b</sup>	0.79	10.6	Su2	1.25
Tschernosem Ap	7.0 <sup>b</sup>	1.61	10.3	Ut4	1.27

<sup>a</sup> Bestimmt in Gülle mit 4,0% Trockensubstanz

<sup>b</sup> Bestimmt in 0,01 M CaCl<sub>2</sub>

Die vor der Kontamination sterilisierten, auf 60% WHK eingestellten und 0,5 mm dünnen Substratschichten wurden in Glaspetrischalen, mit PS-Deckeln gegen Verdunstung geschützt, entweder im

<sup>1</sup>Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Univ. Rostock, Justus-von-Liebig-Weg 6, D-18051 Rostock.

<sup>2</sup>Institut für Analytische und Pharmazeutische Chemie, Dänische Pharmazeutische Hochschule Kopenhagen, Dänemark. <mailto:soeren.thiele@auf.uni-rostock.de>

Dunkeln oder belichtet durch eine Metallhalogen-Dampflampe (HPI-T 400W, Philips, Hamburg) inkubiert. Die resultierende Lichtintensität auf der Substratoberfläche betrug 900 Lux für 22 h pro Tag. Parallel wurden Photoabbau-Versuche in reinem Wasser und Methanol durchgeführt. Nach Inkubation wurden die Substratproben luftgetrocknet und mit citronensaurem Ethylacetat (Tetracycline [5] mod.) bzw. Methanol [6] extrahiert. Die Bestimmung der Antibiotika erfolgte mittels HPLC-DAD: HP 1050 mit DAD (Agilent 1100, Böblingen, Germany), C18 RP Säule 100-5 250 × 4,6 mm (Macherey & Nagel, Düren), 0,01 M H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> / Methanol Gradientenelution.

## ERGEBNISSE UND DISKUSSION

In reinem Wasser wurden alle Antibiotika durch Licht mit einer Kinetik erster Ordnung abgebaut (Tab. 2). Dabei war der Abbau der Sulfonamide im Trend stärker als in Methanol, wohingegen die Tetracycline in Methanol gleichstark oder stärker abgebaut wurden. Dies deutet auf eine v.a. direkte Photolyse der Tetracycline in Lösungen hin, während die Sulfonamide und FBZ wesentlich durch indirekten Photoabbau vermindert werden.

**Tabelle 2:** Ratenkonstanten der Photodegradation [ $k_p(\lambda)$ ] pharmazeutischer Antibiotika in verschiedenen Substraten. Anpassung durch eine Funktion erster Ordnung  $C = C_0 \times e^{-(k_p(\lambda) \times t)}$

	H <sub>2</sub> O	MeOH	Gülle	Quarz	Braun. Tsch.	
CTC	0,098	0,160	0,250	0,523	0,002	0,014
OTC	0,118	0,109	0,098		0,005	
pABS	0,036	0,030	k.A.	0,044	k.A.	0,028
SAA	0,005	0,005	0,031		0,024	
SDM	0,009	0,017	0,016		0,009	
SDZ	0,006	0,006	0,064		0,008	
SDT	0,039	0,005	0,041		0,023	
SPY	0,039	0,033	0,046	0,013	0,010	0,013
FBZ	0,034	0,028		0,007		0,007

k.A. = keine Abnahme der Konzentration zwischen dem Beginn und Ende der Inkubation

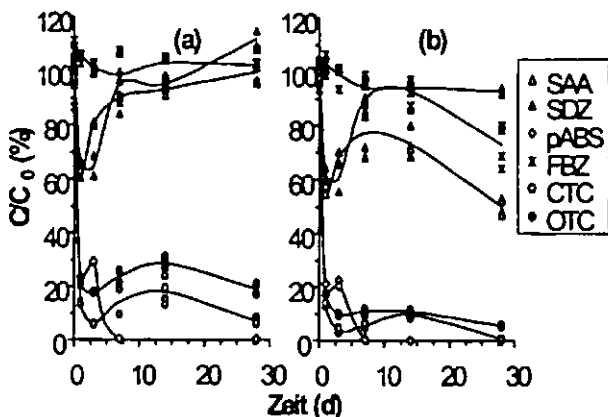
Durch abiotische Alterungsprozesse nahmen die Konzentrationen der Antibiotika, insbesondere der Tetracycline und von pABS, in den nicht belichteten Substraten, wie dem Braunerde Ah ab. Dabei war der Großteil der Alterung auf eine initiale rasche Phase beschränkt. So waren bereits nach 1 h nur zwischen 17 (pABS) und 94% (OTC) der initial zugegebenen Konzentration extrahierbar und nachweisbar. Die rasche anfängliche Festlegung wurde v.a. auf einen Einschluss in Mikroporen mineralischer und organischer Partikel zurückgeführt. Diese anfängliche Festlegung wurde zur Berechnung der Kinetik nicht berücksichtigt und ist in den Abbildungen nicht dargestellt. Stattdessen wurden die Konzentrationen nach 1 h als initiale Konzentration C<sub>0</sub> eingesetzt. Im weiteren Verlauf der Inkubation nahmen praktisch nur die Konzentrationen der Tetracycline und von pABS weiter ab (Abb. 1a, 2a, Tab. 3).

**Tabelle 3:** Ratenkonstanten der abiotischen Alterung [ $k_1$ ,  $k_2$ ] pharmazeutischer Antibiotika in verschiedenen Substraten. Anpassung durch einfache bzw. gekoppelte Funktionen erster Ordnung  
 $C = C_{0,1} \times e^{-(k_1 \times t)} + C_{0,2} \times e^{-(k_2 \times t)}$

	Gülle	Quarz	Braunerde	Tschernosem
CTC	k.A.	0,037	10/0,011	0,024
OTC	0,002		23/0,002	
pABS	0,275	k.A.	22/0,263	k.A.
SAA	0,020		k.A.	
SDM	0,012		k.A.	
SDZ	0,010		k.A.	
SDT	21/0,012		k.A.	
SPY	21/0,003	0,005	k.A.	k.A.
FBZ		k.A.		k.A.

k.A. = keine Abnahme der Konzentration zwischen dem Beginn und Ende der Inkubation

Im Gegensatz zu den Böden und Quarz-Sand war die Alterung in Gülle bei allen Antibiotika bis auf CTC stark und länger andauernd (Tab. 3, Abb. 2a). Die Ergebnisse deuten daraufhin, dass neben einer raschen Komplexbildung und Adsorption auch chemische Abbauprozesse wie Hydrolyse und Polymerisation sowie Reduktionen an Fe(III)hydr/oxiden eine wesentliche Bedeutung in diesem Substrat haben.

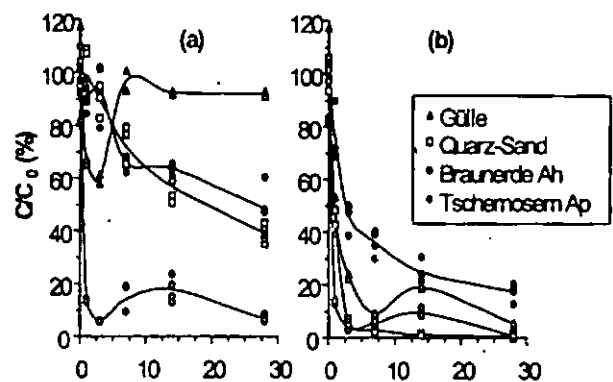


**Abbildung 1:** Relative Konzentrationen ausgewählter pharmazeutischer Antibiotika während der Inkubation in (a) nicht belichtetem und (b) belichtetem Oberbodenmaterial einer Sand-Braunerde bzw. eines Löß-Tschernosem (nur FBZ).

Auf den Bodenoberflächen werden die Antibiotika durch Licht abgebaut (Abb. 1b). Jedoch war im Vergleich zu Wasser der Photoabbau der meisten Antibiotika, insbesondere aber von CTC und OTC in Böden geringer (Tab. 2). Da die genannten übrigen Alterungsprozesse auch in den belichteten Proben ablaufen, vermindern diese die für einen Photoabbau verfügbare Fraktion. Demgegenüber war der Photoabbau von CTC auf Quarz-Sand deutlich verstärkt (Abb. 2b, Tab. 2). Da der Quarz nur wenige Austauschplätze und Porenräume besitzt, war CTC vermutlich auf den Partikeloberflächen dem Licht exponiert. Dagegen enthält Quarz kaum Substanzen, die eine indirekte Photolyse unterstützen, was die nicht erhöhten Raten der Photolyse von SPY und FBZ anzeigen (Tab. 2).

Bei den Oberbodenproben war die Photodegradation der Sulfonamide und von FBZ gegenüber Wasser weniger vermindert als der Lichtabbau der Tetracycline. Hier kompensiert die stärkere indirekte Photolyse z.B. durch Fe(III)hydr/oxide teilweise die Reduktion der verfügbaren Fraktion durch die Alterungsprozesse.

In Gülle war der Photoabbau fast aller Antibiotika wesentlich verstärkt, obwohl er von einer starken Alterung begleitet wurde (Tab. 2, Abb. 2b). Es ist anzunehmen, dass die frischen und reaktiven organischen und mineralischen Komponenten der Gülle nur wenige Porenräume für eine Diffusion und Sequestrierung der Antibiotika bieten. Stattdessen wird eine spezifische Adsorption an Oberflächen begünstigt sein. Darüber hinaus werden Güllekomponenten als Chromophore wirken, die durch Radikalbildung die indirekte Photolyse der Antibiotika bewirken.



**Abbildung 2:** Relative Konzentrationen von Chlorotetracyclin während der Inkubation in (a) nicht belichteten und (b) belichteten Substraten.

#### ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNG

Die untersuchten Antibiotika werden durch Licht mit unterschiedlicher Rate abgebaut. Im Vergleich zu Wasser sind auf Böden indirekte und mehr noch direkte Photoabbauvorgänge reduziert. Durch parallel und z.T. sehr viel rascher ablaufende Alterungsprozesse wird die abbaubare Fraktion der Antibiotika wesentlich vermindert. Demgegenüber ist die, vermutlich indirekte Photolyse in Gülle verstärkt. Bei geringer Lichtintensität und Evaporation wird der Photoabbau der Antibiotika auf Feldböden von geringer Bedeutung sein.

#### LITERATUR

- 1 Winckler C., Grafe A. (2000) UBA-Texte 44/00, Berlin.
- 2 Lunestad B.T., Tore B., Samuelsen O.B., Fjelde S., Ervik A. (1995) Aquaculture 134:217-225.
- 3 Burhenne J., Ludwig M., Nikoloudis P., Spittler M. (1997) Environ Sci Pollut Res 4:10-15.
- 4 Halling-Sørensen B., Sengeløv G., Ingerslev F., Jensen L.B. (2003) Arch Environ Contam Toxicol 44:7-16.
- 5 Hamscher G., Sczesny S., Höper H., Nau H. (2002) Anal Chem 74:1509-1518.
- 6 Thiele S. (2000) J Plant Nutr Soil Sci 163:589-594.



## Decomposition of $^{14}\text{C}$ labeled organic substances and induced priming effect

Turyabahika F., Shevtsova E., Kuzyakov Y., Wermbter N.<sup>1</sup>

### Introduction

Priming effects - are strong short-term changes in decomposition of soil organic matter induced by input of organic or mineral substances (i.e. root exudates, plant remainders, fertilizers) in soil. In the course of priming effects large amounts of C, N, and some other nutrients can be released or immobilized in soil in a very short time. The mechanisms as well as the intensity of priming effects are not well studied yet.

### Aims

- to study decomposition of easily (glucose) and heavily available organic substances (plant residues),
- to observe the utilization of glucose and plant residues by microbial biomass: to estimate the incorporation and respiration of C by microbial biomass,
- to investigate priming effects induced by decomposition of glucose and plant residues, and
- to evaluate possible mechanisms of priming effects

### Material and methods

30 g soil (sandy Cambisol, Ah, pH 6.0  $C_{\text{org}}$  1.2%) was incubated (+20 °C, 60% of available field capacity) with  $^{14}\text{C}$ -glucose (1.12 mg C g<sup>-1</sup>, 2.1 kBq g<sup>-1</sup>) or  $^{14}\text{C}$  labeled cur shoots of *Lolium perenne* (40 mg C g<sup>-1</sup>, 29 Bq g<sup>-1</sup>) during 12 days. During the incubation, the total  $\text{CO}_2$  efflux from the soil (trapped in NaOH),  $^{14}\text{C}$  activity in  $\text{CO}_2$ , amount of microbial biomass (fumigation extraction), and  $^{14}\text{C}$  activity in microbial biomass were measured.

The total activities of added  $^{14}\text{C}$  glucose and plant shoots were considered as 100%.  $^{14}\text{C}$  labeling allows separate calculation of the amounts of  $\text{CO}_2$  evolved by decomposition of added glucose or plant residues and from mineralization of soil organic matter. Priming effects were calculated as the difference between  $\text{CO}_2$  effluxes evolved by mineralization of soil organic matter of the variants with and without addition.

### Results

According to the  $^{14}\text{CO}_2$ , there are differences in the decomposition of glucose and *Lolium* shoots, as well as their effect on the decomposition of soil organic matter. The maximum of  $^{14}\text{CO}_2$  efflux by glucose decomposition was observed on the 2<sup>nd</sup> day and for *Lolium* shoots on the 3<sup>rd</sup> day (Fig. 1). During the maximal rate of decomposition, glucose induced positive (acceleration of the decomposition of soil organic matter) and *Lolium* shoots negative (retardation) priming effect. Priming effect induced by glucose was finished after the 3<sup>rd</sup> day. In contrast, priming effect induced by plant residues lasted at least until 12<sup>th</sup> day.

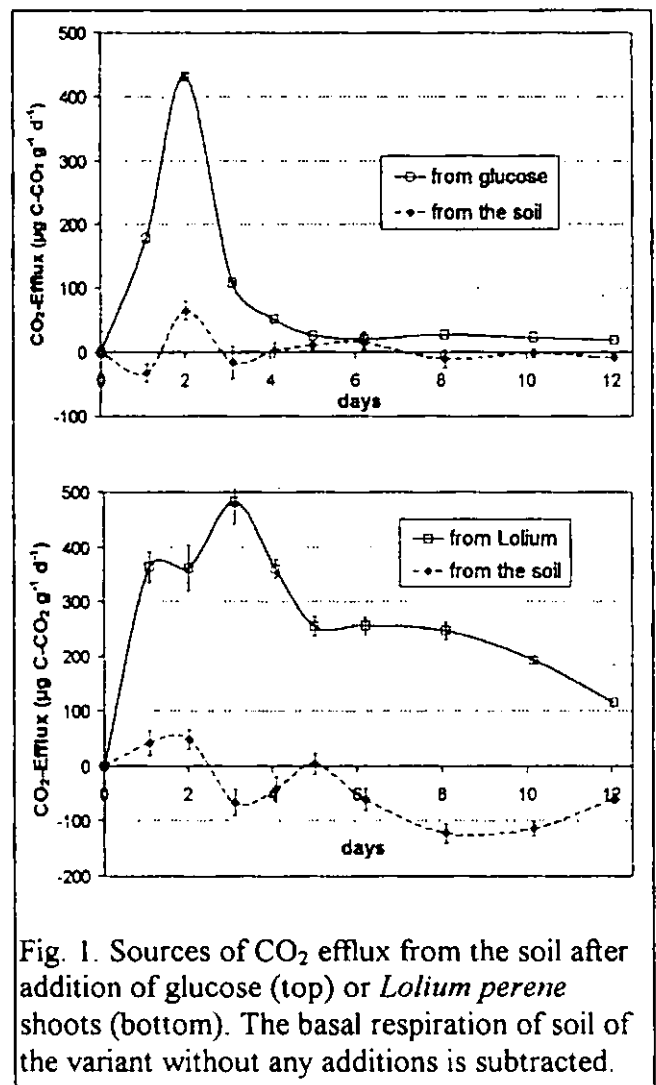


Fig. 1. Sources of  $\text{CO}_2$  efflux from the soil after addition of glucose (top) or *Lolium perenne* shoots (bottom). The basal respiration of soil of the variant without any additions is subtracted.

In the variant with glucose, the maxima of the priming effect corresponded with the maximal rate of glucose decomposition and with maximal incorporation of  $^{14}\text{C}$  from glucose into microbial biomass (Fig. 2). This is a clear indication that after glucose addition, the priming effect was induced by activation of microbial biomass by easily available C source (glucose).

<sup>1</sup> Institute of Soil Science and Land Evaluation (310) University of Hohenheim, D-70593 Stuttgart

In the variant with *Lolium* shoots, two minima of priming effects were observed. It is probably connected with two-component decomposition kinetics of *Lolium* shoots that is clearly shown according to the  $^{14}\text{CO}_2$  efflux (Fig. 1, bottom). The minima of the first negative priming effect corresponds with maximal rate of *Lolium* decomposition and with maximal incorporation of  $^{14}\text{C}$  from *Lolium* into microbial biomass (Fig. 2). Preferential substrate utilization: switch of microorganisms decomposing soil organic matter on the decomposition of plant residues is probable mechanism responsible for this negative priming effect.

The second minimum of mineralization of soil organic matter observed between 5<sup>th</sup> and 12<sup>th</sup> day after *Lolium* addition is more difficult to explain. It could be connected with reutilization of C incorporated into microbial biomass during the first days.

crobial biomass activation (for glucose) or C immobilization (for *Lolium* shoots).

#### Acknowledgment:

This research was supported by Lions Club and DAAD.

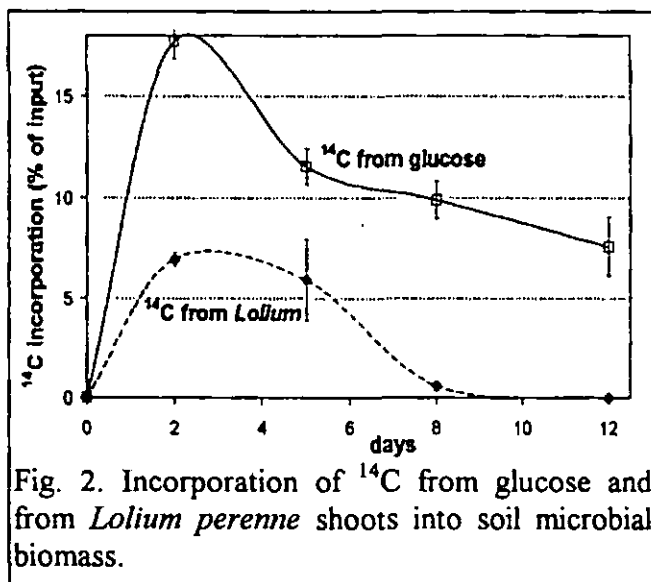


Fig. 2. Incorporation of  $^{14}\text{C}$  from glucose and from *Lolium perenne* shoots into soil microbial biomass.

The utilization of glucose by microbial biomass was higher and much longer than that of the plant residues (Fig. 2). So, maximal 18% and 7% of  $^{14}\text{C}$  added as glucose or *Lolium* shoots were incorporated into microbial biomass, respectively. These differences in C utilization are connected with higher availability of glucose compared to *Lolium* shoots by similar turnover rate of microbial biomass.

#### Conclusions

Maximal decomposition rates (measured as  $^{14}\text{CO}_2$  efflux) of glucose and *Lolium* shoots in the soil was observed 2-3 days after addition.

Addition of glucose and *Lolium* shoots to the soil induced positive (for glucose) or negative (for *Lolium* shoots) priming effect by means of mi-

# Beschreibung der Sorption von Kadmium und Zink in Böden mittels skaliertes Austauschkoefizienten

Andreas Voegelin\* und Ruben Kretschmar

**Einleitung.** Zur Vorhersage des Verhaltens von Cd und Zn in Böden werden Adsorptionsmodelle benötigt, die zum einen auf eine Vielzahl von Böden anwendbar sind, andererseits aber auch einfach an Sorptionsdaten von einem spezifischen Boden zu kalibrieren sind. Freundlich-Isothermen erfüllen diese Bedingungen und werden in der Form erweiterter Isothermen mit skalierten Freundlichkoeffizienten (Pedotransferfunktionen) mit Erfolg eingesetzt. Allerdings kann mit diesem Ansatz die Konkurrenz verschiedener Kationen um Adsorptionsplätze, der Einfluss des Adsorptionsmaximums, und die Ladungsbilanz von Adsorptionsreaktionen nicht beschrieben werden, was vor allem bei der Beschreibung des Transportes von Schwermetallkationen und ihrer Interaktion mit Hauptkationen einschränkend sein kann. Ziel unserer Arbeit war es, ein einfaches Adsorptionsmodell herzuleiten, das diese Faktoren berücksichtigt.

**Generalisierte skalierte Austauschkoefizienten.** Austauschkoefizienten stellen die einfachste Art dar, Adsorptionsreaktionen ladungsbilanziert und unter Berücksichtigung eines Adsorptionsmaximums zu beschreiben. Es ist aus der Literatur bekannt, dass Austauschkoefizienten mit der Aktivität der reagierenden Kationen in der Lösung und von Boden zu Boden variieren. Um diese Variabilität zu beschreiben, haben wir daher analog zu substratübergreifenden Freundlichkoeffizienten generalisierte Austauschkoefizienten über die Gehalte an organischem C ( $f_{oc}$ ) und Ton ( $f_{cl}$ ) im Boden sowie die Aktivitäten von  $H^+$ ,  $Ca^{2+}$  und  $Cd^{2+}$  oder  $Zn^{2+}$  in der Lösung ( $a_X$ ) skaliert:

$$\log K_{M^{2+}} = \log K_{M^{2+},0} + n_{oc,M} \log f_{oc} + n_{cl,M} \log f_{cl} + n_{H,M} \log a_H + n_{Ca,M} \log a_{Ca} + n_{Cd,M} \log a_{Cd} \quad (Gl. 1)$$

$K_{M^{2+}}$  beschreibt den Austausch eines adsorbierten  $Ca^{2+}$  durch ein Metallkation  $M^{2+}$  und es gilt:

$$K_{M^{2+}} = \frac{q_M a_{Ca}}{q_{Ca} a_M} \quad (Gl. 2)$$

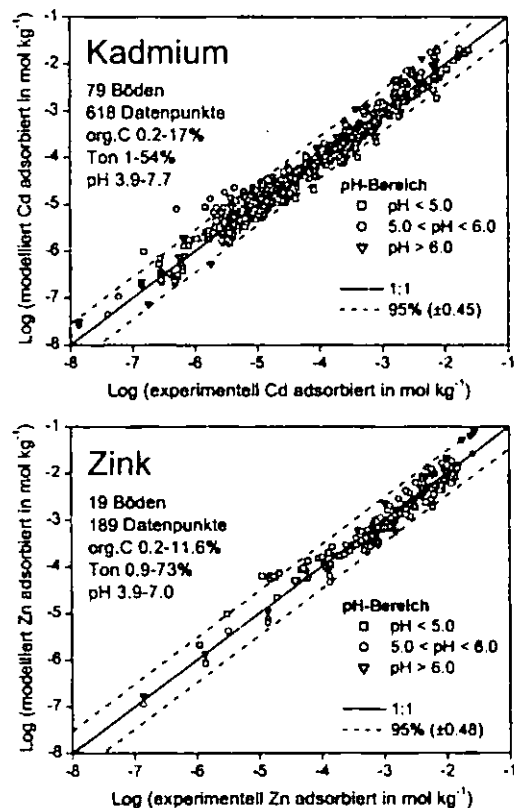
wobei  $q_X$  die adsorbierte Menge des Kations X (in mol/kg) darstellt. Sorptionsdaten für Cd und Zn wurden aus der Literatur zusammengetragen und decken einen weiten Bereich an Lösungs- (Zn:  $10^{-8}$

bis  $10^{-2}$  M, Cd:  $10^{-9}$  bis  $10^{-3}$  M, Ca:  $10^{-4}$  bis  $10^{-2}$  M, pH 3.9-7.7) und Bodenzusammensetzungen (org. C: 2 bis 170 g  $kg^{-1}$ ; Ton: 9 bis 732 g  $kg^{-1}$ ) ab. Die Skalierungsfaktoren wurden durch Anpassen des Modelles (Gl. 1) an die experimentellen Daten bestimmt (Tabelle 1).

**Tabelle 1:** Skalierungsfaktoren für Cd-Ca und Zn-Ca Austauschkoefizienten nach Gl. 1 (mit Standardabweichung)

	Cd	Zn
$\log K_{M^{2+},0}$	-1.441 (0.088)	-2.350 (0.199)
$n_{oc,M}$	0.205 (0.022)	0.326 (0.047)
$n_{cl,M}$	-0.240 (0.026)	-0.078 (0.043)
$n_H$	-0.149 (0.008)	-0.230 (0.015)
$n_{Ca,M}$	0.417 (0.028)	0.268 (0.054)
$n_{H,M}$	-0.475 (0.011)	-0.540 (0.028)

Die Skalierungsfaktoren zeigen, dass die Affinität von Cd und Zn relativ zu Ca bei höherem org. C und tieferem Tongehalt sowie bei höherem pH zunimmt. Bezüglich der Lösungszusammensetzung nimmt der Austauschkoefizient mit abnehmender Zn oder Cd Aktivität und zunehmender Ca Aktivität zu. Mit obigen Parametern wurde die Menge des sorbierten Cd oder Zn innerhalb eines 95% Intervalles von etwa  $\pm 0.5$  logarithmischen Einheiten beschrieben (Fig. 1).



**Fig. 1:** Vergleich der modellierten und experimentell bestimmten Mengen von adsorbiertem Cd oder Zn.

Auch Adsorptionsisothermen von Cd und Zn sowie der gekoppelte Transport von Cd und Ca durch einen lehmigen Unterboden konnten mit diesem Modell adäquat beschrieben werden.

\* Institut für Terrestrische Ökologie, Eidgenössische Technische Hochschule (ETH) Zürich, Grabenstrasse 3, CH-8952 Schlieren, Schweiz  
E-mail: voegelin@ito.umw.ethz.ch

**Vorhersage der Freisetzung von Cd und Zn aus kontaminierten Böden.** Inwieweit mit Modellparametern, die von Adsorptionsexperimenten hergeleitet wurden, das Verhalten von Zn und Cd in real kontaminierten Böden beschrieben werden kann, wurde anhand von Säulenexperimenten getestet. In diesen wurde die Mobilisierung von Cd und Zn aus kontaminierten Böden mittels  $\text{CaCl}_2$  untersucht. 15 g Boden wurden in chromatographische Säulen von 1 cm Durchmesser gepackt. Über eine HPLC-Pumpe wurden die Böden bei 0.25 mL/min zuerst mit 33 mL/g Boden  $10^{-5}$  M  $\text{CaCl}_2$  gespült, um den Boden aufzusättigen und kolloidales Material zu entfernen. Anschließend wurden die Säulen mit 67 mL/g 10 mM  $\text{CaCl}_2$  gespült. Die fünf beprobten Böden decken eine weite Spanne an Bodeneigenschaften (org.C. 1.0-8.2%, Ton 7-37%, pH 5.1-6.9) sowie Zn und Cd Gehalten (Zn 630-2250 ppm, Cd 0.6-35 ppm) ab. Für die Modellrechnungen wurden die adsorbierten Mengen von Zn und Cd mittels einer sequentiellen Extraktion mit 1 M  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  und 1 M  $\text{NH}_4$ -Acetat („unspezifisch und spezifisch adsorbiert“) abgeschätzt. Modellrechnungen wurden mit Phreeqc 2.2 durchgeführt. In Fig. 2 sind die Resultate vom sauersten und am stärksten kontaminierten Boden (pH 5.1, org. C 8.2%, To 37%, Zn 2250 ppm, Cd 35 ppm) zusammen mit den Modellvorhersagen dargestellt.

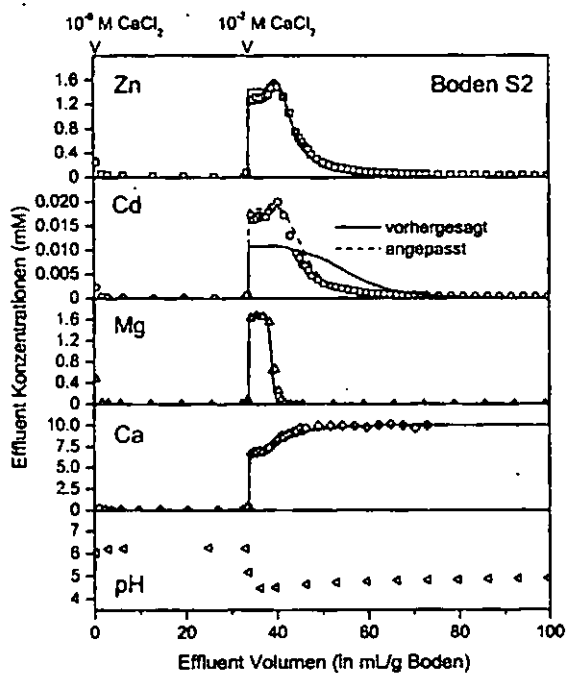


Fig. 2: Vergleich der experimentellen Resultate (Punkte) und Modellvorhersagen (ausgezogene Linien) für die Freisetzung von Zn und Cd aus einem sauren Boden durch Spülen mit 10 mM  $\text{CaCl}_2$ .

Die Resultate zeigen die Kopplung der Auswaschung von Mg mit der von Zn und Cd. Im Moment, da Mg vollständig ausgewaschen ist, steigen die Zn und Cd Konzentrationen an, da nun mehr Ca zu deren Auswaschung zur Verfügung steht. Kurz darauf beginnen die Konzentrationen von Zn und Cd zu

sinken, da die austauschbaren Fraktionen erschöpft sind. Die Modellvorhersagen für Zn, Mg und Ca sind nahezu perfekt und widerspiegeln oben beschriebene Interaktion. Die Ausflusskonzentration von Cd wird um etwa 40%, bzw. um 0.2 log Einheiten, unterschätzt, was innerhalb der Modellgenauigkeit liegt (vgl. Fig. 1). Durch Anpassen des  $\log K_{CdCa,0}$  auf -1.661 wird auch für Cd eine gute Beschreibung erzielt (Fig. 2, gestrichelte Linie). Mit zunehmendem pH-Wert und abnehmenden Schwermetallgehalten der Böden sanken die Konzentrationen von Zn und Cd im Säulenausfluss und die Kopplung zwischen Zn und Cd Auswaschung und anderen Austauschprozessen wurde weniger deutlich. Zudem nahm bei höheren pH-Werten die Relevanz der spezifischen Sorption und von kinetischen Effekten zu. Dennoch konnten mit unserem Modellansatz die maximalen Konzentrationen von Zn und Cd in 5 Böden im Rahmen der Modellgenauigkeit gut beschrieben werden (Fig. 3, 9 von 10 Punkten innerhalb des 95% Vertrauens-bereiches).

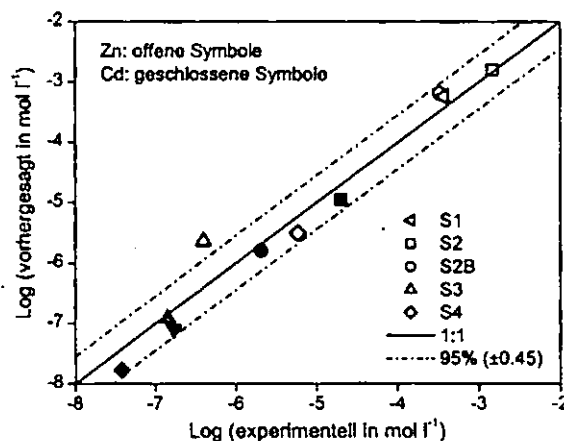


Fig. 3: Vergleich der experimentell bestimmten und modellierten Maximalkonzentrationen von Zn und Cd in Säulenexperimenten mit 5 Böden.

**Schlussfolgerungen.** Skalierte Austauschkoefizienten für Zn und Cd stellen eine nützliche Alternative zu skalierten Freundlich-Isothermen dar, wenn es darum geht, die Interaktion verschiedener Kationen, die Limitierung der Adsorptionsplätze und die Ladungsbilanz zu berücksichtigen. Namentlich eignet sich dieser Ansatz zur Beschreibung von Säulenexperimenten zum Schwermetalltransport oder zur Quantifizierung der Ergebnisse von Batch-Extraktionen zur Bestimmung der austauschbarer Kationen. In dieser Arbeit wurde der Ansatz skalierten Austauschkoefizienten auf Zn und Cd angewandt. Derselbe Ansatz sollte aber auch für Kationen wie Ni, Co oder Sr gute Resultate liefern.

#### Literatur

Voegelin, A., Kretschmar, R., Modelling sorption and mobility of cadmium and zinc in soils with scaled exchange coefficients. *European Journal of Soil Science*, 54, 387-400, 2003.

# Optimierung von Durchflußverfahren zur Quellstärkeermittlung kontaminierter natürlicher und anthropo-technogener Schüttgüter

Wehrer, M.<sup>1</sup>, Totsche, K.U.<sup>2</sup>, Storck, F.R., Huwe, B.<sup>1</sup>

## 1. Optimierung von Säulenexperimenten

Durchflußverfahren werden zur Identifikation und Quantifikation von biologischen, chemischen und physikalischen Parametern des Stofftransports verwendet. Häufig wird jedoch eine sehr einfache Versuchsdurchführung angewendet, die eine eindeutige Bestimmung der Parameter des Freisetzungsprozesses nicht ermöglichen (Koch und Flühler 1993; Wehrer und Totsche 2003). Dieses prinzipielle Defizit kann durch Änderungen des experimentellen Designs überwunden werden (Totsche 1998, 2001).

Eine experimentelle Variante zur Bestimmung der ratenlimitierten Freisetzung ist die Anwendung von unterschiedlichen Perkulationsgeschwindigkeiten und/oder Flußunterbrechungen. Eine Substanz, deren Freisetzung ratenlimitiert erfolgt, zeigt einen charakteristischen und eindeutigen Effekt bei einer Flußunterbrechung (Brusseau et al. 1997): Die Konzentration im Effluenten ist nach der Unterbrechung höher als vorher, da die verlängerte Aufenthaltszeit eine Gleichgewichtseinstellung der Festphasen- und der Porenwasserkonzentration erlaubt.

## 2. Methodik

In Wehrer und Totsche (2003) wird beschrieben wie anhand von numerischen Szenarien das notwendige experimentelle Design abgeleitet wurde um in der Praxis eine Identifikation der Freisetzungsraten zu erlauben. Dieses Design ist in Abbildung 1 dargestellt: Zwei Säulen werden parallel mit unterschiedlichen Flußgeschwindigkeiten ( $q_{\text{langsam}}$  (1 Porenvolumen/Tag) und  $q_{\text{schnell}}$  (6 Porenvolumen/Tag)) für dieselbe Anzahl Porenvolumen perkoliert. Bei beiden Säulen werden Flußunterbrechungen von 5 und 2 Tagen durchgeführt. Zur Bestimmung der Dispersivität wird außerdem ein Chloridpuls über die Säule geschickt. Um Luft-einschlüsse zu vermeiden werden die Säulen von unten nach oben mit langsamer Fließgeschwindigkeit aufgesättigt.

Das beschriebene Säulenexperiment wurde mit einem mineralölkontaminiertem Sand durchgeführt. In den Effluentfraktionen wurden DOC, pH, Leitfähigkeit, spektrale Absorptivität und Trübung (DIN 38404) bestimmt. Die PAK-Bestimmung erfolgte über Online-SPE (Weigand et al. 1999) und GC/MS mittels interner Standard-/Wiederfindungsstandard-Methode. Die DOC Durchbruchkurven wurden mit HYDRUS-1D (Simunek et al. 1998) invers simuliert,

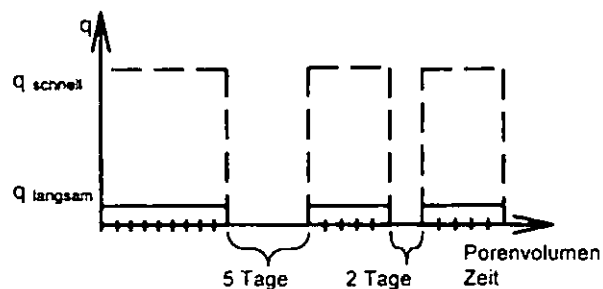


Abbildung 1: Flußschema zur Identifikation der Ratenlimitation

## 3. Experimentelle Befunde

### 3.1 Gelöster organischer Kohlenstoff - DOC

Die Durchbruchkurven des DOC (Abbildung 2) zeigen eine hohe initiale Konzentration, die dann schnell auf ein langsam sinkendes Basisniveau abfällt. Dieses Basisniveau liegt bei der niedrigen Fließgeschwindigkeit höher. Der Effekt der Flußunterbrechungen ist deutlich sichtbar und bei der höheren Fließgeschwindigkeit stärker ausgeprägt. Diese Erkenntnisse führen zu dem Schluß, daß die Freisetzung des DOC ratenlimitiert erfolgt.

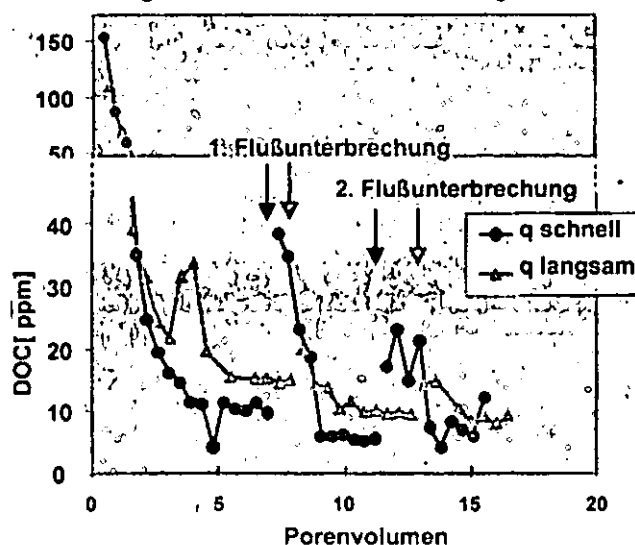


Abbildung 2: DOC Durchbruch

Die DOC Kurve des Experimentes  $q_{\text{schnell}}$  wurde mit Hilfe von HYDRUS-1D (Simunek et al., 1998) invers simuliert. Zur Anpassung wurde die Ausgangskonzentration der Festphase stufenweise verändert und für jede Stufe der Verteilungskoeffizient  $K$ , der Ratenparameter  $\alpha$  und die ratenlimitierte Fraktion  $f$  angepaßt bis die Summe der

<sup>1</sup>Abteilung Bodenphysik, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth,

Tel: 0921/552330, Fax: 0921/552246; email: markus.wehrer@uni-bayreuth.de

<sup>2</sup>Lehrstuhl für Bodenkunde, Technische Universität München, 85350 Freising

Abweichungsquadrate minimal war. (Abbildung 3: schwarze Linie: Simulation ; schwarze Kreise Meßpunkte)

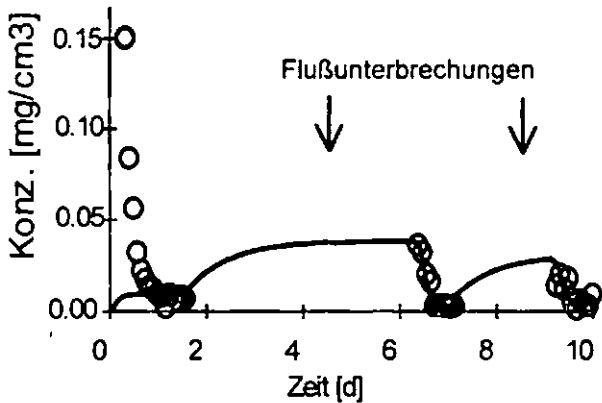


Abbildung 3: inverse Simulation des DOC Austrags

Es wird deutlich, daß die initialen Konzentrationen („First Flush“) nicht erfaßt werden. Der initial hohe Austrag ist auf die Freisetzung von leicht mobilisierbaren Bestandteilen zurückzuführen, die entweder mikrobiell oder durch die Probevorbehandlung entstanden sind (Münch et al. 2002). Diese DOC Spezies kann mit einem wesentlich geringeren Koeffizienten  $K$  und einer schnelleren Rate  $\alpha$  simuliert werden als der Rest der Kurve. Für diesen allerdings erhält man eine eindeutige Identifizierung der o.g. Parameter, was durch eine Variation der Anfangsschätzwerte um jeweils mehrere Größenordnungen überprüft wurde. Dies gilt ebenfalls wenn anstelle des Parameters  $f$  ein Freundlich-Exponent  $b$  identifiziert wird. Allerdings sind die Daten wenig sensitiv gegenüber der Isothermenkrümmung und man erhält starke Parameterinterkorrelationen.

### 3.2 Polyaromatische Kohlenwasserstoffe – PAK

Die PAK Durchbruchskurven zeigen weder eindeutige Effekte bei den Flußunterbrechungen, noch ein höheres Basisniveau der langsameren Fließgeschwindigkeit (Daten nicht gezeigt). Daraus läßt sich also keine ratenlimitierte Freisetzung ableiten. In Abbildung 4 sind die Mittelwerte der Austragskurven mit der Löslichkeit der reinen PAK in Wasser und der Löslichkeit die sich gemäß dem Raoultischen Gesetz verglichen. Letzteres kennzeichnet das ideale Gleichgewicht zwischen einer wäßrigen- und einer nicht mischbaren organischen Phase. Abweichungen der PAK-Mittelwerte um das 2-4fache vom Raoultischen Gesetz sind bei dieser groben Abschätzung nicht unüblich (Lee et al. 1992), stärker erhöhte Konzentrationen können allerdings ein Hinweis auf Lösungsvermittlung sein. Insgesamt kann man auf eine Freisetzung schließen dem ein Verteilungsprozeß zugrunde liegt und der löslichkeitslimitiert ist.

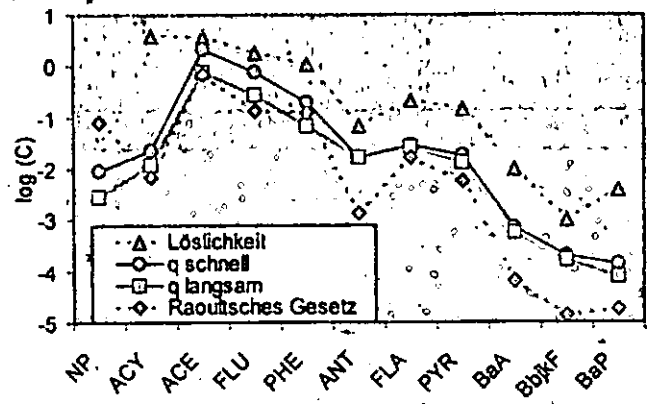


Abbildung 4: Beschreibung im Text

## 4. Schlußfolgerungen

Mit dem vorgestellten Experimentdesign ist neben den hydraulischen und chemischen Parametern eine mögliche Ratenlimitierung des Freisetzungprozesses identifizierbar. Multiple Flußunterbrechungen erlauben die Quantifizierung einer effektiven Freisetzungsrates. Gegenwärtig wird die Anwendbarkeit dieses Designs mit unterschiedlichen Bodenmaterialien und unterschiedlichen Schadstoffen untersucht. Neben den PAK-kontaminierten Materialien untersuchen wir auch MKW und Schwermetall-kontaminierte Böden unterschiedlicher Textur.

## 5. Literatur

- Brusseau, M.L., Qihong, H. and Sristava, R., 1997. *Using flow interruption to identify factors causing nonideal contaminant transport*. Journal of Contaminant Hydrology, 24, 205-219.
- Koch, S., Flühler, H., 1993. *Solute Transport in aggregated porous media. Comparing model independent and dependent parameter estimation*. Water, Air and Soil Pollution, 68, 275-289.
- Lee, L.S., Rao, P.S.C., Okuda, I., 1992. *Equilibrium partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons from coal tar into water*. Environmental Science and Technology, 26(11), 2110-2115.
- Simunek, J., Sejna, M. VanGenuchten, M.Th.: *The HYDRUS-ID software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat and multiple solutes in variably-saturated media*. U.S. Salinity Laboratory, Riverside, California.
- Totsche, K.U., 1998, 2001. *Reaktiver Stofftransport in Böden: Optimierte Experimentdesigns zur Prozeßidentifikation*. Bayreuther Bodenkundliche Berichte, Band 75. Universität Bayreuth, Bayreuth.
- Wehrer, M., Totsche, K.U., 2003. *Non-equilibrium transport of reactive solutes: identification of processes and sensitivity analysis by means of break-through curves in column outflow experiments*. Z. Pflanzenernährung und Bodenkunde, 166, 475-483.
- Weigand H., Totsche, K.U., Kögel-Knabner, I. 1999 *On-line solid phase extraction for column outflow experiments*. J. of Environmental Quality, 28, 730-732.
- Münch, J.M., Totsche K. U., Kaiser K. 2002. *Physicochemical factors controlling dissolved organic carbon release in forest subsoils - a column study*. European J. Soil Sci., 53:311-320.

## Steuerung der Produktion und Reduktion von N<sub>2</sub>O bei der Denitrifikation im Unterboden hydromorpher Standorte

Reinhard Well<sup>1</sup>

Ein Unsicherheitsfaktor bei der Abschätzung des landwirtschaftlichen Beitrags zum anthropogenen Treibhauseffekt besteht in der unzureichenden Kenntnis der so genannten indirekten N<sub>2</sub>O-Emissionen. Ursache dafür ist, dass die derzeitigen Ansätze zu ihrer Abschätzung auf einer unzureichenden Datenbasis sowie auf zweifelhaften Konzepten beruhen. So wird die N<sub>2</sub>O-Emission aus dem Grundwasser vom Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC) auf 1,5 % des N-Eintrags über das Sickerwasser geschätzt (Mosier et al., 1998). Dieser Grundwasseremissionsfaktor wurde aus N<sub>2</sub>O:NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Verhältnissen verschiedener Aquifere ermittelt, wobei angenommen wurde, dass sowohl N<sub>2</sub>O als auch NO<sub>3</sub><sup>-</sup> während der Aquiferpassage stabil sind. Dies ist in vielen Aquifere nicht zutreffend, da in reduzierenden Grundwässern Nitrat durch Denitrifikation abgebaut wird, während gleichzeitig sowohl Produktion als auch Abbau von N<sub>2</sub>O stattfinden kann (Groffmann et al., 2000). Für eine Ableitung zuverlässiger Grundwasseremissionsfaktoren ist eine Quantifizierung aller am N<sub>2</sub>O-Umsatz beteiligten Prozesse (Produktion, Reduktion, Transport) erforderlich (Well et al., 2001a). Derartige Studien sind bisher nicht erfolgt. Ziel der vorgestellten Untersuchungen war es, Raten und Regelfaktoren der N<sub>2</sub>O-Produktion und -Reduktion in der gesättigten Zone hydromorpher Böden zu bestimmen.

### Material und Methoden

Es wurden 11 vorwiegend in Norddeutschland gelegene Flächen ausgewählt, die das lokale Spektrum der grundwasserbeeinflussten Böden (Niedermoore, Gleye, Marschböden, Auenböden) weitgehend abdecken (Tab. 1). Die Böden wurden im oberflächennahen Grundwasser sowie im Kapillarsaum in 10 oder 20 cm Intervallen und i.d.R. in 3-facher Wiederholung beprobt. Potentielle Raten der Denitrifikation (DR<sub>pot</sub> = Brutto-N<sub>2</sub>O-Produktion) und der Netto-N<sub>2</sub>O-Produktion wurden gemessen, indem mit <sup>15</sup>N-

Nitrat versetzte Bodensuspensionen über 24 h in gasdichten Flaschen anaerob inkubiert wurden (Well et al., 2003). DR<sub>pot</sub> wurde aus der Konzentration an <sup>15</sup>(N<sub>2</sub>+N<sub>2</sub>O), <sup>15</sup>N<sub>2</sub>O bzw. N<sub>2</sub>O im Headspace berechnet. Das Verhältnis von N<sub>2</sub>O-Brutto-Produktion zu N<sub>2</sub>O-Reduktion wird als N<sub>2</sub>O/(N<sub>2</sub>+N<sub>2</sub>O)-Verhältnis (N<sub>2</sub>OF = N<sub>2</sub>O-Netto-Produktion in 24 h / N<sub>2</sub>O-Brutto-Produktion in 24 h) ausgedrückt. Zusätzlich wurden folgende Parameter gemessen, von denen ein potentieller Einfluss auf den N<sub>2</sub>O-Umsatz angenommen wurde: Gesamt-C, Gesamt-N, CaCO<sub>3</sub>, Korngrößenverteilung, Sulfid-S, pH(CaCl<sub>2</sub>), DOC, heißwasserlöslicher C<sub>org</sub>, langfristiges Denitrifikationspotential (LDP, vgl. Mehranfar & Well 2003, in diesem Band). An einem Teil der Flächen wurden Grundwasserproben aus 2 bis 3 Tiefen über Sonden entnommen (vgl. Well et al. 2003) und auf NO<sub>3</sub><sup>-</sup> und N<sub>2</sub>O analysiert.

### Ergebnisse und Diskussion

Die Verteilung und Regelung von DR<sub>pot</sub> wurde bereits früher vorgestellt (Well et al., 2001). Das folgende beschränkt sich daher auf das N<sub>2</sub>O/(N<sub>2</sub>+N<sub>2</sub>O)-Verhältnis (N<sub>2</sub>OF).

N<sub>2</sub>OF ist signifikant negativ mit pH, Tiefe, DOC, Sulfid, DR<sub>pot</sub>, N<sub>1</sub> und C<sub>org</sub> korreliert (R = -0,42; -0,33; -0,32; -0,23; -0,19; -0,18; -0,17). Die Beziehung zum pH bestätigt die für die ungesättigte Zone bekannte Hemmung der N<sub>2</sub>O-Reduktase unter sauren Bedingungen. Alle übrigen signifikant korrelierten Parameter sind direkt oder indirekt Ausdruck der relativen Verfügbarkeit von Elektronendonatoren (C<sub>org</sub>, Sulfid). Da die Konzentration an Elektronenakzeptoren (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) im Laborversuch konstant war, spiegeln diese Größen das Elektronendonator/-akzeptor-Verhältnis direkt oder indirekt wider. Die negativen Beziehungen bestätigen somit die bekannte Verminderung der Netto-N<sub>2</sub>O-Produktion durch ein Überangebot an Elektronendonatoren (Granli & Bockmann, 1993). In Abb. 1 - 3 sind pH, DR<sub>pot</sub> und N<sub>2</sub>OF dargestellt. Die Lehm Böden sind charakterisiert durch überwiegend schwach saure bis alkalische Reaktion, überwiegend hohe bis sehr hohe Werte für DR<sub>pot</sub> und geringe Werte für N<sub>2</sub>OF. Die Sandböden weisen hingegen überwiegend stark saure Reaktion, geringe DR<sub>pot</sub> und hohe N<sub>2</sub>OF auf. Die beiden Moorböden sind

Tab. 1: Gliederung, Grundwasserflurabstand bei Beprobung und Beprobungsschema der Untersuchungsflächen

Gruppierung		Fläche	Grundwasserflurabstand <sup>1</sup>	Tiefenbereich der Beprobung
			cm	cm
Org. Böden	Niedermoor	Gumnitz (Gu)	0 - 20	0 - 80
	Niedermoor	Paulinenaue (Pa)	10	0 - 80
Lehmböden	Auenboden	Aher Kämpe (Ah)	180	140 - 240
	Auenboden	Reinshof (Re)	140	100 - 220
	Auenboden	Schladen (Sc)	270	120 - 300
	Marsch	Meyenburg (MB)	220	60 - 340
	Marsch	Neuhäuser Felde (NF)	260	110 - 400
	Gley-Tschernosem	Rosdorf (Ro)	100	100 - 300
	Albaqualf	Lake Creek (La)	0 - 30	0 - 160
Sandböden	Gley-Podsol	Dinklage (DL)	165	120 - 400
	Gley-Podsol	Oldendorf (OL)	140	130 - 320
	Tiefumbruch	Markhausen (MH)	155	160 - 300
	Normgley	Storkow (St)	60	80 - 300

<sup>1</sup>Gumnitz, Lake Creek, Paulinenaue: gemessen am Tag der Grundwasserbeprobung; Sedimentbeprobung erfolgte zu späteren Terminen.

<sup>1</sup>Institut für Bodenwissenschaft, Universität Göttingen; rwell@gwdg.de

durch sehr hohe  $DR_{pot}$  und gegenläufige Werte für pH und  $N_2OF$  gekennzeichnet.  $N_2OF$  ist in den meisten Versuchsfeldern sehr stark variabel und weist in einigen Fällen sogar die gesamte Streubreite möglicher Werte (0 – 1) auf.

Eine repräsentative Beprobung der in situ  $N_2O$ -Konzentrationen im Grundwasser der Versuchsfelder am Tag der Sedimentbeprobung liegt nur für 5 Standorte vor (Abb. 4). Zwar ist davon auszugehen, dass die in situ  $N_2O$ -Konzentration durch die gemessenen potentiellen  $N_2O$ -Umsatzgrößen ( $DR_{pot}$ ,  $N_2OF$ ) beeinflusst wird. Zusätzlich wirkt sich jedoch die raum-zeitliche Verteilung sämtlicher Umsatz- und Transportfaktoren im Fließfeld der Messstelle aus (Well, 2002). Da derartige Daten nur fragmentarisch vorliegen ist eine umfassende Interpretation der in situ  $N_2O$ -Konzentrationen nicht möglich. Die Beziehung zwischen  $N_2OF$  und in situ  $N_2O$ -Konzentration lässt sich statistisch nicht absichern. Gemeinsame Tendenzen liegen jedoch für die Extremwerte vor (Abb. 3, 4): Aher Kämpfe liefert Minima sowohl für die in situ  $N_2O$ -Konzentration als auch für  $N_2OF$ . Markhausen liefert mit Abstand die höchsten in situ  $N_2O$ -Konzentrationen und der Median für  $N_2OF$  liegt mit 0,53 unter den 3 höchsten Werten.

#### Schlussfolgerungen und Ausblick:

- Die für die Regelung des  $N_2O/(N_2+N_2O)$ -Verhältnisses ( $N_2OF$ ) in der ungesättigten Zone bekannten Regelgrößen sind auch für die gesättigte Zone der untersuchten Böden gültig
- Die Variabilität von  $N_2OF$  ist innerhalb der Versuchsfelder extrem hoch.
- Mittlere  $N_2O$ -Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser der Versuchsfelder und die Labormessungen von  $N_2OF$  zeigen übereinstimmende Trends. Dies stützt die Annahme, dass  $N_2OF$  als qualitatives Maß für die potentielle Netto- $N_2O$ -Produktion im oberflächennahen Grundwasser hydromorpher Böden verwendet werden kann.
- Für eine vollständige Charakterisierung des  $N_2O$ -Umsatzes sowie für die Ableitung verbesserter  $N_2O$ -Emissionfaktoren für das Grundwasser sind detaillierte Studien erforderlich, welche die Messung der raumzeitlichen Verteilung sowohl der transport- als auch der umsatzrelevanten Parameter beinhalten.

#### Literatur:

- Granli, T. & Bockman, O. C. 1994. Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences Supp.* 12, 128 pp.
- Groffman, P.M., Gold, A.J. & Addy, K. 2000. Nitrous oxide production in riparian zones and its importance to national emission inventories. *Chemosphere - Global Change Science* 2: 291-299.
- Mehranfar O & Well R (2003): Laboratory studies to quantify actual and long-term denitrification potential in the saturated zone of hydromorphic soils. *Mit. Dt. Bodenkundl. Ges., in diesem Band*
- Mosier, A.R., Kroeze, C., Nevison, C., Oenema, O., Seitzinger, S. & Van Cleemput, O. 1998. Closing the  $N_2O$  budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutrient Cycling Agroecosystems* 52: 225 - 248.
- Well, R., Augustin, J., Davis, J., Griffith, S.M., Meyer, K. & Myrold, D.D. 2001a. Production and transport of denitrification gases in shallow ground water. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60, 65 – 70.
- Well R, Höper H & Mehranfar O (2001b): Empirische Modelle zur Prognose der Denitrifikation im oberflächennahen Grundwasser. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 96, 667-668.
- Well R (2002): Methodical approaches for investigating the role of subsurface environments in the global  $N_2O$  budget. *Non-CO<sub>2</sub> Greenhouse Gases, Proceedings NCGG-3 (Van Ham, Boede, Guichert & Williams-Jacobse, eds.) Maastricht, Netherlands, 21. - 23. January 2002, Millpress, Rotterdam, pp 167-178.*

Well R, Augustin J, Meyer K & Myrold DD (2003): Comparison of field and laboratory measurement of denitrification and  $N_2O$  production in the saturated zone of hydromorphic soils. *Soil Biology and Biochemistry* 35, 783 - 799.

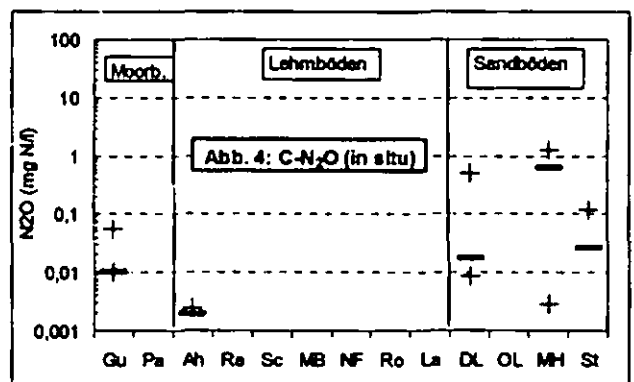
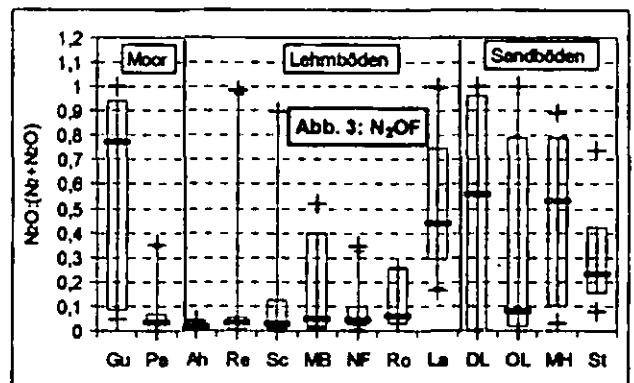
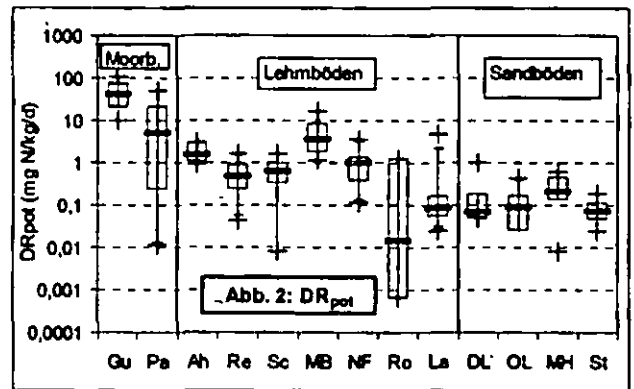
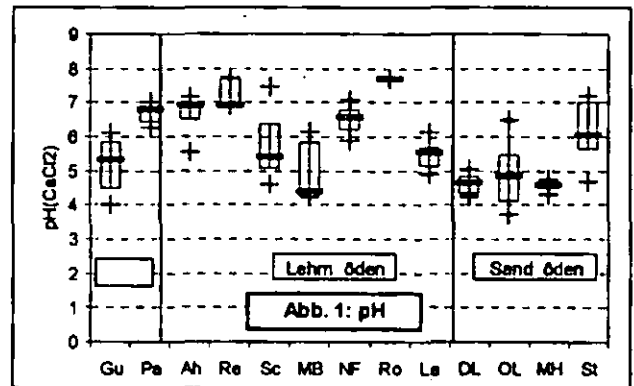


Abb. 1 – 4: pH,  $DR_{pot}$ ,  $N_2OF$  und in situ  $N_2O$ -Konzentrationen im Grundwasser der Versuchsfelder. Mediane (-), 25. – 75. Perzentile (Balken), 5. – 95. Perzentile (vertikale Spannweitenlinien), Maxima und Minima (+).



## Chelat- und säureinduzierte Phytosanierung schwermetallbelasteter Böden

Welp, G.\*, A. Bolhöfer\*\*, I. Meine\*,  
K. Domeyer\*\* und H.-W. Scherer\*\*

### Einleitung

Die Phytosanierung schwermetallbelasteter Böden ist seit längerem Gegenstand von Untersuchungen. Im Vergleich zu konventionellen Verfahren ist sie kostengünstig und ökosystemschonend; allerdings liegen die Sanierungszeiten bislang meist deutlich oberhalb akzeptabler Zeiträume von fünf bis zehn Jahren. Um den Transfer der Schwermetalle (SM) in die Pflanze zu beschleunigen, werden bei der *induzierten Phytosanierung* den Böden mobilisierende Agenzien (meist Komplexbildner und/oder Säuren) zugegeben. Diese Technik ist – insbesondere bei Bleikontaminationen – mehrfach erfolgreich eingesetzt worden (z.B. Wu et al. 1999). Ziel unserer Untersuchungen war es, bei Böden, die mit mehreren SM gleichzeitig kontaminiert waren, die Möglichkeiten und Grenzen dieser Technik zu erproben. Dabei sollte im Sinne eines *bioavailable contaminant stripping* (Hamon & Mc Laughlin, 1999) vorrangig die Reduktion mobiler SM-Anteile verfolgt und die räumliche Ausdehnung der SM-Verarmung in der Rhizosphäre erfasst werden.

### Material und Methoden

**Versuchsböden.** Einige Kennwerte der verwendeten Oberbodenproben sind in Tab. 1 aufgeführt. Die SM-Kontamination resultiert bei Boden 1 (Vega-Ah) aus belasteten Sedimenten eines ehemaligen Erzabbaugebietes, bei Boden 2 (Braunerde-Ah) aus der Applikation industrieller Klärschlämme und bei Boden 3 (Braunerde-Pseudogley-Ah) aus einer Pb- und Zn-Erzverhüttung.

**Versuchsdesign.** Das Experiment wurde als Gefäßversuch (Kick-Brauckmann mit je 8,8 kg Bodenmaterial) im Gewächshaus angelegt. Die Gefäße enthielten je zwei Diffusionstaschen (PVC-Ringe mit 9 cm Durchmesser und 3 cm Tiefe, beidseitig mit 1 µm-Gaze bespannt), um Rhizosphäreneffekte zu untersuchen. Fünf Versuchspflanzen pro Gefäß (*Helianthus annuus*, cv. Capella) wurden in Quarzsand angezogen.

Eine Woche nach dem Umpflanzen wurden die Böden in vierfacher Wiederholung mit EDTA („EDTA 1“ und „EDTA 2,5“: 1 und 2,5 mmol kg<sup>-1</sup>) und Citronensäure („CA“: 10 mmol kg<sup>-1</sup>) einzeln und in Kombination („EDTA + CA“: 1 mmol EDTA und 10 mmol CA kg<sup>-1</sup>) behandelt. Drei, sechs und neun Wochen später wurden die Pflanzen geerntet und auf ihre Gehalte an Cu, Zn, Cd und Pb untersucht. In den Bodenproben wurden unterschiedliche SM-Fractionen quantifiziert (Extraktion mit Wasser, EDTA, Königswasser).

Tab. 1: Kennwerte der verwendeten Oberbodenproben (\* Königswasseraufschluss)

Parameter	Boden 1	Boden 2	Boden 3
pH (CaCl <sub>2</sub> )	5,8	5,2	6,2
Corg (%)	2,7	1,7	4,9
C N <sup>-1</sup>	10,5	11,4	15,3
Bodenart	Lu	Ut3	Ut3
Cd (mg kg <sup>-1</sup> )*	3	8	12
Cu (mg kg <sup>-1</sup> )*	115	33	150
Pb (mg kg <sup>-1</sup> )*	450	70	1110
Zn (mg kg <sup>-1</sup> )*	1035	265	1425

### Ergebnisse und Diskussion

**Wirkung der mobilisierenden Agenzien auf das Pflanzenwachstum.** Die mobilisierenden Agenzien lösen anfangs bei allen Behandlungen Wachstumsdepressionen aus (Ernte 1: Boden 1: TM-Ertrag 55-85 % der Kontrolle; Boden 2: 39-94 %; Boden 3: 66-97 %), die bei der Variante „EDTA 2,5“ und/oder „EDTA + CA“ am stärksten und bei der Variante „CA“ am geringsten ausfallen. Im weiteren Zeitverlauf werden die Ertragsrückstände bei „EDTA 1“ und „CA“ überwiegend kompensiert; bei den anderen Varianten verstärken sich die Wachstumsschäden teilweise bis zum Absterben der Pflanzen (Boden 2: „EDTA 2,5“; Boden 3: „EDTA + CA“).

**Wirkung der Agenzien auf die SM-Mobilität.** Die Zugabe von EDTA (einzeln und in Kombination mit CA) führt bei allen vier SM zu einer signifikant erhöhten Mobilität. Wie die in Abb. 1 dargestellten Ergebnisse zeigen, steigen die wasserextrahierbaren Cd-Gehalte dabei um ein Vielfaches an. Dieser Effekt ist bei Zn ähnlich, bei Cu und Pb weniger stark ausgeprägt. Citronensäure alleine vermag lediglich bei Cu die wasserextrahierbaren Gehalte zu steigern.

**Transfer der SM in die Pflanzen.** Die deutlich erhöhte Mobilität und Verfügbarkeit der SM wird nur bedingt in höhere SM-Gehalte der Sonnenblumen umgesetzt. Nach der EDTA-Applikation sind bei Pb in allen drei Böden, bei Cu und Zn in zwei Böden und bei Cd in keinem der Böden die Gehalte gegenüber der Kontrolle erhöht. Der Anstieg der Gehalte (Cu max. 174

\* Institut für Bodenkunde der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität, Nußallee 13, D-53115 Bonn

\*\* Institut für Pflanzenernährung der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität, Karlobert-Kreiten-Straße 13, D-53115 Bonn. E-Mail: welp@boden.uni-bonn.de

% der Kontrolle, Zn 110 %, Pb 209 %) bleibt dabei weit hinter den in einigen Arbeiten (z.B. Wu et al. 1999) zitierten enormen Steigerungen zurück.

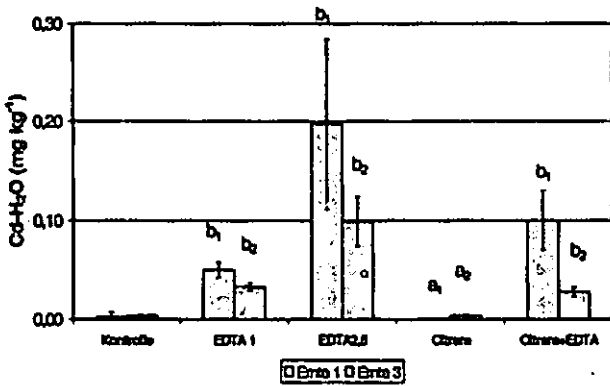


Abb. 1: Wirkung verschiedener Agenzien auf die wasserextrahierbaren Cd-Gehalte (Boden 1; a = nicht signifikant, b = signifikanter Unterschied zur Kontrolle)

Durch das teilweise deutlich reduzierte Pflanzenwachstum in den behandelten Varianten (s.o.) werden die erhöhten SM-Gehalte in den Sonnenblumen mehr oder minder kompensiert, sodass die SM-Entzüge - als Netto-Effekt - nur in wenigen Fällen durch die Behandlungen erhöht sind und in mehreren Varianten sogar hinter die Kontrolle zurückfallen. Als Beispiel sind in Abb. 2 die Pb-Entzüge durch verschiedene Pflanzenteile bei Boden 1 zur dritten Ernte dargestellt. Lediglich bei der Variante „EDTA 1“ ist ein relativ zur Kontrolle signifikanter Anstieg des Entzuges feststellbar. Bei der Variante „EDTA 2,5“ ist infolge der Wachstumsstörungen der Pb-Entzug drastisch reduziert. Insgesamt werden während der neunwöchigen Wachstumsphase der Sonnenblumen nur geringe Anteile des SM-Vorrates der Böden in oberirdische Pflanzenteile transportiert (Cu: 0,1-0,2 % des Vorrates, Zn: 0,23-1,2 %, Cd: 0,4-1,8 %, Pb: 0,003-0,1 %).

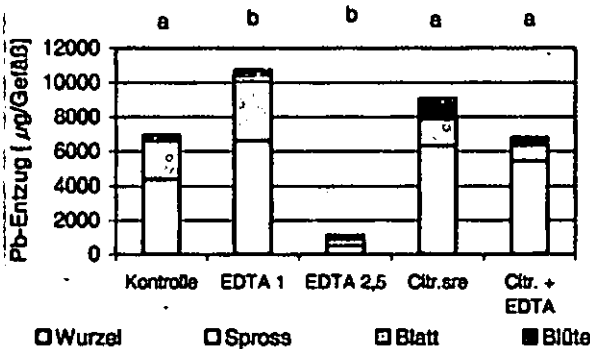


Abb. 2: Pb-Entzüge durch die Pflanzen in Abhängigkeit von der Applikation mobilisierender Agenzien (Boden 1, 3. Ernte; a = nicht signifikant, b = signifikanter Unterschied zur Kontrolle)

**Rhizosphäreneffekte.** Die Untersuchung der Bodenproben in den Diffusionstaschen belegt einen deutli-

chen Einfluss der mobilisierenden Agenzien auf die SM-Verteilung in der Rhizosphäre. Wie die in Abb. 3 dargestellten Ergebnisse exemplarisch zeigen, kommt es in den Kontrollproben von Boden 1 (ohne Zugabe mobilisierender Agenzien) im wurzelnahen Bereich zu einer deutlichen Verarmung an wasserextrahierbarem Pb. Im Gegensatz dazu zeigen die Varianten „EDTA 1“ und „EDTA + CA“ eine Pb-Anreicherung in Wurzelnähe. Offensichtlich wird das durch die Agenzien mobilisierte Pb verstärkt mittels Massenstrom zur Wurzel transportiert, dort aber von den Wurzeln der Sonnenblumen nicht in entsprechendem Maße aufgenommen.

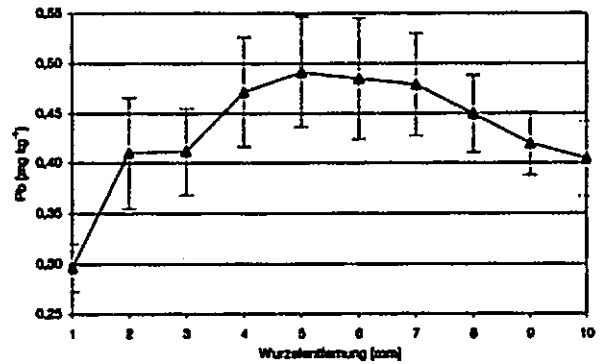


Abb. 3: Wasserextrahierbare Pb-Gehalte in den Kontrollproben von Boden 1 zur ersten Ernte in Abhängigkeit vom Wurzelabstand

**Summary: Chelate- and acid-assisted phytoremediation of heavy metal polluted soils**

In a pot experiment with sunflowers we analysed the mobility and binding forms of Cu, Zn, Cd, and Pb in soils and the transfer into plants after adding various mobilising agents (EDTA and citric acid, single and in combination) to three polluted soils. The agents, esp. EDTA, enhance metal solubility much stronger than the transfer into the plants. Furthermore, EDTA induced reductions of plant growth lower the removal of metals from the soils. The rhizosphere reveals a depletion or accumulation of metals depending on the application of mobilising agents.

**Literatur**

Hamon, R., and M.J. McLaughlin (1999): Use of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* for bioavailable contaminant stripping. Proc. 5<sup>th</sup> Intern. Conf. on the Biogeochem. of Trace Elements. Vienna, pp. 908-909.

Wu, J., F.C. Hsu, and S.D. Cunningham (1999): Chelate-assisted Pb phytoextraction: Pb availability, uptake, and translocation constraints. Environ. Sci. Technol. 33, 1898-1904.

# Rekonstruktion der natürlichen Hintergrundgehalte von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Böden

Wolfgang Wilcke

## 1. Einleitung

Um die Belastung eines Bodens mit anthropogenen Schadstoffen zu bewerten, muss man ihre vor dieser Belastung im Boden vorhandenen Hintergrund-Gehalte kennen. Für die PAK wird bislang davon ausgegangen, dass der größte Teil ihrer Gehalte in Böden aus der Verbrennung fossiler Energieträger und nur ein kleiner Teil aus natürlichen Bränden, Diagenese oder Vulkaneruptionen stammt (Sims und Overcash, 1983; Baek et al., 1991). In jüngster Zeit mehrten sich allerdings Hinweise, dass diese Einschätzung auf West- und Mitteleuropa und Teile Nordamerikas beschränkt ist (Wilcke, 2000). Außerhalb dieses Gebietes scheinen die meisten PAK in Böden natürlichen Ursprungs zu sein (Wilcke und Amelung, 2000; Wilcke et al., 2003).

In meinem Beitrag stelle ich vier Ansätze zur Unterscheidung von anthropogenen und natürlichen PAK-Quellen vor:

1. Vergleich der PAK-Gehalte und Muster in Böden aus industrie- und verkehrsfernen Gebieten (z.B. Taiga, Prärie, Savanne) mit Gehalten in belasteten Böden der selben Klimazonen.
2. Vergleich der PAK-Gehalte und Muster in vor Beginn der Industrialisierung archivierten und aktuell beprobten Böden.
3. Bestimmung der Kohlenstoff-Isotopensignatur in einzelnen Substanzen zur Identifikation ihrer Quellen.
4. Quantifizierung der Gehalte an PAK-Derivaten (einschließlich Metabolite) als Hinweis auf das Vorhandensein möglicher Vorläufersubstanzen für eine Biogenese von PAK.

## 2. Material und Methoden

In diese Arbeit wurden 12 rezente, zwischen 1996 und 2000 beprobte und 6 Anfang des 20. Jahrhunderts archivierte Oberböden entlang eines von Moskau ausgehenden Transektes in der Südtaiga unter Grünland oder Wald, 18 Oberböden entlang eines Klimagradienten in der nordamerikanischen Prärie unter Grünland (Wilcke und Amelung, 2000), 6 Oberböden unter Wald (Wilcke et al., 2000), 3 Termitennester und 3 Holzproben aus dem Amazonasbecken bei Manaus und 3 urbane Böden aus Bayreuth einbezogen (Wilcke et al., 2002).

Die Proben wurden durch beschleunigte Lösemittel-extraktion mit Hexan:Aceton 2:1 aufgeschlossen und über Kieselgel-, Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>- und HR-P-Säulen aufgereinigt (Wilcke et al., 2000). Zur Bestimmung der polaren Naphthalin-Derivate wurden die Extrakte mit N,O-Bis-(trimethylsilyl) trifluoacetamid (BSTFA) derivatisiert. Die Quantifizierung von 20 PAK (in den russischen Böden 21) und der Naphthalin-Derivate erfolgte am GC/MS.

Die substanzspezifischen δ<sup>13</sup>C-Werte stammen aus Wilcke et al. (2002).

## 3. Ergebnisse und Diskussion

Die PAK-Gehalte in den rezenten Böden der Südtaiga betragen 82-1300 µg kg<sup>-1</sup>. Sie nahmen mit zunehmender Entfernung von Moskau ab. Die häufigsten Einzel-PAK waren Phenanthren (29% von Σ21 PAK) und Naphthalin (28%). Der Phenanthren-Anteil nahm mit zunehmender Entfernung von Moskau zu. Die Böden im Moskauer Stadtgebiet unterschieden sich von den weiter vom Stadtzentrum entfernten vor allem durch höhere Gehalte an Fluoranthen, Chrysen/Triphenylen und den Benzo(b+j+k)-fluoranthenen, die typische Marker für fossile Brennstoffe sind (Baek et al., 1991; Abb. 1). Die PAK-Muster in den ländlichen russischen Böden ähnelten denjenigen in der nordamerikanischen Prärie (Σ20PAK: 63-321 µg kg<sup>-1</sup>) und im Amazonasbecken (Σ20PAK: 15-397 µg kg<sup>-1</sup>), in denen im Mittel ebenfalls Phenanthren und Naphthalin das PAK-Muster dominierten (Wilcke und Amelung, 2000; Wilcke et al., 2001).

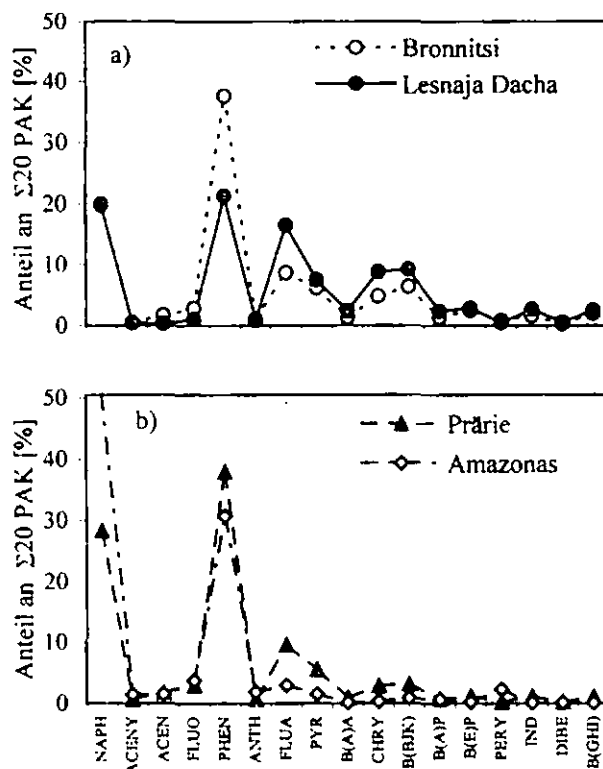


Abb. 1: Mittlere PAK-Profile in Oberböden (a) aus Moskau (Lesnaja Dacha) und der Südtaiga (Bronnitsi, ca. 50 km von Moskau) und (b) von 18 Standorten in der naturbelassenen nordamerikanischen Prärie (Wilcke und Amelung, 2000) und von 6 Standorten im Amazonasbecken (Wilcke et al., 2000). - NAPH, Naphthalin; ACENY, Acenaphthylen; ACEN, Acenaphthen; FLUO, Fluoren; PHEN, Phenanthren; ANTH, Anthracen; FLUA, Fluoranthen; PYR, Pyren; B(A)A, Benz(a)anthracen; CHRY, Chrysen/Triphenylen; B(BJK), Benzo(b+j+k)-fluoranthene; B(A)P, Benzo(a)pyren; B(E)P, Benzo(e)-pyren; PERY, Perylen; IND, Indeno(1,2,3-cd)pyren; DIBE, Dibenz(a,h)anthracen; B(GHI), Benzo(ghi)perylene.

Die  $\Sigma$ 21PAK-Gehalte in den archivierten Oberböden aus der Moskauer Region waren ähnlich wie in den rezenten Proben ( $159\text{--}1280 \mu\text{g kg}^{-1}$ ). Die Beiträge von Naphthalin und Phenanthren waren höher als in den rezenten Proben, während höhermolekulare PAK fast ganz fehlten (Abb. 2).

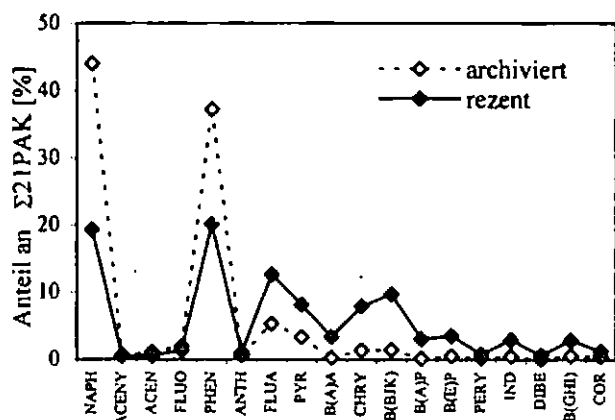


Abb. 2: Mittlere PAK-Profile in zwischen 1910 und 1922 archivierten ( $n = 6$ ) und zwischen 1996 und 2000 beprobten rezenten ( $n = 11$ ) Oberböden aus der Moskauer Region. - Abkürzungen wie in Abb. 1; COR, Coronen.

Diese Ergebnisse weisen darauf hin, dass natürliche Hintergrundmuster der PAK weltweit von Naphthalin und Phenanthren dominiert werden. Phenanthren könnte aus Vorläufersubstanzen wie Alkylphenanthrenen, die im Pflanzengewebe vorkommen, synthetisiert werden (Sims und Overcash, 1983; Wickström und Tolonen, 1987). Erhöhte Naphthalin-Gehalte in Termitennestern (Chen et al., 1998; Wilcke et al., 2000) deuteten darauf hin, dass die Quellen des Naphthalins mit dem Futter von Termiten zusammenhängen oder dass Naphthalin in Termitennestern produziert wird. Chen et al. (1998) haben außerdem gezeigt, dass die Termitenart *Coptotermes formosanus* Naphthalin riechen kann, was darauf hinweist, dass es eine Rolle in ihrer Kommunikation spielt. Wright et al. (2000) beobachteten, dass Naphthalin das Wachstum des Pilzes *Metarhizium anisopliae*, einem Insekten-Pathogen, hemmt. Es liegt also nahe anzunehmen, dass Naphthalin von Termiten zu Verteidigungszwecken eingesetzt wird. Naphthalin wurde außerdem als Hauptbestandteil in Ether-Extrakten von Magnolienblüten (Azuma et al., 1996) und in erhöhten Gehalten in Holz aus dem Amazonasbecken gefunden (Wilcke et al., 2000). Daisy et al. (2002) wiesen nach, dass Naphthalin von *Muscodor vitigenus*, einem endophytischen Pilz in einer Liane, die im peruanischen Teil des Amazonasbeckens wächst, produziert wird.

Die zahlreichen Hinweise auf mögliche - bislang unbekannte - biologische Naphthalin-Quellen veranlassten Wilcke et al. (2002) die Hypothese zu prüfen, dass sich unterschiedliche PAK-Quellen anhand der substanzspezifischen C-Isotopensignatur unterscheiden lassen. Sie nahmen an, dass eine Biosynthese von PAK in einer Verarmung von  $^{13}\text{C}$  resultiert, da dieses schwere C-Atom in vielen biologischen Prozessen diskriminiert wird. Die Autoren konnten zeigen, dass Perylen in tropischen Boden- und Termitennestproben tatsächlich an  $^{13}\text{C}$  gegenüber einem Standard aus Mineralöl und urbanen Böden aus den gemäßigten Breiten verarmt ist, was die Hypothese stützt, dass diese Substanz in den Tropen aus biologischen Quellen stammt. Im Gegensatz dazu wies Naphthalin in allen untersuchten Proben ein sehr ähnliches  $\delta^{13}\text{C}$  von

$-24,6\text{‰}$  bis  $-26,2\text{‰}$  auf. Es gelang also nicht, unterschiedliche Naphthalin-Quellen anhand seiner C-Isotopensignatur zu unterscheiden.

Um dennoch weitere Hinweise darüber zu erlangen, ob Naphthalin biologisch produziert werden kann, wurden ausgewählte Bodenproben aus dem Amazonasbecken auf mögliche Vorläufersubstanzen von Naphthalin untersucht. Abbildung 3 zeigt, dass zahlreiche Naphthalin-Derivate gefunden wurden. Insbesondere Naphthalin-2,3-dicarbonsäure trat in den untersuchten Bodenproben in ähnlich hohen Gehalten wie Naphthalin auf.

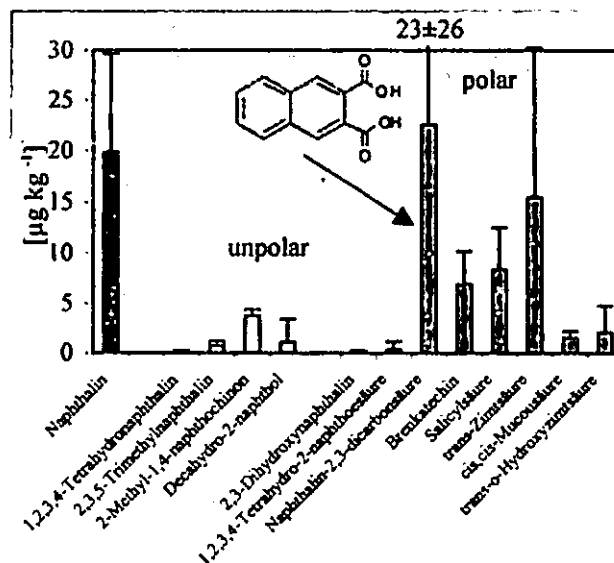


Abb. 3: Mittlere Gehalte an Naphthalin und Naphthalin-Derivaten in ausgewählten tropischen Böden ( $n = 4$ , Fehlerbalken = Standardabweichung).

#### 4. Schlussfolgerungen

Die übereinstimmende quantitative Dominanz von Naphthalin und Phenanthren in weitgehend unbelasteten Böden aus verschiedenen Klimazonen weist darauf hin, dass sie das Hintergrund-Muster der PAK prägen und dass alle übrigen Substanzen in nur geringen Gehalten natürlichen Ursprungs sind. Für Naphthalin und Phenanthren scheint es bislang unbekannte Quellen zu geben, die möglicherweise biologischer Natur sind.

#### 5. Dank

Ich danke A. Bergmann, W. Amelung und M. Krauß sowie der DFG (Wi 1601/1-1, 2-1, -2, 3-1, -2).

#### 6. Literatur

Azuma, H., M. Toyota, Y. Asakawa & S. Kawano (1996): *Phytochem.* 423, 999-1004.  
 Baek, S.O., R.A. Field, M.E. Goldstone, P.W. Kirk, J.N. Lester & R. Perry (1991): *Water Air Soil Pollut.* 60, 279-300.  
 Chen, J., G. Henderson, C.C. Grimm, S.W. Lloyd & R.A. Laine (1998): *Nature* 392, 558.  
 Daisy, B.H., G.A. Strobel, U. Castillo, D. Ezra, J. Sears, D.K. Weaver & J.B. Runyon (2002), *Microbiol.* 148:3737-3741.  
 Sims, R.C. & M.R. Overcash (1983): *Res. Rev.* 88, 2-68.  
 Wickström, K. & K. Tolonen (1987): *Water Air Soil Pollut.* 32, 155-175.  
 Wilcke, W. (2000): *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163, 229-248.  
 Wilcke, W. & W. Amelung, W. (2000): *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 2140-2148.  
 Wilcke, W., W. Amelung, C. Martius, M.V.B. Garcia & W. Zech (2000): *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163, 27-30.  
 Wilcke, W., M. Krauss & W. Amelung (2002): *Environ. Sci. Technol.* 36, 3530-3535.  
 Wilcke, W., W. Amelung, M. Krauss, C. Martius, A. Bandeira & M. Garcia (2003): *Org. Geochem.*, in Druck.  
 Wright, M.S., A.R. Lax, G. Henderson, J. Chen (2000): *Mycol.* 92, 42-45.

# Q<sub>10</sub> - zuverlässiger Parameter zur Schätzung zukünftiger Bodenrespirationsraten?

T. Zuber<sup>1</sup>, W. Borken<sup>1</sup>, E. A. Davidson<sup>2</sup>

## Einleitung

Bis zum Jahr 2100 wird sich die Lufttemperatur an der Erdoberfläche, nach Szenarien des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2002), global um 1,4 bis 5,8°C erhöhen. Als Folge würden auch höhere Bodenrespirationsraten auftreten.

Zur Beschreibung von Temperaturabhängigkeiten biologischer Prozesse, wie der Bodenrespiration, werden häufig Q<sub>10</sub>-Werte verwendet. Sie erklären den relativen Anstieg einer biologischen Reaktion, als Folge einer Temperaturerhöhung um 10°C.

Ziel unserer Arbeit war es, Q<sub>10</sub>-Werte der Bodenrespiration mit den absoluten Änderungen der Bodenrespiration, die durch Temperaturerhöhungen hervorgerufen werden, zu vergleichen. Mögliche Einflüsse der Feuchte eines Standortes auf die Bodenrespiration sollten ebenfalls untersucht werden.

## Material und Methoden

Bodenrespirations- und Bodentemperaturdaten (10 cm Tiefe) des Harvard Forest, MA., USA, von 1995 bis 2002, wurden für vier Standorte mit unterschiedlichem Wasserhaushalt (gut bis schlecht drainiert) in Beziehung gebracht. Zur Beschreibung der Temperaturabhängigkeit der Bodenrespiration ist die Arrheniusfunktion mittels nichtlinearer Regression an die vier Datensätze der Standorte angepasst worden. Um die Effekte einer globalen Erwärmung auf die Bodenrespirationsrate zu schätzen, berechneten wir für Temperaturerhöhungen von 1.4, 2.0, 3.5 bzw. 5.8°C Bodenrespirationsraten für die vier Standorte.

<sup>1</sup> Lehrstuhl für Bodenökologie, Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK), Universität Bayreuth, D-95440 Bayreuth  
e-mail: tobias.zuber@bitoek.uni-bayreuth.de

<sup>2</sup> The Woods Hole Research Center, P. O. Box 296, Woods Hole, MA 02543-0296 U.S.A

Der Datensatz wurde in ein Winter- (Temperaturen <10°C) und ein Sommerhalbjahr (T >10°C) geteilt, um unterschiedliche Auswirkungen einer Temperaturerhöhung auf die Bodenrespiration während der Vegetationsperiode gegenüber der dormanten Periode aufzuzeigen. Aus der Arrheniusfunktion wurden Q<sub>10</sub>-Werte für die vier Standorte und die beiden Jahreszeiten ermittelt. Diese wurden mit den geschätzten absoluten Anstiegen der Bodenrespirationsraten verglichen.

## Ergebnisse

Es herrscht ein deutlicher exponentieller Zusammenhang zwischen Bodentemperatur und Bodenrespiration an allen Standorten, der durch die Arrheniusfunktion beschrieben werden kann (Abb.1).

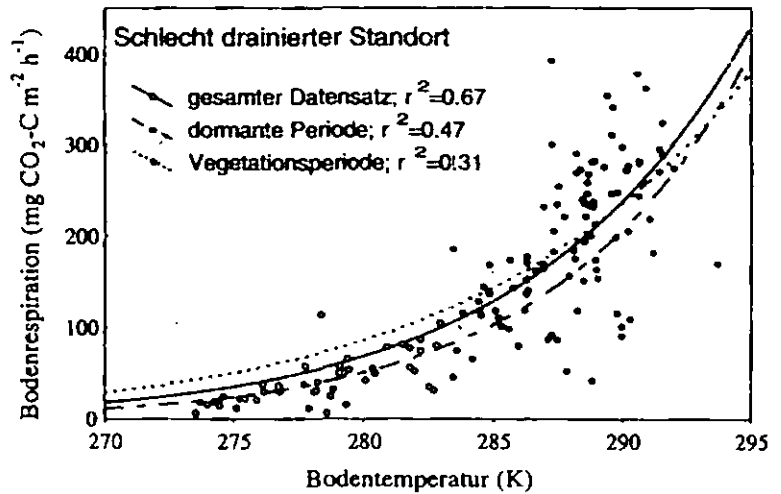


Abb. 1. Mittlere tägliche Bodenrespirationsraten im Verhältnis zur Bodentemperatur in 10 cm Tiefe; Temperaturmodelle (Arrheniusfunktionen) für die dormant Periode (T<283K), die Vegetationsperiode (T>283K) und den gesamten Datensatz; 273K = 0°C

Für die Temperaturabhängigkeit der Bodenrespiration sind keine deutlichen Gradienten zwischen den Standorten aufgrund unterschiedlichen Wassergehalten zu erkennen. Lediglich die Bodenrespiration am Sumpfstandort wird durch ganzjährig hohe Wasserstände gehemmt (nicht dargestellt). Dies führt zu identischen relativen Q<sub>10</sub>-Werten für die Vegetations- und die dormant Periode am Sumpfstandort (Tab. 1). An den anderen Standorten errechnen sich für die Vegetationsperiode *niedrigere* Q<sub>10</sub>-Werte als für die dormant Periode. Ein schwacher Trend abnehmender Q<sub>10</sub>-Werte mit steigender Drainierung kann lediglich für den gesamten Datensatz beschrieben werden.

Tab. 1.  $Q_{10}$ -Werte für die verschiedenen Standorte für den gesamten Datensatz (berechnet für  $T = 278-288K$ ), die Vegetationsperiode (283-293K) und die dormante Periode (273-283K)

Standort	$Q_{10}$		
	dormante Periode	Vegetationsperiode	gesamter Datensatz
Sumpf	2.9	2.9	3.6
schlecht drainiert	4.4	2.7	3.5
mäßig gut drainiert	7.3	2.3	3.3
gut drainiert	4.7	2.6	3.2

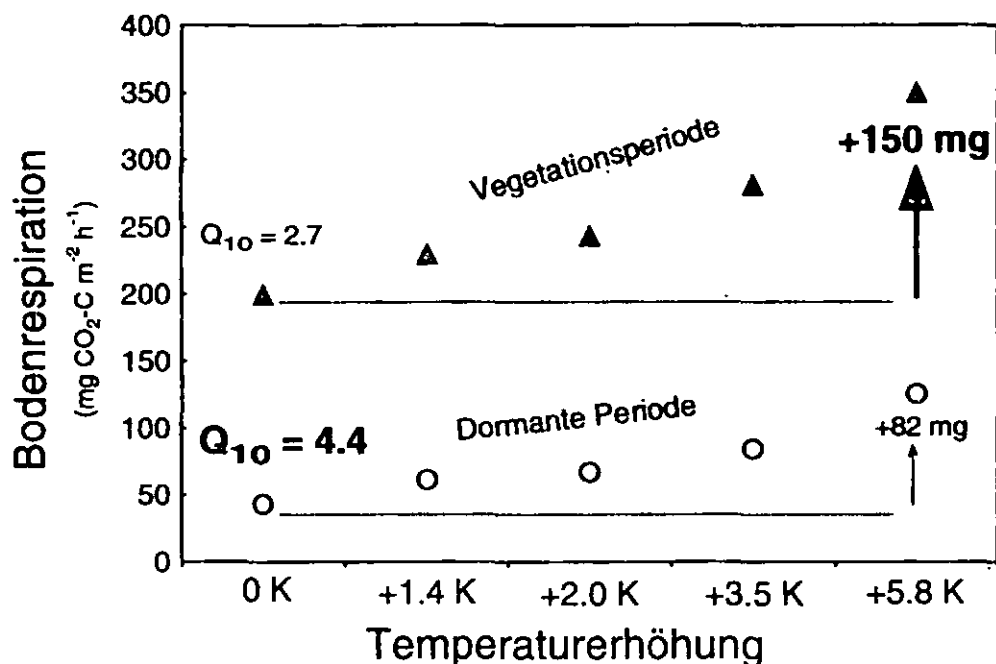


Abb. 2. Aktuelle und für die verschiedenen Szenarien berechnete Bodenrespirationsraten für die dormante Periode und die Vegetationsperiode, **schlecht drainierter Standort**

Betrachtet man aber die absoluten Änderungen der Bodenrespirationsraten, so führt die gleiche Temperaturerhöhung in der Vegetationsperiode zu signifikant ( $p < 0.02$ ) *höheren* Anstiegen als in der dormanten Periode - trotz *niedrigerer*  $Q_{10}$ -Werte (Abb. 2). Dies gilt für alle Szenarien und alle Standorte, unabhängig von deren Wasserversorgung.

### Schlussfolgerung

Steigende Temperaturen im Zuge des „global warming“ würden während der Vegetationsperiode größere absolute Auswirkungen auf die Bodenrespiration haben als während der dormanten Periode, unabhängig von der Drainierung des Standortes. Die Betrachtung *relativer*  $Q_{10}$ -Werte würde zu *gegenteiligen* Schlüssen veranlassen.

Aufgrund der Ergebnisse kann in Erwägung gezogen werden, dass eine zukünftige Erwärmung der Erde zu einem viel größeren Anstieg der Bodenrespiration in tropischen und temperaten Gebieten führen würde, als in arktischen und borealen Gebieten.

### Literatur

Intergovernmental Panel on Climate Change WMO/UNEP, IPCC (2002): Climate Change 2001, Summary for Policymakers.

# Auswirkungen eines Umbaus von Kiefern-Reinbeständen in laubholzreiche Mischbestände auf Bodenchemie und Lumbricidenfauna

Sabine Ammer und Jörg Prietzel

So war z.B. am Standort Landau (Abb. 1) (schwach podsolierte Braunerde aus Tertiärsand mit Lösslehmbeimengung; Prüfglieder: 110-jähriger Kiefernreinbestand; 30-jähriger Buchenrein- und 30-jähriger Kiefernreinbestand nach Kiefernvorbestand) unter Buche neben einer erhöhten Basensättigung ein höherer pH-Wert und ein verengtes C/N-Verhältnis im Oberboden nachweisbar; außerdem war der Humusgehalt im Mineralboden leicht erhöht.

## Untersuchungen

In 25 bayerischen Kiefernbeständen auf verschiedenen Standorten untersuchten wir die Auswirkungen einer Laubholzeinbringung auf ausgewählte bodenchemische und bodenbiologische Parameter. An allen Untersuchungsstandorten bestimmten wir für jedes Prüfglied (Kiefernbestand ohne bzw. mit Laubholzvoranbau) die pH-Werte sowie die Gehalte an organischem C, Gesamt-N und austauschbaren Kationen in der Humusaufgabe und im oberen Mineralboden. An 12 Standorten quantifizierten wir zudem Abundanz und Biomasse der Lumbricidenpopulationen.

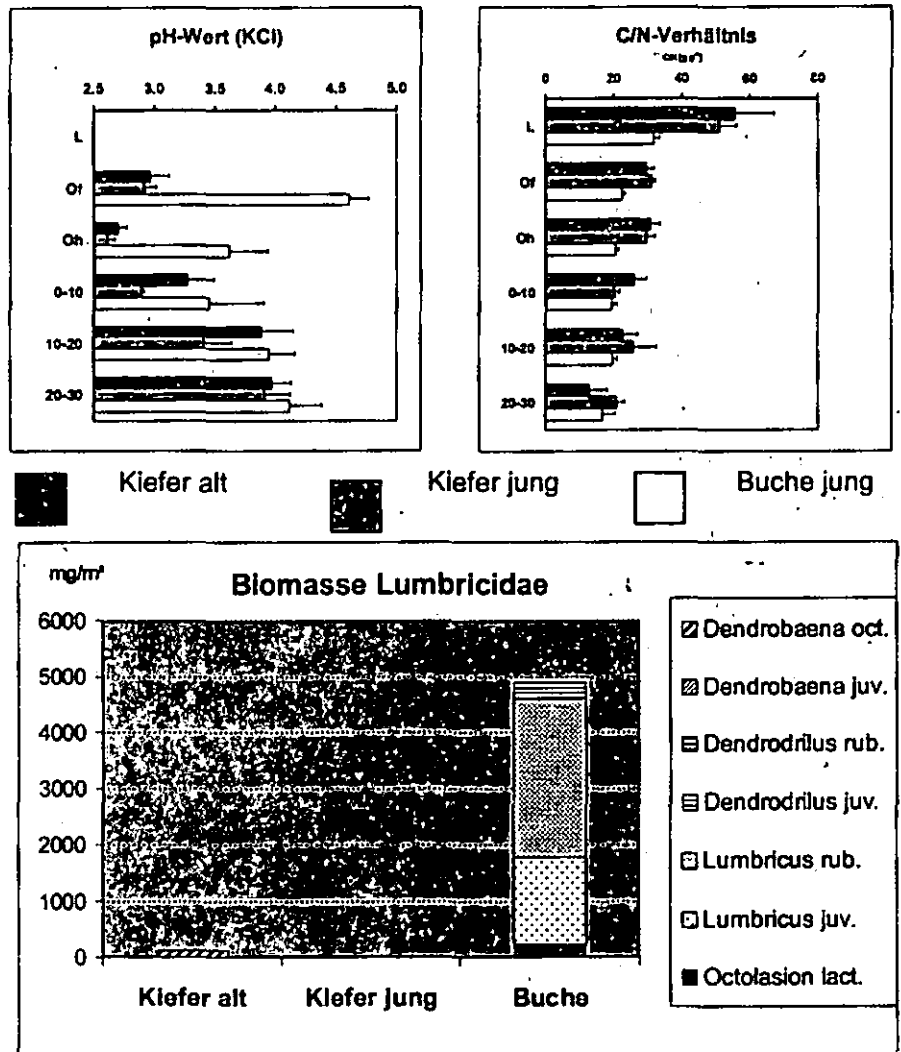


Abb. 1: pH-Wert und C/N-Verhältnis sowie Biomasse und Artenzusammensetzung der Lumbricidenpopulation in den Beständen des Standorts Landau

## Ergebnisse

Die ökologischen Auswirkungen der Laubholzeinbringung sind i.d.R. positiv, allerdings hängen sie stark von den standörtlichen Randbedingungen ab.

Die bodenchemischen Veränderungen gingen mit einer signifikant erhöhten Gesamtabundanz und -biomasse der Regenwürmer und einer veränderten Artenzusammensetzung der Regenwurmpopulation einher.

Am Standort Schnaittenbach (Abb. 2) (110-jähriger Kiefernbestand auf Podsol-Braunerde aus armem Diluvialsand; z.T. mit Kiefern-Naturverjüngung sowie z.T. vor 80 Jahren mit Buche unterbaut) konnten wir hingegen sowohl bei den bodenchemischen als auch bei den bodenbiologischen Kenngrößen allenfalls marginale Unterschiede (etwas höherer Humusgehalt im Mineralboden; leicht veränderte Artenzusammensetzung der Lumbricidenpopulation) zwischen Kiefernreinbestand und Buchenvoranbaufläche feststellen.

Die Ursache für die Heterogenität der Ergebnisse ist Gegenstand der weiteren Untersuchungen. Geprüft wird insbesondere die Hypothese, dass die zwischen den untersuchten Standorten festgestellten Differenzen auf Unterschieden in der Erreichbarkeit basenreicher Bodenschichten im Unterboden beruhen. Darüber hinaus wird dem Einfluss weiterer denkbarer Faktoren wie der Entfernung der Untersuchungsbestände von landwirtschaftlichen Flächen und des Wasserhaushalts nachgegangen.

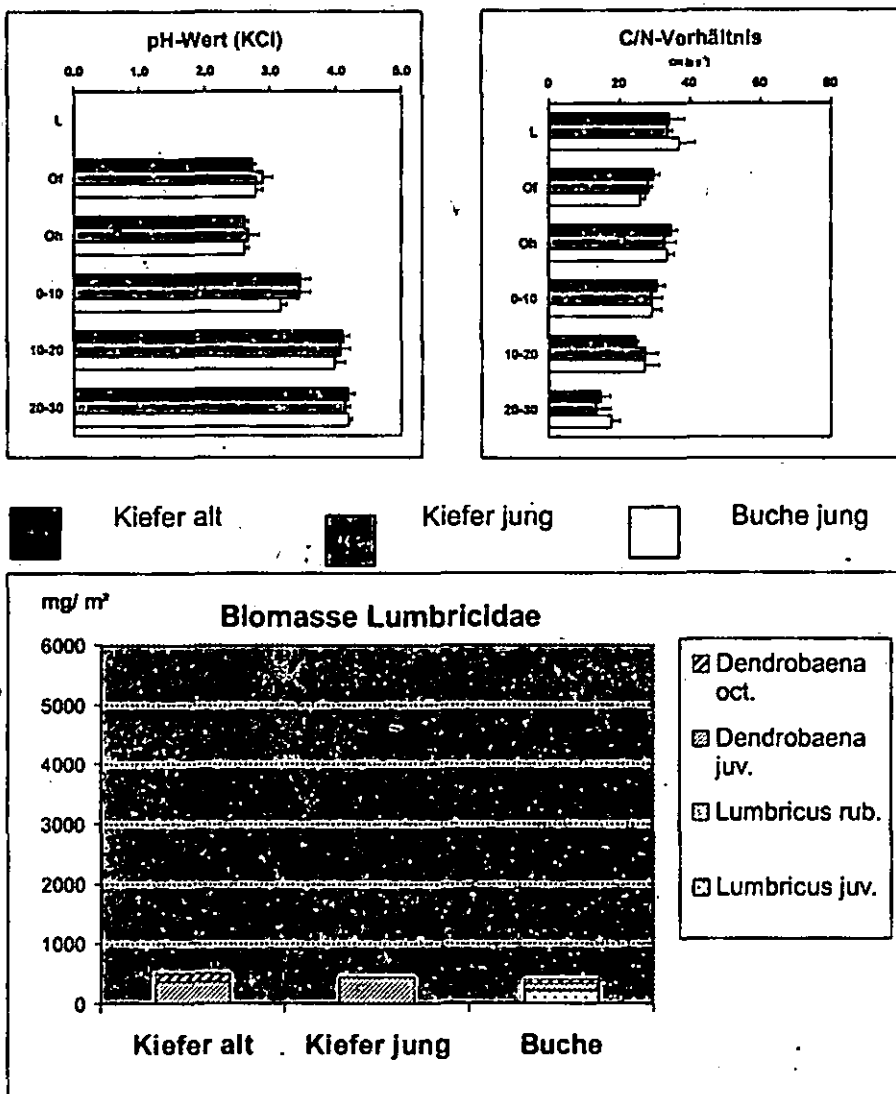


Abb. 2: pH-Wert und C/N-Verhältnis sowie Biomasse und Artenzusammensetzung der Lumbricidenpopulation in den Beständen des Standorts Schnaittenbach



## Der Einfluß von Ektomykorrhizierung auf den Transport von Schwermetallen in die Phytomasse von *Salix viminalis* und *Populus trichocarpa*

Christel Baum<sup>1</sup> und Katarzyna Hryniewicz<sup>2</sup>

### Einführung

Salicaceae sind in der Lage sowohl Endo- als auch Ektomykorrhizierung auszubilden. Sie werden zur Biomasseproduktion und zur Phytoremediation kontaminierter Standorte eingesetzt. Mykorrhizapilze können den Schwermetalltransport in die Phytomasse ihrer Wirtspflanzen sowohl erhöhen als auch verringern (Leyval *et al.*, 1997). In der vorliegenden Untersuchung wurde im Gefäßversuch getestet, wie sich die Inokulation mit den Ektomykorrhizapilzen *Laccaria laccata* und *Lactarius controversus* auf die Aufnahme von Kupfer, Zink und Cadmium durch *Populus trichocarpa* und *Salix viminalis* auswirkt.

### Material und Methoden

*Salix viminalis* und *Populus trichocarpa* (ein 5 cm langer Steckling pro Gefäß) wurden über einen Zeitraum von 6 Monaten in 4 kg landwirtschaftlichem Oberboden (Tab. 1) im Gewächshaus kultiviert. Der Boden wies folgende Totalkonzentrationen an Schwermetallen auf: 35 mg Cu /kg, 225 mg Zn/kg und 8,5 mg Cd/kg. Der Versuch umfaßte für beide Baumarten folgende Varianten: Kontr. - Kontrolle (nicht inokuliert), Lac. lac. - inokuliert mit *Laccaria laccata*, Lac. con. - inokuliert mit *Lactarius controversus* in jeweils 8 Wiederholungen. Die Inokulation erfolgte zum Zeitpunkt der Pflanzung nach der Methode von Heijden (2001). Drei (*Populus*) bis 10 (*Salix*) voll entwickelte Blätter (3. Blatt der Sproßspitze abwärts) wurden zum Zeitpunkt höchster Nährstoffkonzentrationen nach 3-monatiger Vegetationsperiode für die Bestimmung der Blattspiegelwerte geerntet. Wurzeln und Sprosse wurden nach Abschluß einer 6-monatigen Vegetationsperiode geerntet. Die Gehalte an Cu und Zn in den Blatt-, Sproß- und Wurzelproben wurden nach der Methode von Miller (1998), die Cd-Gehalte nach der Methode von Soon (1998) bestimmt.

Tab. 1: Bodenchemische und -physikalische Parameter des Testbodens

pH	C <sub>org</sub>	N <sub>t</sub>	P <sub>t</sub>	Ton	Schluff	Sand
(CaCl <sub>2</sub> )	(%)	(%)	(mg/kg)	(%)	(%)	(%)
4,5	17	1,6	450	2,9	30,7	66,4

Die statistische Auswertung erfolgte nach Prüfung auf Normalverteilung mittels Shapiro-Wilks W-Test mit der einfachen Varianzanalyse (STATISTICA).

<sup>1)</sup> Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Universität Rostock, Justus-von-Liebig-Weg 6, D-18051 Rostock

<sup>2)</sup> Dept. of Microbiology, N. Copernicus University, ul. Gagarina 9, PL-89-100 Torun, Poland

### Ergebnisse und Diskussion

Inokulation mit *Laccaria laccata* führte zu einer signifikanten Steigerung der Biomasseproduktion von *Salix viminalis* und *Populus trichocarpa*, während *Lactarius controversus* keinen signifikanten Einfluß auf die Biomasseproduktion von *Populus trichocarpa* ausübte und die Biomasseproduktion von *Salix viminalis* signifikant reduzierte. Die Symbiose mit *Laccaria laccata* und *Lactarius controversus* bewirkte an *Populus trichocarpa* eine signifikante Erhöhung der Zn- und Cu-Aufnahme in die Sproßbiomasse sowie erhöhte Zn-Blattspiegelwerte, während die Cu-Blattspiegelwerte reduziert wurden (Abb. 1). An *Salix viminalis* führte die Symbiose mit *Laccaria laccata* zu erhöhten Zn-, Cu- und Cd-Gehalten sowie Cd-Konzentrationen (Abb. 2 & 3) im Sproß, wogegen *Lactarius controversus* die Zn- und Cu-Gehalte reduzierte.

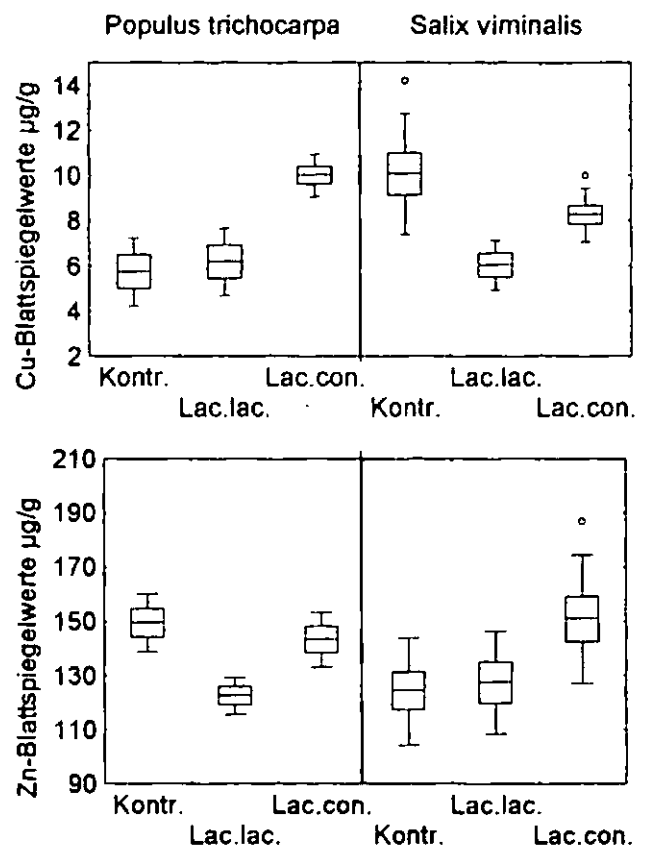


Abb. 1: Cu- und Zn-Blattspiegelwerte (mg/kg) von *Salix viminalis* und *Populus trichocarpa*

In allen Versuchsvarianten wies *Salix viminalis* nach einer Vegetationsperiode höhere Gesamtgehalte an Cu und Zn im Spross auf als *Populus trichocarpa*. Da die Ernte von schnellwachsenden Baumarten gewöhnlich in der Winterruhe erfolgt, handelt es sich bei der im Freiland geernteten Phytomasse bei

Phytoremediationsmaßnahmen um die blattlosen Sprosse. Eine Vegetationsperiode ist ein sehr kurzer Zeitraum für Phytoremediationsmaßnahmen und war im Gefäßversuch durch die Begrenzung des Wurzelraums bedingt. In Freilandversuchen produzierte *Populus trichocarpa* nach 5-jähriger Entwicklung höhere Sprossbiomassen als *Salix viminalis* (Jug, 1999) und würde damit auch eine höhere Phytoremediationsleistung aufweisen.

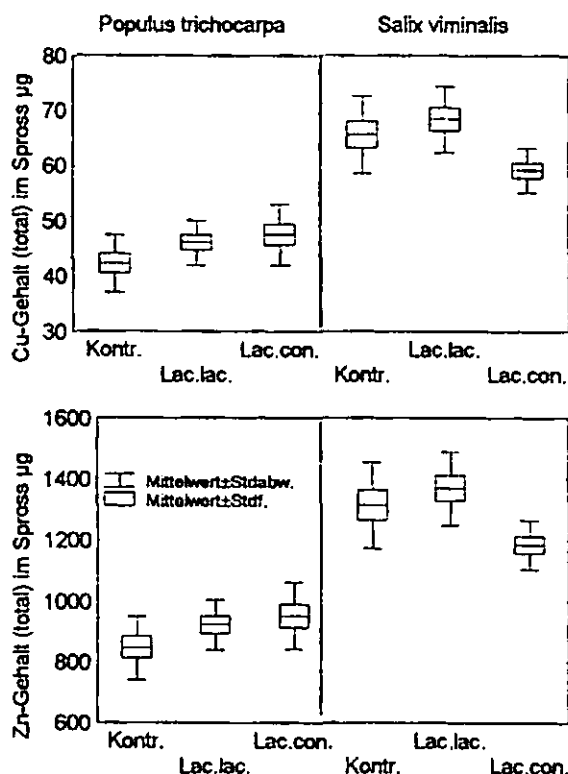


Abb. 2: Cu- und Zn-Gehalte (total) im Sproß einer Pflanze nach Inokulation mit *Laccaria laccata* (Lac.lac.) oder *Lactarius controversus* (Lac.con.), Kontrolle - Zugabe sterilisierten Inokulums

Zn wurde bei beiden Baumarten unabhängig von der Inokulation in den signifikant höchsten Konzentration in den Blättern nachgewiesen, während Cu in den höchsten Konzentrationen in den Wurzeln auftrat.

Die Wirkung der Ektomykorrhizierung auf den Totalgehalt in der Phytomasse begründete sich in erster Linie auf die Beeinflussung der Biomasseproduktion allgemein. Zusätzlich konnte die Cd-Aufnahme in den Sproß durch eine Erhöhung der Konzentration im Sproß bei gleichzeitiger Steigerung der Biomasseproduktion nach der Inokulation mit *Laccaria laccata* an *Salix viminalis* nachgewiesen werden.

Im Freiland werden die Effekte der Ektomykorrhizierung auf die Schwermetallaufnahme der Wirtspflanze durch zahlreiche Umweltfaktoren modifiziert. In stark kontaminierten Böden wurde jedoch generell eine höhere Vitalität mykorrhizierter Pflanzen

gegenüber nicht mykorrhizierten nachgewiesen, was eine Ausnutzung im Rahmen von Phytoremediationsmaßnahmen aussichtsreich erscheinen läßt (Schutzendubel & Polle, 2002).

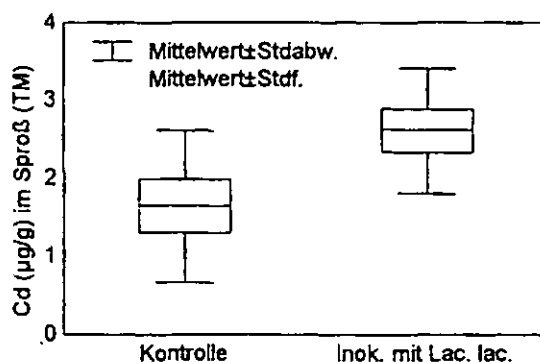


Abb. 3: Cd-Konzentration im Sproß von *Salix viminalis* nach Inokulation mit *Laccaria laccata* (Lac.lac.), Kontrolle - Zugabe sterilisierten Inokulums

Die Ergebnisse des vorliegenden Gefäßversuches belegen, daß Inokulation mit ausgewählten Ektomykorrhizapilzen zu einer Verbesserung von Phytoremediationsmaßnahmen beitragen kann. Notwendig ist jedoch die Selektion standortangepaßter Isolate sowie Wirt-Inokulat-Kombinationen und deren Prüfung im Freiland.

#### Danksagung

Frau M. Hopp danken wir für Ihre zuverlässige Hilfe bei der Analysendurchführung. Die Arbeit von C. Baum wurde durch ein Stipendium des Landes Mecklenburg-Vorpommern finanziert. Die Arbeit von K. Hryniewicz wurde über ein Marie Curie Stipendium der EU (HPMD-CT-2001-00078) finanziert.

#### Literatur

- Agerer, R. (1991) *Meth. Microbiol.*, 23, 25-73.  
 Leyval, C., Turnau, K., Haselwandter, K. (1997) *Mycorrhiza* 7: 139-153.  
 Miller, R.O. (1998) In: *Handbook of Reference Methods for Plant Analysis*. Y.P. Kalra (Ed.), CRC Press, 53-61.  
 Schutzendubel, A., Polle, A. (2002) *J. Exp. Bot.* 53: 1351-1365  
 Soon, Y.K. (1998) In: *Handbook of Reference Methods for Plant Analysis*. Y.P. Kalra (Ed.), CRC Press, 193-198.  
 STATISTICA WEB: <http://www.statsoftinc.com>.  
 Heijden, van der, E.W. (2001) *Mycorrhiza*, 10, 185-193.  
 Jug, A. (1999) In: *Modellvorhaben "Schnellwachsende Baumarten"*. Fachagentur Nachwachs. Rohstoffe e.V. (Hsg.), 369-396.

## Auswirkungen von Tetracyclin auf die Bodenmikroorganismen zweier Acker-Dauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen

A. Berghoff\*, H. Höper\*\* und G. Broll\*

### Einleitung

Tetracycline stellen unter den in der Veterinärmedizin eingesetzten Breitbandantibiotika eine häufig eingesetzte Stoffgruppe dar. Nach der Applikation wird Tetracyclin aber nur unvollständig metabolisiert und zum überwiegenden Anteil unverändert wieder ausgeschieden. Über die organische Düngung gelangt das Antibiotikum auf landwirtschaftlich genutzte Flächen und beeinflusst möglicherweise Bodenmikroorganismen. Nach Untersuchungen von Hamscher et al. (2002) ist Tetracyclin im Boden relativ persistent und wird unter Umständen über die Jahre akkumuliert. In einem Laborversuch wurde der Einfluss des Antibiotikums auf verschiedene Parameter der mikrobiellen Gemeinschaft untersucht. Dabei wurde neben klassischen Verfahren auch ein relativ neues Verfahren zur Erfassung der Stoffwechselfdiversität der Bodenmikroorganismen nach Degens und Harris (1997) angewandt.

### Material und Methoden

Die Bodenproben sind als Horizontmischproben (Ap: 0-30 cm) von zwei Acker-Dauerbeobachtungsflächen (Ss; Ls2) des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung entnommen worden. Die Proben wurden gesiebt (2 mm), Pflanzenreste und Bodentiere entfernt. Es sind Varianten mit 0, 1, 3, 10, 30 und 100 mg Tetracyclin/ kg Boden sowie eine Kontrolle ohne Tetracyclinzugabe angesetzt worden. Alle Varianten wurden auf 55% der maximalen Wasserhaltekapazität eingestellt und erhielten 0,5% organische Substanz in Form getrockneter und fein gemahlener Roggengrünpflanzen. Die Versuchsböden wurden bei 22°C inkubiert. Eine, vier und acht Wochen nach Tetracyclinzugabe wurden aus den Inkubationskästen Proben entnommen und auf mikrobielle Biomasse (SIR), Respiration und auf die Stoffwechselfdiversität untersucht. Zudem sind Atmungskurven nach ISO 17155 erstellt worden. Biomasse und Respiration wurden mit einer Anlage nach Heinemeyer et al. (1989)

bestimmt sowie der metabolische Quotient berechnet. Aus den Atmungskurven wurden die Lag-Zeit, die maximale Wachstumsrate und die Zeit bis zum Peakmaximum mit dem Programm Snoop-Plot (Demo-Version 1.31, TU Berlin) berechnet. Die Stoffwechselfdiversität wurde nach Degens und Harris (1997) bestimmt: 2 ml von 25 verschiedenen Kohlenstoffsubstraten (2 Proteine, 6 Aminosäuren, 2 Kohlenhydrate und 15 Carbonsäuren), in Konzentrationen wie von Degens et al. (2001) vorgeschlagen, sowie destilliertes Wasser als Kontrolle sind zu je 1g Boden in Bördelgläschen gegeben worden. Diese wurden sofort luftdicht verschlossen und 4 Stunden bei 25°C inkubiert. Dann wurde eine Gasprobe entnommen und der CO<sub>2</sub>-Gehalt mit einem IR-Gasanalysator bestimmt. Aus den unterschiedlichen Verbrauchsraten der Substrate wurde der Simpson-Yule-Index für die Stoffwechselfdiversität ermittelt (Degens et al. 2000). Für alle gemessenen Parameter wurden jeweils 3 Laborwiederholungen bestimmt. Mit SPSS ist eine Varianzanalyse mit den Faktoren Tetracyclinkonzentration, Inkubationszeit und Boden durchgeführt worden.

### Ergebnisse und Diskussion

Die mikrobielle Biomasse und die Bodenrespiration (nicht dargestellt) steigen in niedrigen Konzentrationsbereichen an und nehmen bei höheren Tetracyclinkonzentrationen wieder ab (vgl. Abbildung 1). Dies kann durch eine differenzierte Beeinflussung der Mikroorganismengemeinschaft erklärt werden:

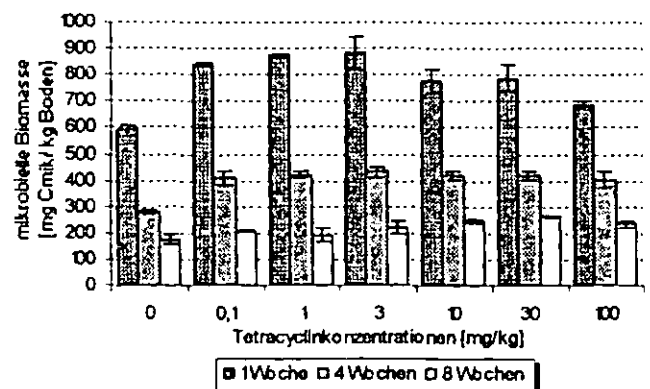


Abbildung 1: Mikrobielle Biomasse des Sandbodens für alle Inkubationszeiten

Bei niedrigen und mittleren Tetracyclinkonzentrationen sind sensitive Bakterien in Wachstum und Aktivität gehemmt. Dadurch können sich tetracyclintolerante Bakterien und Bodenpilze unter Nutzung der zugeführten organischen Substanz und eventuell der Zellkörper abgestorbener Bakterien stärker vermehren (Thiele und Beck 2001, ISO 17155 2002). Sie nutzen den verminderten Konkurrenzdruck und kompensieren den Verlust der sensi-

\* Hochschule Vechta, ISPA, Abteilung für Geo- und Agrarökologie, Postfach 1553, 49364 Vechta, E-mail: aberghoff@ispa.uni-vechta.de; \*\* Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Friedrich-Missler-Straße 46-48, 28211 Bremen, E-mail: heinrich.hoepfer@nlfb.de

tiven Organismen. Bei höheren Tetracyclinkonzentrationen nimmt möglicherweise auch das Wachstum einiger toleranter Arten ab, so dass die stärker werdende Beeinträchtigung nicht mehr kompensiert werden kann. Diese Entwicklung ist vor allem bei der ersten Untersuchung, eine Woche nach der Tetracyclinzugabe, zu verzeichnen und schwächt sich in den nachfolgenden Untersuchungen stark ab. Die rasche Abnahme des Effektes über die Zeit ist vermutlich durch eine Abnahme der Konzentration an bioverfügbarem Tetracyclin im Boden infolge von Adsorption und Abbau zu erklären.

Die mikrobielle Biomasse und Respiration nimmt mit zunehmender Inkubationszeit ab. Dies ist auf den Verbrauch der zugeführten organischen Substanz, die zu einer enormen Aktivierung der Bodenmikroorganismen geführt hat, zurückzuführen. Der metabolische Quotient reagiert nicht auf steigende Tetracyclinkonzentrationen. Für die Lag-Zeit und die Zeit bis zum Eintreten des Atmungskurvenmaximums konnte ebenfalls keine signifikante Abhängigkeit von der Tetracyclinzufuhr gefunden werden. Dagegen nimmt die Wachstumsrate beim Sandboden mit steigenden Konzentrationen an allen drei Probenahmeterminen signifikant ab (Abbildung 2). Im Gegensatz zur Tetracyclinkonzentration beeinflusste die Inkubationszeit und damit der Abbau der zugeführten organischen Substanz sowohl die Lag-Zeit als auch die Zeit bis zum Peakmaximum der Atmungskurven. Der Faktor Boden beeinflusste signifikant die Zeit bis zum Peakmaximum.

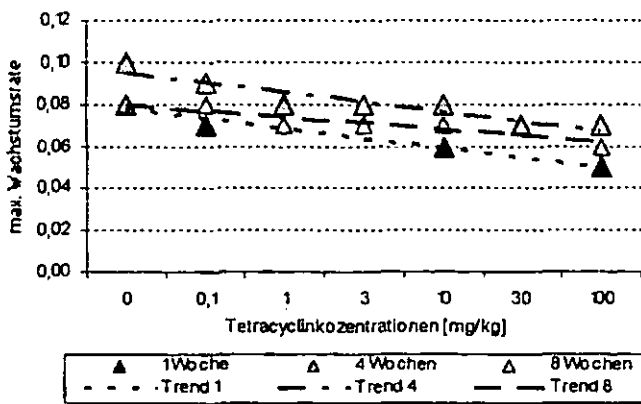


Abbildung 2: Maximale Wachstumsrate des Sandbodens für alle Inkubationszeiten

Die Stoffwechselfdiversität zeigte keine Veränderung in Abhängigkeit von der Tetracyclinzugabe (Abbildung 3). Dies ist wahrscheinlich auf eine sehr hohe funktionale Redundanz in der Mikroorganismengemeinschaft zurückzuführen.

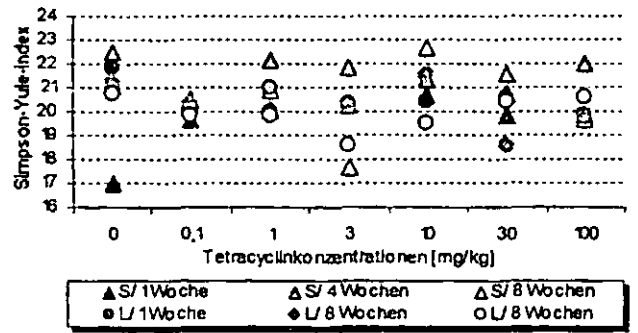


Abbildung 3: Simpson-Yule-Indices für beide Böden (S= Sandboden; L= Lehm Boden) und alle Inkubationszeiten

### Schlussfolgerungen

Die Zufuhr an organischer Substanz hatte einen stärkeren Effekt auf die mikrobiellen Parameter als die Tetracyclinkonzentration. Eine Wirkung von Tetracyclin auf Bodenmikroorganismen zeigte sich bei der mikrobiellen Biomasse, der Respiration und bei der maximalen Wachstumsrate (nur für den Sandboden). Eine starke Festlegung an Bodenpartikeln und ein relativ schneller Abbau im Laborversuch reduzieren möglicherweise die biowirksame Konzentration und führen zu geringen und mit zunehmender Inkubationszeit abnehmenden Auswirkungen. Von einer erheblichen Beeinträchtigung der Bodenmikroorganismen durch Tetracyclin in Konzentrationen, die mehr als 100-mal höher waren als sie in Böden beobachtet wurden (Hamscher et al. 2002), kann nicht ausgegangen werden.

### Literatur

- Degens, B.P. und J. Harris (1997): Development Of A Physiological Approach To Measuring The Catabolic Diversity Of Soil Microbial Communities. *Soil Biology and Biochemistry* 29, 1309-1320.
- Degens, B.P., Schipper, L.A., Sparling, G.P. und L. C. Duncan (2001): Is the microbial community in a soil with reduced catabolic diversity less resistant to stress or disturbance? *Soil Biology and Biochemistry* 33, 1143-1153.
- Degens, B.P., Schipper, L.A., Sparling, G.P. und M. Vojvodic-Vukovic (2000): Decrease in organic C reserves in soils can reduce the catabolic diversity of soil microbial communities. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 189-196.
- Hamscher, G., Sczesny, S., Höper, H. und H. Nau (2002): Determination of Persistent Tetracycline Residues in Soil Fertilized with Liquid Manure by High Performance Liquid Chromatography with Electrospray Ionization Tandem Mass Spectrometry. *Anal. Chem.* 74, 1509-1518.
- Heinemeyer, O., Insam, H., Kaiser, E.A. und G. Walzenik (1998): Soil microbial biomass and respiration measurements: An automated technique based on infra-red-gas analysis. *Plant and Soil* 116, 191-195.
- ISO 17155 (2002): Soil Quality – Determination of abundance and activity of the soil microflora using respiration curves. ISO, Geneva, Switzerland.

# Veränderungen der Bodennährstoffverhältnisse und der mikrobiellen Aktivitäten bei Schweinefreilandhaltung

Bierke, A.<sup>1</sup>, Tischer, S.<sup>1</sup>, Jahn, R.<sup>1</sup>

## 1. Einleitung

Ziel der Arbeit, war die Untersuchung der Einflüsse der Schweinefreilandhaltung auf Oberböden von fünf Standorten mit unterschiedlichem Feuchteregime. Durch quantitative und qualitative Parameter sollen die Auswirkungen auf die Homogenität/Heterogenität, den physikalischen Zustand (Lagerungsdichte, Aggregation), den Nährstoffstatus (N, P, K) und die biologischen Aktivitäten (mikrobielle Biomasse, Enzymaktivitäten, N-Mineralisierung) auf die Standorte in Abhängigkeit der Intensität der Beweidung untersucht werden. Ergänzend sind Areale mit besonderer Belastung (Sonderproben) während der Beweidung überprüft worden (Tränk- und Futterplätze, Suhlen, Kotplätze). Die Veränderungen wurden drei Jahre überprüft (2000-2002).

## 2. Material und Methoden

Die Standorte sind jeweils im Frühjahr und im Herbst beprobt worden. Zuvor erfolgte eine Unterteilung in Dauerbeobachtungsflächen (DF). Es wurden feuchte und trockene Flächen ausgewählt. Innerhalb der DF wurde zwischen Referenz und beweideter Fläche unterschieden. Die DF wurden in dreifacher Wiederholung angelegt und es sind Mischproben (10 – 15 Einstiche) in den Tiefenstufen 0-10 cm, 10-20 cm und 20-30 cm entnommen worden. Ergänzend zu den DF sind o.g. Sonderproben genommen worden. Die vorherrschenden Bodentypen und einige klimatische Kennwerte sind Tabelle 1 zu entnehmen.

Tabelle 1: Standortfaktoren der Versuchsstandorte

Standort	m ü NN	mm NS	Ø °C	Vorherrschender Bodentyp
Lenzen	18	600	8,8	Auengley bis Brauneisengley
Bellersen-Bruchtaue	175	700	8,6	Vega-Gley bis Normvega
Bellersen-Schmandberg	200	700	8,6	Rendzinen bis Terra fusca
Borgentreich	180	700	8,6	Niedermoor bis Erdniedermoor
Tieringen	930	850	6,2	Rendzinen, Terra fusca Rendzinen

Die Untersuchungen wurden mit folgenden Methoden durchgeführt:

- Lagerungsdichte (DIN 19683-12), Wasserkapazität
- Bestimmung von P und K (DL), N<sub>min</sub> (nach VDLUFA-Vorschriften, 1991)
- Nährstoffe in der Gleichgewichtsbodenlösung (K, P) (nach Meiwes et al., 1984)
- <sup>1</sup>Mikrobielle Biomasse (nach Anderson et al., 1978, Heinemeyer et al., 1984, DIN 19737, DIN ISO 14240-1)
- Urease (nach Kandeler, 1988)

- Katalase (nach Beck, 1971)
- Protease (nach Schinner et al., 1993)
- N-Mineralisierung im aeroben Brutversuch (nach Beck, 1983)

## 3. Ergebnisse

### 3. 1. Bodenphysikalische Kennwerte

Die Standorte Bruchtaue, Borgentreich und Lenzen wurden im Frühjahr 2001 beprobt. Die bodenphysikalischen Kennwerte für die Standorte Schmandberg und Tieringen konnten auf Grund ihres hohen Steingehaltes nicht ermittelt werden. Die beweideten Teilflächen weisen eine im Vergleich zur Referenz erhöhte Lagerungsdichte auf. Die Feldkapazität ist hingegen verringert. Besonders ausgeprägt ist dies auf den von den Schweinen häufig frequentierten Stellen, wobei in Borgentreich die geringsten Veränderungen festgestellt wurden. Die Zunahme der Lagerungsdichte geht vor allem auf Kosten der größeren Poren. Dies hat zur Folge, dass die Wasserleitfähigkeit und die Luftkapazität zurück gehen. Während der winterlichen Beweidungsruhe konnten sich die Parameter nicht wieder normalisieren, so dass bei dauerhafter Beweidung mit einer Zunahme der Verdichtungen zu rechnen ist.

### 3. 2. Nährstoffe

Die Nährstoffgehalte zeigen nicht auf allen beweideten Flächen eine Tendenz zu einer Anreicherung. Vielmehr wird der Effekt der Heterogenisierung deutlich. Durch die Freilandhaltung werden die Standorte Bruchtaue, Borgentreich und Schmandberg besonders beeinflusst. Die ermittelten Werte, vor allem für Phosphor und Stickstoff, übersteigen die Gehaltsempfehlungen der VDLUFA (Gehaltsklasse E) zum Teil merklich. Die Gehalte für P sind in dieser Gehaltsklasse mit bis zu 105 mg/kg angegeben. Die P-Gehalte in der GBL gelten ab 0,23 mg/l als erhöht (Schlichting et al., 1995). Wesentlich deutlicher, aber mit Verzicht auf eine flächenhafte Aussage, lassen sich die Bodenveränderungen durch die Beweidung bei den Sonderproben nachweisen. Die Nährstoffgehalte der untersuchten Sonderproben weisen höchste Werte auf und sind nach den VDLUFA-Richtwerten als überdüngt einzustufen. Diese „Hot Spots“ der N-Anreicherung führen zu einer bedenklichen NH<sub>3</sub>-Emission bzw. zur Nitrat-Auswaschung, die der P-Anreicherung, in Verbindung mit einem hohen Erosionsrisiko, bedeuten eine erhöhte Gefahr der Gewässereutrophierung. Die Gehalte der GBL für P überschreiten in Einzelfällen (Sonderproben, Weidefläche in Bruchtaue und Schmandberg) den Grenzwert der TWVO (0,16 mg/l).

### 3. 3. Mikrobielle Aktivitäten

Die mikrobiellen Aktivitäten werden durch die Schweinehaltung in wesentlich stärkerem Maße beeinflusst als die Nährstoffgehalte. Das Aufwühlen der oberen Bodenschichten bewirkt einen verstärkten mikrobiellen Abbau der organischen Substanz. Der vermehrte Eintrag leicht umsetzbarer org. Substanzen (Kot, Urin, Futterreste) führt zusätzlich zu erhöhten mikrobiellen Aktivitäten. Die meisten Sonderstandorte (Ausnahmen: Urinal-Bruchtaue, Hütte und Futtertrog Borgentreich) weisen sehr hohe Gehalte mikrobieller Biomasse auf, die noch weit über bekannten Werten aus mikrobiell hoch aktiven Böden wie Tschernosems und Hortisols liegen. Die hohe mikrobielle

<sup>1</sup> Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther - Universität Halle - Wittenberg, Weidenplan 14, 06108 Halle/Saale

Biomasse korreliert mit der nach Beck (1983) gemessenen N-Mineralisierungsrate ( $R^2=0,74$ ) (Abb. 1). Die höchsten N-Mineralisierungsraten sind auch hier bei den Sonderstandorten gemessen worden. Beck (1983) gibt für Wiesenböden tägliche Mineralisierungsraten von 1,5-7  $\mu\text{g}$

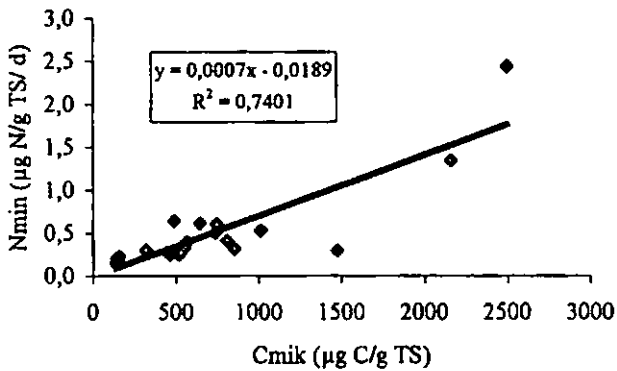


Abbildung 1: Korrelation N<sub>min</sub> und Biomasse

N/g TS/d an. Der höchste Wert wurde für die Sonderprobe Schmandberg Kotplatz 1 bestimmt (52, 7  $\mu\text{g}$  N/g TS/d). Mit Ausnahme des Standortes Borgentreich liegen die täglichen Mineralisierungsraten der Sonderproben alle im oberen Bereich oder weit über den von Beck (1983) ermittelten Werten für Wiesenböden. Bei den untersuchten Sonderproben konnte zu Beginn des Brutversuches eine negative Mineralisierungsrate festgestellt werden. Dies deutet auf Verluste durch  $\text{NH}_3$  hin. Der Anstieg der täglichen Mineralisierungsrate von den ersten 14 Tagen zu den zweiten 14 Tagen deutet aber auf eine stark erhöhte Umsetzung hin. Die Enzymaktivitäten werden auch durch die sehr hohen Werte für die Sonderproben dominiert. Die Aktivität der Urease ist im Vergleich zur Referenz um das 10-20 fache erhöht, die Katalase- und Proteaseaktivität übertrifft die der Referenzflächen noch um das 3-10 fache. Die Beeinflussung der Weidefläche fällt nicht so stark aus wie dies bei den Sonderproben der Fall ist. Es ist trotzdem eine eindeutige Tendenz zur Erhöhung der biologischen Aktivitäten zu erkennen. Da die Urease im Boden zum größten Teil mikrobiellen Ursprungs ist, bedeuten die ermittelten hohen Gehalte für  $C_{\text{mik}}$ , dass der über die Exkremente eingeleitete Harnstoff schnell umgesetzt wird und ein hoher Anteil als Ammoniak entweicht. Für die Protease sind auf den meisten beweideten Flächen niedrigere Aktivitäten gemessen worden als auf den Referenzflächen. Ein Grund kann die empfindliche Reaktion der Protease auf Austrocknung sein (Speir et al., 1981). Die Enzymaktivitäten Urease und Katalase korrelieren gut mit den  $C_{\text{mik}}$ -Werten ( $R^2=0,90$  bzw.  $R^2=0,94$ ). Klose et al. (1999) fanden ebenfalls eine gute Korrelation der Ureaseaktivität mit der mikrobiellen Biomasse.

#### 4. Schlussfolgerung

Die Untersuchungen zeigen, dass besonders auf den flachgründigen Standorten (Schmandberg und Tieringen) die biologischen Aktivitäten stark erhöht sind. Als problematisch muss die verstärkte Störung der Oberflächen durch das Wühlen der Schweine eingeschätzt werden. Diese führt zu verstärkter Erosion und damit zu weiteren

Verlusten von Nährstoffen. Die Nährstoffgehalte schwanken auf den beweideten Flächen erheblich, die Heterogenisierung der Flächen nimmt zu. Die Sonderproben stellen Areale mit besonders hohen Werten für die untersuchten Parameter dar. Die Nährstoffgehalte sind hier besonders hoch, so dass eine geeignete Behandlung der Flächen sinnvoll erscheint, um einen vermehrten Nährstoffaustrag zu vermeiden. Die hohen mikrobiellen Aktivitäten sorgen zusätzlich für eine beschleunigte Nährstoffmineralisierung. Die Ergebnisse des aeroben Brutversuches zeigen deutlich, dass die N-Mineralisierung durch die Schweinehaltung stimuliert wird. Insgesamt ergibt sich ein gemischtes Bild mit positiven und negativen Effekten. Als schwerwiegend wird die Herausbildung von „Hot Spots“ mit Nährstoffakkumulationen und der Gefährdung der Wasserressourcen angesehen. Da die Effekte auf die Bodenfunktionen abhängig von der Besatzdichte sind, wird als leicht beobachtbares Merkmal der Bedeckungsgrad durch die Vegetation als Steuergröße für die Besatzdichte vorgeschlagen. Eine Bodenbedeckung von 30 % ist anzustreben und sollte als Indikation für die Besatzdichte der Weideflächen dienen.

#### 5. Literatur

- Anderson, T. H., Domsch, K. H. (1986): Carbon assimilation and microbial activity in soil. *Z. Pflanzenern. Bodenkd.* 149, 457-468
- Anderson, T. H., Domsch, K.H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbiological biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10, 215-221
- Beck, Th. (1971): Die Messung der Katalaseaktivität in Böden. *Z. Pflanzenern. Bodenkd.* 130, 68-81
- Beck, Th. (1983): Die N-Mineralisation von Böden im Laborbrutversuch. *Z. Pflanzenern. Bodenkd.* 146, 243-252
- Heinemeyer, O., Insam, H., Kaiser, E. A. [u.a.] (1989): Soil microbial biomass and respiration measurements; an automated technique based on infrared gas analysis. *Plant and Soil* 116, 77-81
- Hoffmann, G. (1997): *Methodenhandbuch Band 1, Die Untersuchung von Böden.* Neubearbeitet von Prof. Dr. G. Hoffmann, 4. Auflage, VDLUFA-Verlag
- Jahn, R., (2003): Abschlussbericht Projekt Schweinefreilandhaltung, unveröffentlicht
- Kandeler, E. (1988): Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biol. Fertil. Soils* 6, 68-72
- Klose, S., Tabatabai, M. A. (1999): Urease activity of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 2, 205-213
- Meiwes, K., Hanks, M., Gerke, H., Asche, N., [u.a.] (1984): *Berichte Forsch. Zentr. Waldökosysteme /Waldsterben.* 7, 69-142, Göttingen
- Schilling, G. (2000): *Pflanzenernährung und Düngung.* Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart
- Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E., Margesin, R. (1993): *Bodenbiologische Arbeitsmethoden.* Springer Verlag
- Schlichting, E., Blume, H. P., Stahr, K. (1995): *Bodenkundliches Praktikum. Pareys Studentexte,* 2. Auflage, Blackwell-Wissenschaftsverlag
- Speir, T. W., Ross, D. J. (1981): A comparison of the effects of air-drying and acetone dehydration on soil enzyme activities. *Soil Biol. Biochem.* 13, 225-229

# Dynamik der L-Asparaginase- und L-Glutaminaseaktivität in Abhängigkeit zu ausgewählten N-Fractionen einer Sand-Braunerde unter Berücksichtigung verschiedener landwirtschaftlicher Nutzungsintensitäten

Christian Böhm<sup>1</sup>, Dirk Landgraf<sup>1</sup> und Franz Makeschin<sup>1</sup>

## Einleitung

Im Rahmen eines seit Oktober 2000 laufenden Forschungsprojektes "Dynamik des Stickstoffhaushaltes einer Sand-Braunerde nach vierjähriger Brache in Abhängigkeit von der landwirtschaftlichen Nutzungsintensität" wurde die Reaktion von Enzymaktivitäten des N-Kreislaufes sowie von mobilen und leicht mobilisierbaren N-Fractionen auf verschiedene Landnutzungssysteme (Sukzessionsbrache, extensive und intensive Landbewirtschaftung) untersucht. Die in der Natur weit verbreiteten Amidohydrolasen L-Asparaginase (EC 3.5.1.1) und L-Glutaminase (EC 3.5.1.2) spielen bei der N-Mineralisation im Boden eine Schlüsselrolle (Tabatabai, 1994; Landgraf & Klose, 2002; Landgraf *et al.*, 2003). So katalysiert L-Asparaginase die Hydrolyse von L-Asparagin zu L-Asparaginsäure und Ammoniak bzw. L-Glutaminase die Hydrolyse von L-Glutamin zu L-Glutaminsäure und Ammoniak. Ziel der vorliegenden Studie war es, die Aktivitäten der genannten Enzyme in Abhängigkeit der landwirtschaftlichen Nutzungsintensität darzustellen und mögliche Korrelationen zu mobilen bzw. leicht mobilisierbaren N-Fractionen aufzuzeigen.

## Standort und Methodik

Die Versuchsfläche befindet sich nahe der nordsächsischen Stadt Riesa. Sie umfasst ein ca. 5 ha großes landwirtschaftlich genutztes Areal, das 1996 stillgelegt wurde. Im Herbst 1999 wurden mit der Einrichtung von zwei - durch unterschiedliche Fruchtfolgen gekennzeichneten (Abb. 2) - Bewirtschaftungssystemen („Extensive“ und „Intensive“ Nutzung) Teile dieser Sukzessionsbrache (B) in die landwirtschaftliche Produktion zurückgeführt. Während die Versuchsvariante „Intensiv“ (I) sowohl durch die Zufuhr mineralischer und organischer Düngemittel, als auch durch den Einsatz von Pestiziden gekennzeichnet ist, gelangten bei der Versuchsvariante „Extensiv“ (E) lediglich organische Dünger zur Anwendung.

Fruchtfolge E: Wintergerste<sup>99/00</sup>, Gelbsenf/Körnererbsen<sup>00/01</sup>, Winterroggen<sup>01/02</sup>, Triticale<sup>02/03</sup>  
Fruchtfolge I: Wintergerste<sup>99/00</sup>, Winterroggen<sup>00/01</sup>, Triticale<sup>01/02</sup>, Sommerraps<sup>03</sup>

Die Entnahme der Bodenproben erfolgte von Oktober 2000 bis Oktober 2002, in einer Tiefe von 0-10 cm. Zur Bestimmung der KCl-extrahierbaren N-Fractionen wurde jeweils 100 g feldfrischer Boden mit 25 ml 0,1 M KCl-Lösung versetzt, 2 h geschüttelt und anschließend über Faltenfilter 2095 1/2 (Fa. Schleicher und Schuell) filtriert. An einem Teil dieses Filtrates erfolgte mittels eines Multi-NC-Analysators (Fa. Jena Analytik) die Messung des KCl-extrahierbaren Gesamtstickstoffs (N<sub>(KCl)</sub>); an einem weiteren Teil des Filtrates wurden unter Anwendung eines

Continuous-Flow Autoanalysators (Fa. Skalar) die KCl-extrahierbaren Ammonium- und Nitratstickstofffraktionen (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N<sub>(KCl)</sub> und NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N<sub>(KCl)</sub>) ermittelt. Der mineralische Stickstoff (N<sub>min(KCl)</sub>) ergab sich aus der Summe von NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N<sub>(KCl)</sub> und NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N<sub>(KCl)</sub>; der KCl-extrahierbare organische Stickstoff (N<sub>org(KCl)</sub>) wurde durch Subtraktion der mineralischen Stickstoffkomponenten vom KCl-extrahierbaren Gesamtstickstoff berechnet.

Die Aktivitäten der Enzyme L-Asparaginase und L-Glutaminase wurden nach Frankenberger & Tabatabai (1991 a, b) ermittelt.

Alle Werte beruhen auf Doppelbestimmungen und beziehen sich auf die Trockensubstanz des Bodens. Die statistische Auswertung (Versuchsvariantenvergleich mittels Mann-Whitney-U-Test und Korrelation nach Spearman) erfolgte unter Anwendung der Software Statistica<sup>®</sup> Version '99 (Fa. Statsoft).

## Ergebnisse

Während im Untersuchungszeitraum unter Brache sowohl bei L-Asparaginase, als auch bei L-Glutaminase eine mediane Aktivitätszunahme festgestellt wurde, waren im Boden der verschiedenartig bewirtschafteten Versuchsvarianten keine nennenswerten Änderungen der Enzymaktivitäten zu verzeichnen (Abb. 1). Hieraus resultierend konnten am Ende des untersuchten Zeitraumes signifikante Unterschiede (P ≤ 0,05 bis 0,001) zwischen Brache und extensiver bzw. intensiver Versuchsvariante nachgewiesen werden (Tab. 1). Nutzungsbedingte signifikante Unterschiede (P ≤ 0,05 bis 0,01) zwischen extensiver und intensiver Bewirtschaftung wurden lediglich an drei Probenahmeterminen bezüglich der L-Asparaginaseaktivität festgestellt (Tab. 1). In allen drei Versuchsvarianten erreichte die Aktivität von L-Glutaminase ca. 10-fach höhere Werte als die L-Asparaginaseaktivität (Abb. 1).

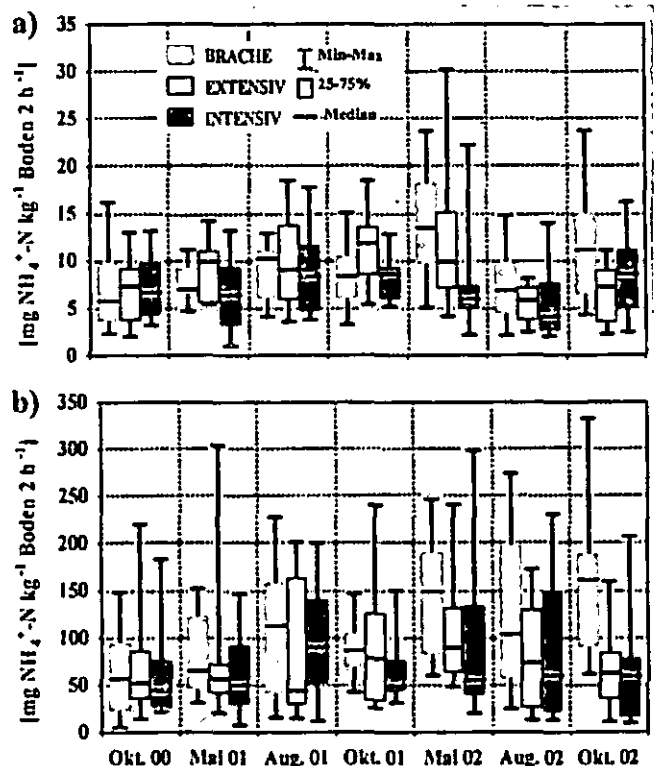


Abb. 1: Aktivitäten der Enzyme a) L-Asparaginase und b) L-Glutaminase in 0-10 cm Bodentiefe unter Berücksichtigung verschiedener landwirtschaftlicher Nutzungsintensitäten (n = 24)

<sup>1</sup>TU Dresden, Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Piener Straße 19, 01737 Tharandt e-mail: boehm@forst.tu-dresden.de

Tab. 1: Vergleich der Versuchsvarianten bezüglich der Amidohydrolasen a) L-Asparaginase und b) L-Glutaminase in 0-10 cm Bodentiefe mittels Mann-Whitney-U-Test (n = 24)

Varianten	Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02
a)	B/E	-	-	-	*	*	***
	B/I	-	-	-	-	*	*
	E/I	-	*	-	**	**	-
b)	B/E	-	-	-	*	*	***
	B/I	-	-	-	**	**	***
	E/I	-	-	-	-	-	-

- keine signifikanten Beziehungen; \*, \*\*, \*\*\* symbolisieren Signifikanz auf P ≤ 0,05, P ≤ 0,01 und P ≤ 0,001

Die mineralischen N-Fractionen unterlagen insbesondere im Boden der extensiven und intensiven Nutzungsvarianten starken saisonalen bzw. bewirtschaftungsbedingten Schwankungen (Tab. 3). Hingegen erwies sich der Norg<sub>(KCl)</sub>-Gehalt - unabhängig von der Nutzungsintensität - als weitgehend konstante Größe. Unter Brache nahm der mediane N<sub>(KCl)</sub>-Gehalt insgesamt leicht zu, während im Boden der anderen Versuchsvarianten durch die bewirtschaftungsbedingten Änderungen des N<sub>min</sub>(KCl)-Gehaltes kein deutlicher Trend erkennbar war (Tab. 3).

Tab. 2: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen a) L-Asparaginase sowie b) L-Glutaminase und KCl-extrahierbaren N-Fractionen in 0-10 cm Bodentiefe unter Berücksichtigung verschiedener landwirtschaftlicher Nutzungsintensitäten (n = 24)

		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	
a)	N <sub>(KCl)</sub>	B	-	-0,49*	0,72***	-	0,48*	-0,43*	0,55**
		E	-	-	-	-	-	0,43*	0,50*
		I	0,42*	-	-	0,48*	-	-	-
Norg <sub>(KCl)</sub>	B	-	-0,55*	-	-	-	-	-	
	E	-	-0,61**	-0,62**	-	-	-	-	
	I	-	-	-	-	-	-	-0,45*	
N <sub>min</sub> (KCl)	B	-	-	-0,60**	-	0,60**	-	0,66***	
	E	-	-	-	-	0,46*	0,51*	0,57**	
	I	0,55**	-	0,46*	0,70***	-	-	0,59**	
NH <sub>4</sub> -N(KCl)	B	-	-	-0,46*	-	-	-	0,45*	
	E	-	-	-	-	-	-	-	
	I	-	-	-	0,62**	-	-	-	
NO <sub>3</sub> -N(KCl)	B	-0,50*	-	-	0,47*	0,66**	-0,51*	-	
	E	-	-	-	-	0,48*	-	0,50*	
	I	0,54**	-	0,53**	0,68***	-	-	0,55**	
b)	N <sub>(KCl)</sub>	B	-	-0,46*	-	-	-	-	
		E	-	-0,49*	-	-	0,59**	0,44*	
		I	-	-	-	0,87***	-	-	0,74***
Norg <sub>(KCl)</sub>	B	-	-0,43*	-	-	-	-	-0,55**	
	E	-	-	0,66***	-	0,85***	-0,51*	-	
	I	-0,48*	0,50*	-	0,50*	-	-	-	
N <sub>min</sub> (KCl)	B	0,59**	-	-0,55**	-	-	-	0,60**	
	E	-	-	-	-	-	0,70***	-	
	I	-	-	-	0,71***	-	0,48*	0,65***	
NH <sub>4</sub> -N(KCl)	B	0,70***	-	-0,54**	-	-	0,56**	0,50*	
	E	-	-	-	-	-	-	-	
	I	0,40*	-	-	0,58**	0,64**	0,57**	0,58**	
NO <sub>3</sub> -N(KCl)	B	-	-	-	-	-	-	-	
	E	-	-	-	-	-	0,83***	-	
	I	-	-	-	0,72***	-0,41*	-	0,67***	

- keine signifikanten Beziehungen; \*, \*\*, \*\*\* symbolisieren Signifikanz auf P ≤ 0,05, P ≤ 0,01 und P ≤ 0,001

Zwischen den ermittelten Enzymaktivitäten und den analysierten N-Fractionen des Bodens bestehen zum Teil enge Korrelationen (Tab. 2). So konnten im intensiv genutzten Boden vor allem bei den Herbstprobenahmen signifikante Beziehungen (P ≤ 0,05 bis 0,001) zwischen

den Enzymaktivitäten und den mineralischen N-Fractionen festgestellt werden. Unabhängig von der Nutzungsintensität wurden zwischen der L-Asparaginaseaktivität und dem Norg<sub>(KCl)</sub>-Gehalt sporadisch negative, bezüglich des Enzyms L-Glutaminase auch positive Korrelationen (P ≤ 0,05 bis 0,001) nachgewiesen (Tab. 2).

Tab. 3: KCl-extrahierbare N-Fractionen in 0-10 cm Bodentiefe unter Berücksichtigung verschiedener landwirtschaftlicher Nutzungsintensitäten (Medianwerte; n = 24)

		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02
N <sub>(KCl)</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	B	6,63	6,29	10,22	15,05	8,83	10,23	9,55
	E	5,88	17,31	13,45	12,45	8,57	7,63	5,59
	I	11,75	8,09	10,50	13,30	12,52	6,95	6,00
Norg <sub>(KCl)</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	B	3,73	2,56	4,27	2,94	4,29	1,83	2,72
	E	2,35	4,39	3,85	2,74	3,96	1,25	1,97
	I	2,80	2,48	3,39	2,50	5,32	1,41	1,78
N <sub>min</sub> (KCl) (mg kg <sup>-1</sup> )	B	2,79	3,43	6,37	12,20	5,20	7,63	5,90
	E	3,09	12,78	6,87	9,48	4,77	5,93	3,92
	I	9,27	5,50	7,13	9,79	8,84	5,76	4,33
NH <sub>4</sub> -N (KCl) (mg kg <sup>-1</sup> )	B	2,14	2,57	3,78	5,63	2,69	4,30	3,57
	E	2,42	5,35	3,77	2,19	1,53	1,43	1,39
	I	3,08	3,51	3,53	2,87	2,76	1,92	1,94
NO <sub>3</sub> -N (KCl) (mg kg <sup>-1</sup> )	B	0,44	0,68	1,75	4,30	3,92	3,24	3,10
	E	0,73	8,35	5,29	8,03	3,81	3,96	2,57
	I	5,41	2,06	4,05	6,45	7,16	3,56	2,60

### Schlussfolgerungen

Die dargestellten Untersuchungsergebnisse lassen folgende Schlussfolgerungen zu:

- Verglichen mit den extensiv und intensiv bewirtschafteten Versuchsvarianten sind unter Brache in 0-10 cm Tiefe langfristig höhere Aktivitäten der analysierten Amidohydrolasen zu erwarten. Eine Schlüsselrolle kommt dabei offensichtlich der artenreichen Bodenvegetation zu.
- Fruchtfolge und Düngungsmaßnahmen scheinen mittelfristig keinen wesentlichen Einfluß auf die Höhe der Aktivitäten von L-Asparaginase und L-Glutaminase zu nehmen.
- Auf Grundlage der vorgefundenen Korrelationen zwischen den Enzymaktivitäten und mobilen bzw. leicht mobilisierbaren N-Fractionen können weder unter Brache noch im Boden der extensiv und intensiv bewirtschafteten Versuchsvarianten eindeutige nutzungstypische Einflüsse spezifiziert werden.

### Literatur

Frankenberger, W. T., Tabatabai, M. A., 1991a: Factors affecting L-Asparaginase activity in soils. Biol. Fert. Soils 11, 1 - 5  
 Frankenberger, W. T., Tabatabai, M. A., 1991b: L-Glutaminase activity of soils. Soil Biol. Biochem. 23, 869 - 874  
 Landgraf, D., Klose, S., 2002: Mobile and readily available C and N fractions and their relationship to microbial biomass and selected enzyme activities in a sandy soil under different management systems. J. Plant Nutr. Soil Sci. 165, 9 - 16  
 Landgraf, D., Böhm, C., Makeschin, F., 2003: Dynamic of different C and N fractions in a Cambisol under five year succession fallow in Saxony (Germany). J. Plant Nutr. Soil Sci. 166, 319 - 325  
 Tabatabai, M. A., 1994: Soil enzymes. In: Weaver, R. W., Angel, G. S. and Bottomley, P. S.: Methods of soil analysis, Part 2, Microbiological and biochemical properties. Soil Sci. Soc. Am. (Book series 5), 775-883



## Unsicherheiten bei der Ermittlung von Mineralisierungsparametern mit nicht-linearen Verfahren

Jürgen Böttcher<sup>1</sup>

### Einleitung

Mineralisierungsmodelle für die organische Bodensubstanz benötigen als Steuergrößen kinetische Parameter (Reaktionskonstante  $k$ ) und Kapazitätsparameter (mineralisierbare Menge  $Y_0$ ). Diese werden üblicherweise anhand von Inkubationsversuchen ermittelt. Dazu wird Bodenmaterial unter kontrollierten Bedingungen inkubiert. An die gemessene Zeitfunktion z.B. der CO<sub>2</sub>-Freisetzung wird dann eine geeignete Mineralisierungsgleichung (meist Reaktion 1. Ordnung) durch Optimierung der gesuchten Parameter angepasst. Aufgrund der mathematischen Struktur der verwendeten Gleichungen müssen dazu i.d.R. nicht-lineare Verfahren eingesetzt werden.

Bei Untersuchungen zur Mineralisierung von Kohlenstoff in Humusaufgaben saurer Waldböden stellten Böttcher et al. (2001) fest, dass die Ermittlung von Parametern für die einfache kumulative Mineralisierungsfunktion

$$Y = Y_0(1 - e^{-kt}) \quad (1)$$

problematisch ist. Geringe Abweichungen der Messwerte führten (auch bei Wiederholungen) zu ganz unterschiedlichen Kombinationen der Parameter  $k$  und  $Y_0$ . Als denkbare Ursache dafür wiesen die Autoren auf die vielleicht zu kurze Inkubationsdauer von 112 Tagen hin.

Es stellt sich somit die **Frage**, wie groß die Unsicherheiten sind, die bei der Parametrisierung von Mineralisierungsfunktionen durch (kleine) experimentelle Fehler (= unvermeidbare zufällige Messfehler) verursacht werden. **Ziel** der vorgestellten Untersuchung ist es daher, i) die prinzipiellen Einflüsse von „Fehlern“ auf die geschätzten Parameter zu klären und ii) Unsicherheiten durch Zufallsrechnungen (Monte-Carlo-Simulationen) zu quantifizieren.

### Theorie und Methoden

Die Parameter eines nicht-linearen Modells  $\eta$  (z.B. Gl. 1) werden durch Minimierung der Zielfunktion (= Minimierung der Summe der Abweichungsquadrate)

$$\phi = \sum_{i=1}^n (Y_i - \eta_i)^2 \quad (2)$$

( $Y_i$ : Messwerte,  $i = 1 \dots, n$ ) geschätzt. Für die C-Mineralisierung wird eine Reaktion 1. Ordnung angenommen, die sich als kumulatives Modell (Gl. 1) oder als Ratenmodell

$$Y' = Y_0 k e^{-kt} \quad (3)$$

formulieren lässt. Zur Parameterschätzung wurde das Marquardt-Verfahren benutzt, das iterativ und gesteuert durch die Ableitungen der Modellfunktion nach deren Parametern das globale Minimum der Zielfunktion sucht.

Für die Auswertungen wurde die gemessene kumulative CO<sub>2</sub>-Freisetzung aus Material des L-Horizonts einer Humusaufgabe unter Kiefernforst, inkubiert bei 10 °C (vgl. Böttcher et al. 2001), herangezogen. Zudem wurden synthetische Datenreihen mit einem Modell (Gl. 1 oder 3) und realistischen Parametern generiert und mit Fehlern „verrauscht“.

### Ergebnisse und Folgerungen (Kurzfassung)

- Das Schätzverfahren findet das globale Minimum der Zielfunktion i.d.R. zuverlässig. Einzelne Fehler in Datenreihen wirken sich aber drastisch auf die Parameterschätzung aus, weil sie das globale Minimum der Zielfunktion im Parameterraum verschieben.
- Für die (Un-)Zuverlässigkeit der geschätzten Parameter ist es unerheblich, ob die Daten und das Modell kumulativ oder ratenorientiert sind.
- Die mit Monte-Carlo-Simulationen ermittelten Unsicherheitsspannen der Parameter  $k$  und  $Y_0$  sind besonders dann groß (ca. Mittelwert  $\pm$  50%), wenn die Inkubationsdauer ( $t_{\max}$ ) im Vergleich zu der Zeit, die z.B. zum 90%igen Erreichen der maximalen CO<sub>2</sub>-Freisetzung nötig ist ( $t_{90}$ ), kurz ausfällt (z.B.  $t_{\max} < 40\%$  von  $t_{90}$ ).
- Die Parameterunsicherheit wird minimiert, wenn  $t_{\max} \approx t_{90}$ . Völlig eindeutige (= sichere) Parameter sind jedoch nicht erzielbar.

Eine ausführliche Darstellung aller Ergebnisse wird in Kürze bei dem JPNSS zur Publikation eingereicht.

### Literatur

Böttcher, J., C. Penne und G. Springob (2001): Kohlenstoffspeicherung im Auflagehumus saurer Sandböden unter Wald – Modellbildung und erste Ergebnisse. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenk. Ges.*, 96: 159 – 160.

<sup>1</sup> Institut für Bodenkunde der Universität Hannover  
E-Mail: boettcher@ifbk.uni-hannover.de



# Wärme- und CO<sub>2</sub>-Produktion als mikrobielle Aktivitätsparameter im Übergang von oxischen zu anoxischen Bedingungen

J. Dyckmans, H. Flessa, T. Vor, F. Beese

## Einleitung

Während unter oxischen Bedingungen die Aktivität der mikrobiellen Umsetzungsprozesse einfach über die Wärme- oder CO<sub>2</sub>-Produktion oder den O<sub>2</sub>-Verbrauch zugänglich ist, gelten diese eindeutigen Zusammenhänge wegen der Vielzahl der möglichen Reaktionswege nicht mehr unter anoxischen Bedingungen. In der Vorliegenden Studie sollte daher über die Kombination von Wärme- und CO<sub>2</sub>-Produktion versucht werden, Erkenntnisse über die mikrobielle Aktivität im Übergang von oxischen zu anoxischen Bedingungen zu gewinnen.

## Material und Methoden

### Experimenteller Aufbau

Feldfrische Aggregate mit einer Größe von 2-5 mm aus einem Pelosol im Göttinger Wald (Wassergehalt 33 %), wurden mit 1 % Glucose (und in einem Versuch zusätzlich mit 0,2 % KNO<sub>3</sub>) versetzt und in 25 ml Ampullen unter kontinuierlicher Begasung mit Luft unterschiedlicher Sauerstoffgehalte inkubiert. Während der Inkubation wurden der CO<sub>2</sub>-Gasaustrag und die Wärmeentwicklung gemessen.

Die mögliche anoxische Wärmeabgabe des Bodens durch Reduktion von NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Mn<sup>3+</sup> oder Fe<sup>3+</sup> wurde auf insgesamt weniger als 2 J g<sup>-1</sup> geschätzt.

### Kalorischer Quotient

Aus der Wärmeproduktion und der CO<sub>2</sub>-Freisetzung läßt sich der kalorische Quotient errechnen, der Aufschluß über eine Änderung der Stoffwechselwege geben kann. Bei rein aerober Atmung ergibt sich der kalorische Quotient aus Gleichung 1 und liegt bei 471 kJ/mol CO<sub>2</sub>. Bei anaeroben Prozessen ist der kalorische Quotient sehr Variabel (Tab. 1). Die Änderung des Kalorischen Quotienten kann aber auch einen Substratwechsel (d.h. die Veratmung anderer C-Quellen als die zugegebene Glucose) anzeigen.

## Ergebnisse und Diskussion

Die Inkubation unter ambienter [O<sub>2</sub>] nach der Zugabe von Glucose führt zu einer Erhöhung der mikrobiellen Aktivität für ca. 30 Tage (Fig. 1b). Nach dieser Zeit sind 64 % der zugegebenen Glucose als CO<sub>2</sub> freigesetzt worden und die Wärmeabgabe beträgt

Tab. 1: Mögliche Stoffwechselreaktionen beim Abbau von Glucose unter aeroben und anaeroben Bedingungen sowie ihre Wärmefreisetzung mit kalorischem Quotient. Berechnet nach Wieser (1986), Atkins (1996), D'Ans und Lax (1967).

Reduktionspartner	Endprodukt	ΔG <sub>r</sub> (kJ/mol Glucose)	kalor. Quotient (kJ/mol CO <sub>2</sub> )
<i>oxische Prozesse</i>			
O <sub>2</sub>	CO <sub>2</sub>	2826	471
<i>anoxische Prozesse</i>			
MnO <sub>2</sub> → Mn <sup>2+</sup>	CO <sub>2</sub>	3085 <sup>†</sup>	514
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> → N <sub>2</sub>	CO <sub>2</sub>	2615 <sup>†</sup>	436
Fe(OH) <sub>3</sub> → Fe <sup>2+</sup>	CO <sub>2</sub>	2037 <sup>†</sup>	340
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> → S <sup>2-</sup>	CO <sub>2</sub>	103 <sup>†</sup>	17
Mn <sup>2+</sup> , Fe <sup>3+</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Propionat	ca. 225	150
Mn <sup>2+</sup> , Fe <sup>3+</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Succinat	ca. 218	unendlich
-	Acetat	ca. 255	unendlich
-	Ethanol	ca. 160	80
-	Laktat	ca. 150	unendlich

<sup>†</sup> der Wert für Acetat gilt, wenn dessen Bildung mit der Bildung von Succinat oder Propionat gekoppelt ist.

<sup>‡</sup> freie Reaktionsenergien unter Standardbedingungen.

105 J g<sup>-1</sup> (Tab. 2). Der Kalorische Quotient lag während der gesamten Inkubation bei ca. 400 kJ/mol mit leicht abnehmender Tendenz. Es ist nicht anzunehmen, dass zu diesem Zeitpunkt die Glucose verbraucht ist, da die vollständig aerobe Oxidation der zugegebenen Glucose eine Wärmeabgabe von 196 J g<sup>-1</sup> ermöglicht. Dies konnte dadurch bestätigt werden, dass die Wärmeproduktion unter 20,5 % O<sub>2</sub> nach der Zugabe von Glucose und Nitrat wesentlich gesteigert war. Nach 20 Tagen waren 81 % der Glucose als CO<sub>2</sub> freigesetzt worden und die Wärmeabgabe betrug 123 J g<sup>-1</sup>. Nach etwa 35 Tagen stieg der Kalorische Quotient deutlich an, was als Hinweis auf den vollständigen Verbrauch der Glucose gewertet wird.

Tab. 2: Wärmeabgabe und CO<sub>2</sub>-Produktion in den verschiedenen Varianten während des ersten Peaks.

Sauerstoffzufuhr	Wärmeabgabe während des ersten Peaks	CO <sub>2</sub> -Produktion (in % der Glucosezugabe)
20,5 % + N	123 J g <sup>-1</sup>	81 %
20,5 %	105 J g <sup>-1</sup>	64 %
1 %	121 J g <sup>-1</sup>	66 %
0,5 %	123 J g <sup>-1</sup>	71 %
0,1 %	74 J g <sup>-1</sup>	42 %
0 %	>19 J g <sup>-1</sup>	27 %

Die Aktivitätsprofile von Bodenproben nach Glucosezugabe unter verringerten Sauerstoffkonzentrationen zeigten einen deutlichen Anstieg der mikrobiellen Aktivität nach ca. 10 Tagen. Dieser Anstieg wird darauf zurückgeführt, dass ein Teil der Mikroben aufgrund von Sauerstoffmangel zugrunde geht und der verbleibenden Biomasse als Substrat dient (Fig 1 c-e). Es zu erkennen, dass unter 1% und 0,5 % Sauerstoff der Kalorische Quotient nach dem Aktivitätspeak ansteigt, dies kann ein Hinweis auf den Verbrauch der Glucose sein. Die Wärmeabgabe bis zu diesem Zeitpunkt liegt in diesen Varianten im Bereich der 20,%+N-Variante.

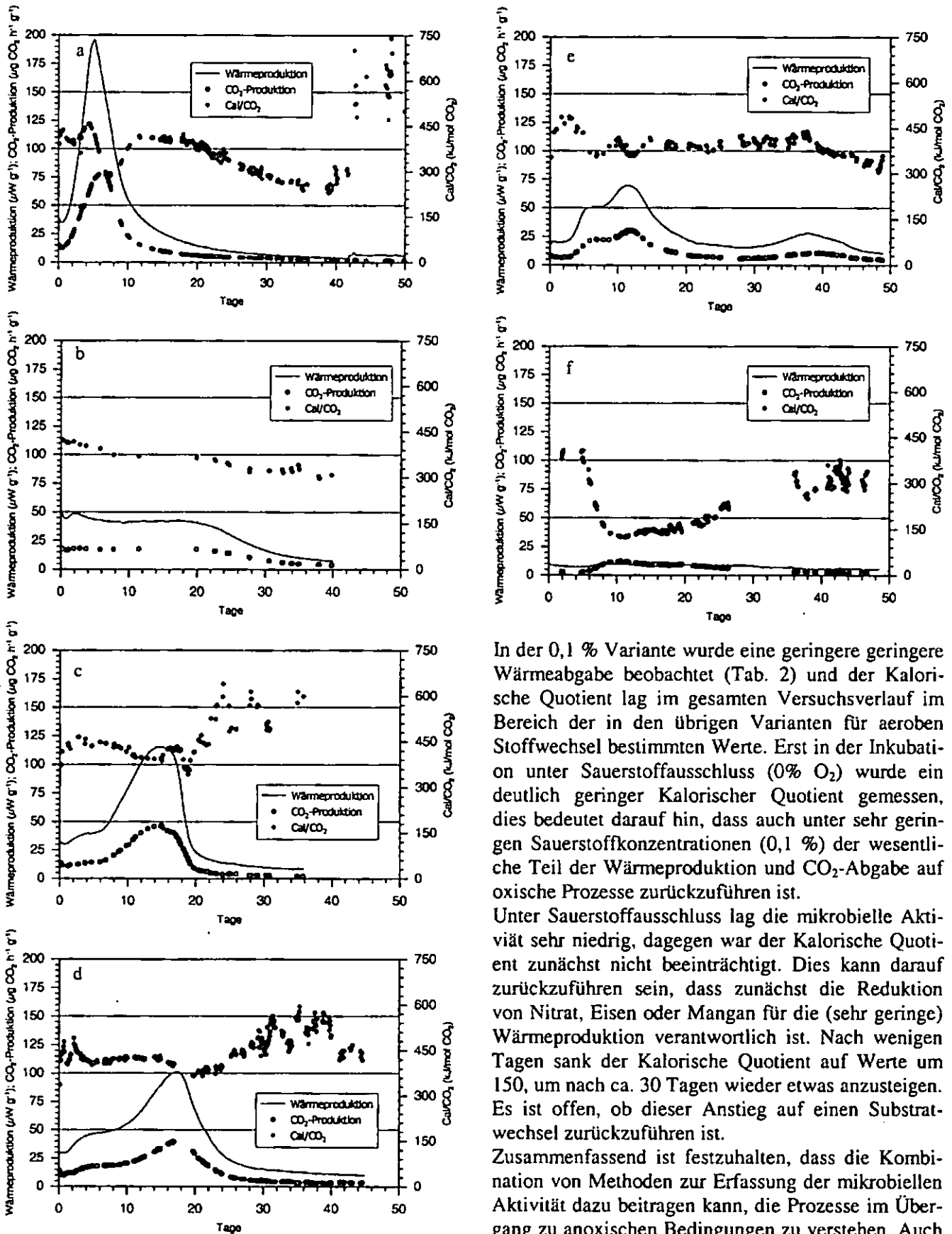


Fig. 1 Wärmeproduktion, CO<sub>2</sub>-Produktion und Kalorischer Quotient bei der Inkubation von Boden nach Zugabe (a) von Glucose und Nitrat unter 20,5 % [O<sub>2</sub>] und nach der Zugabe von Glucose unter (b) 20,5 % [O<sub>2</sub>], (c) 1 % [O<sub>2</sub>], (d) 0,5 % [O<sub>2</sub>], (e) 0,1 % [O<sub>2</sub>], (f) 0 % [O<sub>2</sub>].

In der 0,1 % Variante wurde eine geringere geringere Wärmeabgabe beobachtet (Tab. 2) und der Kalorische Quotient lag im gesamten Versuchsverlauf im Bereich der in den übrigen Varianten für aeroben Stoffwechsel bestimmten Werte. Erst in der Inkubation unter Sauerstoffausschluss (0% O<sub>2</sub>) wurde ein deutlich geringer Kalorischer Quotient gemessen, dies bedeutet darauf hin, dass auch unter sehr geringen Sauerstoffkonzentrationen (0,1 %) der wesentliche Teil der Wärmeproduktion und CO<sub>2</sub>-Abgabe auf oxische Prozesse zurückzuführen ist.

Unter Sauerstoffausschluss lag die mikrobielle Aktivität sehr niedrig, dagegen war der Kalorische Quotient zunächst nicht beeinträchtigt. Dies kann darauf zurückzuführen sein, dass zunächst die Reduktion von Nitrat, Eisen oder Mangan für die (sehr geringe) Wärmeproduktion verantwortlich ist. Nach wenigen Tagen sank der Kalorische Quotient auf Werte um 150, um nach ca. 30 Tagen wieder etwas anzusteigen. Es ist offen, ob dieser Anstieg auf einen Substratwechsel zurückzuführen ist.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Kombination von Methoden zur Erfassung der mikrobiellen Aktivität dazu beitragen kann, die Prozesse im Übergang zu anoxischen Bedingungen zu verstehen. Auch unter sehr geringen Sauerstoffpartialdrücken scheint die mikrobielle Aktivität von oxischen Prozessen geprägt zu sein.

### Literatur

- Atkins P.W. (1996): Physikalische Chemie, 2 ed. Weinheim VCH
- D'Ans and Lax (1967) Taschenbuch für Chemiker und Physiker, Springer Verlag, New York, Berlin
- Wieser, W. (1986): Bioenergetik. Thieme, Stuttgart New York.

## Vorkommen von anezischen Regenwürmern in zwei unterschiedlich strukturierten Kleinlandschaften Südwestdeutschlands

Otto Ehrmann

### Einleitung

Regenwürmer sind ortstete Tiere, die jährliche Ausbreitungsgeschwindigkeit liegt bei unter 10 m/a (Marinissen & Van Den Bosch, 1992). Daher wäre es prinzipiell möglich, eine exakte Karte des Vorkommens von Regenwürmern in der Landschaft herzustellen und so z.B. die Abhängigkeit des Vorkommens von Standort und Nutzung besser zu erkennen. Regenwurmfänge sind aber sehr zeitaufwändig. Die Untersuchung eines Punktes mit einer Methodenkombination (6 Wiederholungen) erfordert incl. Bestimmung einen Zeitaufwand von über einem Tag. Viele Regenwurmart hinterlassen allerdings Spuren an der Bodenoberfläche, daher ist prinzipiell auch eine Kartierung der Regenwürmer anhand dieser Spuren möglich.

In dieser Arbeit wird untersucht welche Arten für eine Kartierung prinzipiell geeignet sind und die Ergebnisse der Kartierung einer Kleinlandschaft im Kraichgau vorgestellt.

### Methode

Für eine Kartierung sind vor allem die anezischen Arten geeignet (Tab. 1). Die endogäische Arten hinterlassen zu selten Spuren an der Bodenoberfläche. Die Spuren einiger epigäische Arten sind kaum (*Dendrobaena*) bzw. weniger gut (*Lumbricus rubellus*) erkennbar.

Der Arbeitsaufwand für die Kartierung einer Fläche ist ca. um den Faktor 50-100 niedriger als bei Regenwurmfängen (Tab. 2), allerdings werden keine exakten Populationsdaten ermittelt, sondern nur das Vorkommen anezischer Arten und eine ungefähre Größe der Population.

Die Grenzen der Methode sind bei fehlender Oberflächenaktivität z.B. infolge von Trockenheit, Kälte oder Bodenbearbeitung erreicht. Eine Verifizierung durch mehrfache Regenwurmfänge, Nachgraben etc. ist notwendig. In einem unbekanntem Gebiet sollte daher diese Methode nur zur Orientierung verwendet werden.

Die Regenwurmfauuna des Gebietes ist durch langjährige Untersuchungen (seit 1989) bekannt. Die Karte wurde durch Kartierung der Spuren anezischer Regenwürmer erstellt. Eine Verifizierung erfolgte durch Regenwurmfänge, Nachkartierungen und Nachgraben.

### Material

Untersucht wurden zwei unterschiedlich strukturierte Kleinlandschaften im Kraichgau (nordöstlich Karlsruhe). Der Friesentaler Grund wurde vor ca. 40 Jahren flurbereinigt und ist daher sehr strukturarm. Der Klumpbrunnen hat hingegen noch Lössterrassen und weist außerdem im SW einen Wald auf. Ausgangsmaterial der Bodenbildung ist jeweils schluffreicher Löss. Die wesentlichen Bodentypen sind Pararendzina, Parabraunerde und Kolluvium. Die Bodenarten im Oberboden liegen meist zwischen Uu und Ut4. Die pH-Werte (0-5 cm, CaCl<sub>2</sub>) liegen im Acker alle um pH 7, im Wald meist um 4. Im Randbereich zu den Äckern sind sie – vor allem durch den Eintrag kalkreicher Stäube – höher. Die mittleren Jahresniederschläge liegen bei 720 mm, das Jahrestemperaturmittel beträgt 9,2 °C (Ø 1951-80).

### Ergebnisse u. Diskussion

In der strukturreichen Kleinlandschaft Klumpbrunnen kommen an diversen Stelle anezische Regenwürmer vor:

- um Obstbäume in der Ackerflur
- an Lössterrassen – vor allem an deren Unterseite
- im Hohlweg
- im Wald - aber nur in der Nähe der Äcker.

Im flurbereinigten Friesentaler Grund wurden keine anezischen Regenwürmer gefunden (Abb. 1).

Beide Kleinlandschaften sind aufgrund der Bodenart, des Klimas und der pH-Werte (letzteres gilt nur für den Wald) suboptimal für anezische Regenwürmer (Ehrmann et al., 2002). Daher sind die Populationen vermutlich besonders empfindlich, wenn noch weitere Faktoren ungünstig sind. Ursache des unterschiedlichen Vorkommens sind vor allem:

a) die unterschiedliche Struktur der beiden Agrarlandschaften. Bodenbearbeitung und Pestizideinsatz in Äckern sind ungünstig für Regenwürmer. In nicht bearbeiteten Flächen um Obstbäumen und in Lössterrassen werden die Regenwürmer von diesen Maßnahmen verschont. Daher ist eine strukturreiche Landschaft günstiger für das Überleben von Regenwurmpopulationen in Agrarlandschaften. Von solchen Kleinstrukturen aus wäre auch eine Wiederbesiedlung der Äcker nach einem Zusammenbruch der Population möglich.

b) die unterschiedlichen pH-Werte im Wald. Im Wald liegt die Bodenreaktion meist bei pH 4. Dies ist ungünstig für anezische Regenwürmer (Ehrmann et al. 2002). An den Grenzen zum Acker sind die pH-Werte vor allem durch Staubeinträge erhöht.

c) die unterschiedliche Bodenfeuchten im Wald. Die Fundorte anezischer Regenwürmer im Wald liegen in Unterhangposition. Dort ist der Bodenfeuchte höher. In Kombination mit einem höheren pH-Wert sind dort insgesamt die Standortbedingungen günstiger.

### Schlußfolgerungen

- Die Kartierung der Spuren anezischer Regenwürmer ist bei geeigneten Bedingungen eine effektive Methode um das Vorkommen dieser Lebensform in der Landschaft zu erfassen.
- Zwei Kleinlandschaften des Kraichgaus weisen große Unterschiede beim Vorkommen anezischer Arten auf. Ursachen sind vermutlich Landschaftstruktur, pH-Wert und Bodenfeuchte.

### Literatur

Ehrmann, O., Sommer, M. und T. Vollmer (2002): Regenwürmer in Wäldern Baden-Württembergs: In: Sommer, M., Ehrmann, O., Friedel, J.K., Martin, K., Vollmer, T. und G. Turian: Böden als Lebensraum für Organismen. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 63, Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Universität Hohenheim, Stuttgart

Marinissen, J.C.Y. und F. Van Den Bosch (1992): Colonization of new habitats by earthworms. *Oecologia* 91, 371-376.

### Anschrift

Nürtingerstr. 44, D-72639 Neuffen; otto.ehrmann@gmx.de

Tab. 1: Eignung von verschiedenen Regenwurmarten für eine Kartierung

	Spuren an der Oberfläche	Zeitpunkt	Erkennbarkeit**	ähnliche Spuren	Eignung für Kartierung
<b>epigäische</b>					
<i>Lumbricus rubellus</i>	S (L)	ganzjährig*	+	L. ter	+
<i>Dendrobaena octaedra/rubida</i>	-	-	-	-	-
<b>endogäische</b>					
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	((L))	Frühjahr/Herbst	-	-	-
<i>rosea</i>	((L))	Frühjahr/Herbst	-	-	-
<i>Allolobophora chlorotica</i>	(?)	?	-	-	-?
<i>Octolasion lacteum/cyaneum</i>	(?)	?	?	-	-?
<b>anezische</b>					
<i>Lumbricus badensis</i> *	S (L)	ganzjährig*	+++	-	+++
<i>Lumbricus polyphemus</i> *	S (L)	ganzjährig*	++	L. ter.	++
<i>terrestris</i> *	S (L)	ganzjährig*	++	L. rub. L.ter	++
<i>Aporrectodea longa</i>	L	Frühjahr/Herbst	+++	N. sp.	++

\* sofern geeignete Bedingungen (>>0°C, feucht) \*\* Acker > Wald > Grünland L = Losungen, S = Streuhäufchen

Tab. 2: Vergleich von Regenwurmfängen und der Kartierung der Spuren von Regenwürmern

	Regenwurmfänge	Kartierung Spuren
Probestellen/Tag	~ 1	~ 50-100
mögliche Termine	Frühjahr und Herbst	prinzipiell ganzjährig, aber artspezifisch und von Witterung abhängig
Parameter	- Anzahl, - Biomasse, - Art	- Vorkommen anezischer Arten ja/nein, - ungefähre Anzahl



Abb. 1: Vorkommen anezischer Regenwürmer in Kumpbrunnen und Friesentaler Grund (vorläufige Karte). Feuchte Stellen mit Vorkommen anezischer Regenwürmer sind mit einem F markiert. An Stellen mit ? wurden nicht alle Hecken/Obstbäume bonitiert. Die Äcker konnten aufgrund von Einschränkungen infolge Bewirtschaftung bisher nicht vollständig kartiert werden.

# Lokalisierung und Identifizierung von Mikroorganismen in strukturierten Böden mit Hilfe der FISH-Technik

Thilo Eickhorst und Rolf Tippkötter

## 1. Einführung und Zielsetzung

Neben der phylogenetischen Zusammensetzung von mikrobiellen Gemeinschaften spielt auch deren Verteilung und Anordnung in der Bodenmatrix eine wichtige Rolle.

Mit herkömmlichen Verfahren der Isolierung und Kultivierung von Mikroorganismen lässt sich nur ein geringer Anteil an den tatsächlich vorhandenen Organismen im Boden nachweisen. Die Kultivierbarkeit der Bodenbakterien ist < 1 % (TORSVIK et al., 1990). Zudem wird mit diesen Methoden keine Lokalisierung im Raum ermöglicht.

In den letzten 10 Jahren wurden molekularbiologische Verfahren entwickelt, die eine kultivierungsunabhängige Identifizierung der Mikroorganismen erlauben (AMANN et al., 1995). Bei der Fluoreszenz *in situ* Hybridisierung (FISH) binden sich 16S rRNA gerichtete Oligonukleotidsonden mit einer Ziel-rRNA. Mit fluoreszenzmarkierten Sonden (AMANN et al., 1990) ermöglicht diese Technik die Detektion und Identifikation von einzelnen Zellen *in situ* unter dem Fluoreszenzmikroskop.

Ziel ist es, eine Methode zu entwickeln, mit der Mikroorganismen *in situ* in zwei- bzw. dreidimensionaler Anordnung detektiert werden können.

## 2. Material und Methoden

### *Hybridisierung*

Aus dem Aeh-Horizont eines Podsol unter Kiefern wurden strukturierte Bodenproben in Mikrostechzylindern (2 cm<sup>3</sup>) entnommen. Die Zellfixierung erfolgte 12 h mit 4 % (w/v) Paraformaldehyd bei 4 °C. Die Hybridisierung der Bakterien in den Proben wurde 3 h bei 46 °C mit einem Hybridisierungspuffer (35 % Formamid) und mit Fluorescein markierten

Oligonukleotidsonden durchgeführt (PERNTHALER et al., 2001). Für die Entwicklung dieser Methode wurde exemplarisch die Sonde EUB338 eingesetzt, die gegen die 16S rRNA aller Mitglieder der Domäne Bacteria gerichtet ist (AMANN et al., 1990). Die nicht gebundenen Sonden wurden bei 48 °C aus der Bodenprobe ausgewaschen (PERNTHALER et al., 2001).

### *Herstellung von Anschliffen*

Die Bodenstrukturproben wurden mit der aufsteigenden Acetonreihe (70 %, 90 % und 2 x 100 %) dehydratisiert (TIPPKÖTTER & RITZ, 1996). Die Tränkung erfolgte durch kapillaren Aufstieg mit Polyesterharz (Palatal P 5-01) unter Vakuum.

Nach dem Anschneiden der polymerisierten Blöcke mit einer Trennschleifmaschine (Woco 50, Conrad) folgte das Anschleifen mit einer Präzisions-Flächenschleifmaschine (MPS 2, G&N). Anschließend wurde die Oberfläche von Hand mit Korund (Körnung 800) poliert.

### *Mikroskopische Auswertung*

Um das Ausbleichen der Fluorochrome durch das Anregungslicht zu reduzieren, wurde auf die Oberflächen der Anschliffe ein Antibleichmedium aus Citifluor AF 1 (Citifluor Ltd.) und Vectashield H-1000 (Vector Laboratories) in PBS-Puffer aufgetragen.

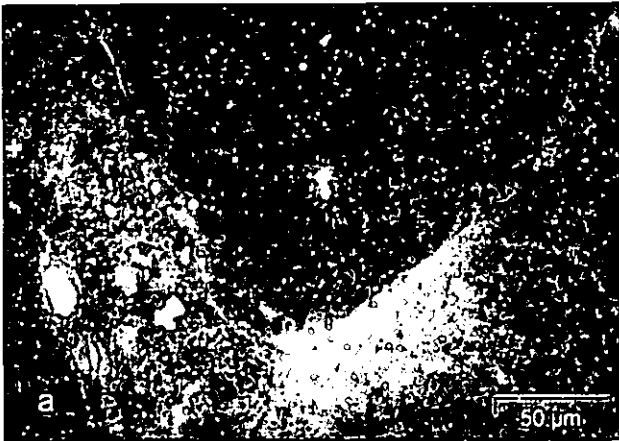
Die fluoreszenzmikroskopischen Untersuchungen wurden mit einem ZEISS Axioskop 2 und den Filtersätzen 02 und 09 sowie Quecksilberhochdrucklampe HBO 103 W/2 durchgeführt. Zur Dokumentation der Ergebnisse wurde eine CCD-Kamera (Colorview II, Soft Imaging) und eine Analysesoftware (ANALYSIS 3.2, Soft Imaging) eingesetzt.

Zur Ermittlung der Detektionsrate wurde eine Gegenfärbung der Probe mit dem hochspezifischen DNA-Farbstoff DAPI (4',6-Diamidino-2-Phenylindol) durchgeführt (PORTER & FEIG, 1980).

## 3. Ergebnisse

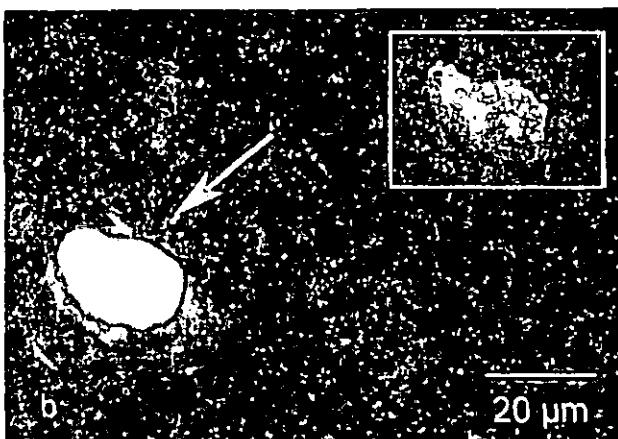
In den durch FISH markierten Strukturproben ließen sich neben einer Vielzahl von Bakterienkolonien auch einzelne Kokken detektieren. Der Anteil von hybridisierten Zellen an der mit DAPI ermittelten Gesamtzellzahl liegt bei 70 %. Autofluoreszenzen, wie sie die Anwendung der FISH-Technik an Boden-

suspensionen negativ beeinflussen (HAHN et al., 1992), waren nicht feststellbar. Die Signale an den Hybridisierungsstellen in den Strukturproben ließen sich sehr gut vor dem Hintergrund der Bodenmatrix auswerten.



Die Abbildung (a) zeigt einen Quarzit im Anschliff eines ungestörten Podsols unter Kiefern (Hope, Niedersachsen) mit angrenzendem Ton-Humus-Komplex (unten links) und umgebenden Porenraum. Die mit der Fluorescein markierten Sonde EUB338 detektierten Bakterien sitzen auf der Mineraloberfläche sowie zwischen dem Quarzit und dem Ton-Humus-Komplex.

Große Bakterienkolonien haben entsprechend ihres Gehalts an rRNA eine hohe Signalintensität. Durch die Reduktion der Belichtungszeit lässt sich auch deren Einzelzellstruktur erkennen. Abbildung (b) zeigt eine Bakterienkolonie auf einem Quarzit im Anschliff eines Podsols. Die Aufnahme im Kasten wurde mit einer deutlich kürzeren Belichtungszeit aufgenommen.



#### 4. Schlussfolgerungen und Perspektiven

Es ist erstmals gelungen, die FISH-Technik zur räumlichen Detektion von Mikroorganismen am Beispiel der Domäne Bacteria anzuwenden. Die Verknüpfung der FISH-Technik mit Verfahren der Mikropedologie ermöglicht eine spezifische Lokalisierung und Charakterisierung der Dynamik von Mikroorganismen in der Bodenmatrix. Die Verwendung entsprechender rRNA-Sonden erlaubt zudem eine sequenzielle Identifizierung von Gruppen bis zu einzelnen Spezies.

Neben einer gesicherten Auskunft über die Anzahl und Verteilung der Mikroorganismen im Boden können durch die Ermittlung von Schlüsselpopulationen weiterführende Schlussfolgerungen gezogen werden. Dies ist vor allem im Bereich der Umsetzungsprozesse von organischen und anorganischen Bestandteilen des Bodens von großem Interesse. So genannte 'Hot Spots' lassen sich gezielt auf die aktiven mikrobiellen Gemeinschaften untersuchen.

Eine Herabsetzung der Nachweisgrenze lässt der Einsatz sensitiverer FISH-Protokolle erwarten.

#### 5. Literatur

- AMANN, R.I., BINDER, B.J., OLSON, R.J., CHISHOLM, S.W., DEVEREUX, R. & STAHL, D.A. (1990). Combination of 16S rRNA-targeted oligonucleotide probes with flow cytometry for analyzing mixed microbial populations. *Applied and Environmental Microbiology*, 56, 1919-1925.
- AMANN, R.I., LUDWIG, W. & SCHLEIFER, K.-H. (1995). Phylogenetic identification and in situ detection of individual microbial cells without cultivation. *Microbiological Review*, 59, 143-169.
- HAHN, D., AMANN, R.I., LUDWIG, W., AKKERMANS, A.D.L. & SCHLEIFER, K.-H. (1992). Detection of micro-organisms in soil after *in situ* hybridization with rRNA-targeted, fluorescently labelled oligonucleotides. *Journal of General Microbiology*, 138, 879-887.
- PERNTHALER, J., GLÖCKNER, F.O., SCHÖNHUBER, W. & AMANN, R. (2001). Fluorescence in situ hybridization (FISH) with rRNA-targeted oligonucleotide probes. In: PAUL, J. (Hrsg.). *Methods in Microbiology*, Vol. 30. Academic Press Ltd, London, 207-226.
- PORTER, K.G. & FEIG, Y.S. (1980). The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnology and Oceanography*, 25, 943-948.
- TIPPKÖTTER, R. & RITZ, K. (1996). Evaluation of polyester, epoxy and acrylic resins for suitability in preparation of soil thin sections for in situ biological studies. *Geoderma*, 69, 31-57.
- TORSVIK, V., GOKSØYR, J. & DAAE, F.L. (1990). High diversity in DNA of soil bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 56, 782-787.



## Beziehungen zwischen modifizierter Arten / Lebensform-Diversität von Regenwürmern (Lumbricidae) und Bodeneigenschaften

C. Emmerling, H. Göhler, J. Altmeier

### 1. Einleitung:

Regenwürmer gestalten ihren Lebensraum durch die Grabaktivität selbst und können ihn für andere Organismen modifizieren. Sie haben einen signifikanten Einfluss auf zahlreiche Bodeneigenschaften, wie Streuabbau, Stabilisierung des Bodengefüges und Aufbau eines komplexen Röhrensystems, was positive Effekte auf die Wasserleitfähigkeit und das Infiltrationsvermögen von Böden hat.

Regenwürmer werden in drei ökologische Kategorien eingeteilt:

1. *Anezische Arten* – sogenannte Tiefgräber – pendeln zwischen Mineralboden und Bodenoberfläche in vertikalen Wohnröhren, die mehrere Meter tief angelegt sein können. Sie ernähren sich vom Bestandesabfall an der Bodenoberfläche. 2. *Endogäische Arten* – Mineralbodentiere – leben im Mineralboden. Ihr Gangnetz verläuft vorwiegend horizontal-diagonal und sie ernähren sich von organischer Substanz im Boden. 3. *Epigäische Arten* – Streubewohner – besiedeln die Humusaufgabe und die Streuschichten und ernähren sich ebenfalls von den Bestandesabfällen.

In einem Gefäßversuch sollte die Frage geklärt werden, ob es eine Beziehung zwischen dem Streuabbau, der Aggregatstabilität oder der Infiltrationsrate und der inter- oder intraspezifischen Diversität von Lumbriciden gibt.

---

Universität Trier, FB VI -Bodenkunde  
FB VI – Abteilung Bodenkunde, Campus II  
54286 Trier  
(emmerling@uni-trier.de)

### 2. Material & Methoden

#### Aufbau des Gefäßversuches

**Gefäße:** PVC – Rohre, 60 cm Höhe, 20 cm Durchmesser

**Boden:** Ober- und Unterbodenmaterial einer Parabraunerde aus Löss

**Aufbau:** 20 cm humoser Oberboden über 35 cm Unterboden über 5 cm Dränschicht (Kies/Sandgemisch); Ablauf für Sickerwasser; eingestellte Lagerungsdichte von 1,5g / cm<sup>3</sup>; 70% max. WHK

**Streu:** je Gefäß 6 g getrocknetes Heu, nach Aufbringung angefeuchtet

#### Varianten:

1	6 Ind. L. terr.	anezisch (an)
2	6 Ind. L. rub.	epigäisch (ep)
3	6 Ind. Oct. cyan.	endogäisch (en)
4	3 L. terr. + 3 L. rub	an + ep
5	3 L. terr. + 3 Octol.	an + en
6	3 L. rub. + 3 Octol.	ep + en
7	2 L. terr. + 2 L. rub + 2 Oct.	an + ep + en
8	3 L. terr. + 3 A. longa	an + an
9	3 Octol. + 3 A. cal.	en + en
10	Kontrolle	(ohne Lumbriciden)

### 3. Erste Ergebnisse

a: Der Streuabbau, bezogen auf das Frischgewicht, wurde maßgeblich durch anezische und epigäische Lumbriciden gesteuert, insbesondere in der Kombination aus anezischen und epigäischen Arten. Die intraspezifischen Unterschiede zwischen *Lumbricus terrestris* und *Aporrectodea longa*, sowie zwischen *Octolasion cyaneum* und *Aporrectodea caliginosa* waren sehr gering (Abb. 1).

b. Die Infiltrationsrate wurde ebenfalls durch die Lumbriciden gefördert, insbesondere durch anezische Arten und in der Kombination aus anezischen und endogäischen Regenwürmern. Die intraspezifischen Unterschiede waren wiederum sehr gering (Abb. 2).

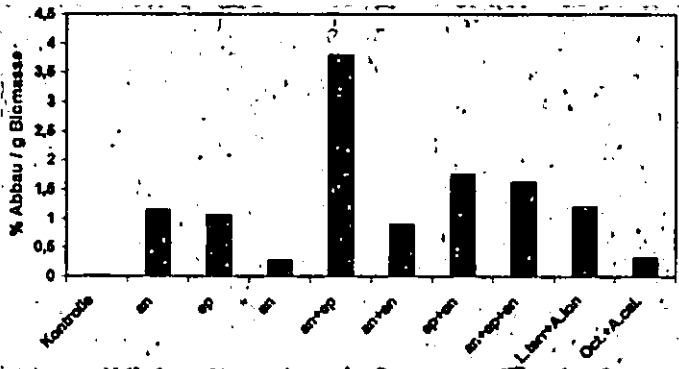


Abb. 1: Einfluss der Zusammensetzung der Lumbricidengemeinschaft auf den Abbau von Heu (in % pro g Biomasse) über einen Zeitraum von 27 Tagen

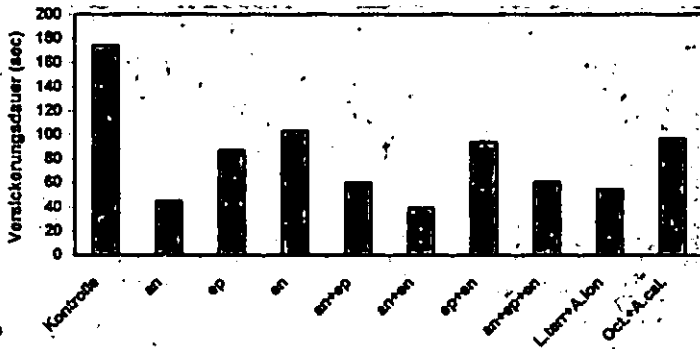


Abb. 2: Einfluss der Zusammensetzung der Lumbricidengemeinschaft auf die Sickerwasserperkolationsdauer (Versickerungsdauer von 1 Liter Wasser)

c. Der Einfluss der Zusammensetzung der Lumbricidengemeinschaft auf die Aggregatstabilität war im Unterboden nur geringfügig nachzuweisen. Die Aggregatstabilität war in der Variante mit anezischen Lumbriciden leicht erhöht. Deutliche Einflüsse zeigten sich im Oberboden: Die Aggregatstabilität wurde

insbesondere durch anezische, endogäische und in der Kombination aus anezischen und epigäischen Arten gefördert. Die intraspezifischen Unterschiede waren auch hier sehr gering (Abb. 3).

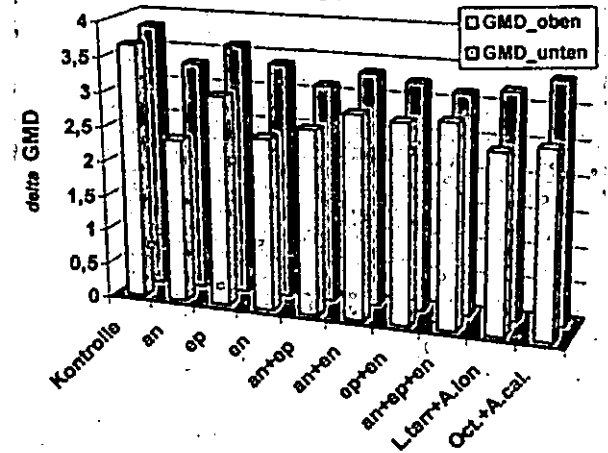


Abb. 3: Einfluss der Zusammensetzung der Lumbricidengemeinschaft auf die Aggregatstabilität (gewichteter mittlerer Durchmesser der Aggregate - Nasssiebung) von Ober- und Unterboden

#### 4. Schlussfolgerungen:

Unsere ersten Ergebnisse bestätigen den positiven Einfluss von Lumbriciden auf wesentliche Bodeneigenschaften, wie Streuabbau, Infiltrationsrate und Aggregatstabilität.

Bei allen geprüften Eigenschaften zeigten sich deutliche interspezifische Unterschiede innerhalb der drei Lebensformen

Die bisherigen Ergebnisse lassen noch keine endgültige Aussagen zu intraspezifischen Unterschieden zu. In einem aktuellen Versuch werden z.Z. verschiedene anezische und endogäische Arten allein und in Kombination gegenübergestellt.

## Eigenschaften und bodenökologische Bedeutung biologischer Krusten in einem semiariden Dünen-Ökosystem der Negev in Israel

Peter Felix-Henningsen<sup>1</sup> und Bodo Rummel<sup>1</sup>

Im Rahmen eines interdisziplinären BMBF-Forschungsvorhabens in zwei klimatisch unterschiedlichen Teilgebieten des semiariden Dünen-Ökosystems bei Nizzana in der westlichen Negev/Israel, wurden Transekt-Untersuchungen zu den Eigenschaften und ökologischen Funktion der sog. „biologischen Kruste“ durchgeführt. Die räumliche Variabilität der Krusteneigenschaften (Dicke, Stabilität und stoffliche Zusammensetzung) in Abhängigkeit vom Dünenrelief (Exposition, Reliefposition) und von den Jahresniederschlagsmengen standen dabei im Vordergrund.

Das Klima der westlichen Negev wird durch einen steilen Gradienten abnehmender Winterniederschläge vom Mittelmeer landeinwärts geprägt. Das langfristige Niederschlagsmittel in „Nizzana-Süd“ beträgt etwa 75 mm a<sup>-1</sup>, mit einer hohen jährlichen Variabilität. In dem nur etwa 15 km weiter nördlich gelegenen Untersuchungsgebiet „Nizzana 84“ steigen die Jahresniederschläge auf etwa 130 mm an. Die Temperaturen an der Bodenoberfläche variieren je nach Exposition, Tages- und Jahreszeit zwischen < 5 °C im Winter und 60 °C im Sommer. In „Nizzana-Süd“ werden Relief und Ausgangssubstrat der Böden durch 10 – 15 m hohe, E-W streichende Längsdünen geprägt, die den östlichen Ausläufer des in Ägypten gelegenen Sinai-Sandfeldes bilden. Die Längsdünenzüge sind durch bis zu 200 m breite interdunale Täler voneinander getrennt. Neben flachen Dünenrücken treten hier salz- und carbonatreiche, tonige Sedimente als ebene Playas auf, die im Pleistozän mit Hochwässern des östlich des Dünenfeldes gelegenen Nahal-Nizzana eingetragen wurden. Während die vegetationsfreien Dünenkämme noch aus mobilen Dünenansanden bestehen, sind die Dünenhänge und sandigen interdunalen Talböden seit Ende der nomadischen Weidewirtschaft mit Einrichtung eines militärischen Sperrgebietes 1982 durch aufgelockerte Buschvegetation sowie anuelle Gräser und Kräuter bedeckt. Im nördlichen Untersuchungsgebiet „Nizzana 84“ umschließen sich überkreuzende Längs- und Querdünen interdunale Becken. Durch die höheren Jahresniederschläge ist die Buschvegetation dichter und auch die Dünenkämme sind vegetationsbestanden. Salzeinträge über Niederschläge (> 100 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> n. Yaalon, 1963) vom etwa 45 km entfernten Mittelmeer, sowie über Staubdeposition aus angrenzenden Wüstengebieten, führen zu einer langsamen Anreicherung leicht und schwer löslicher Salze in den Böden. Als Bodentyp dominieren in beiden Untersuchungsgebieten schwach entwickelte, carbonathaltige Calcaric Arenosols (vgl. Pfisterer et al., 1996), deren Oberfläche durch die „biologische Kruste“ stabilisiert wird. Die Kruste stellt eine Lebensgemeinschaft aus Blaualgen (Cyanobakterien, u.a. *Microcoleus socialis*, *Nostoc* sp., *Calothrix*) und Grünalgen dar. In den interdunalen Tälern und an den nordexponierten Unterhängen, die länger feuchte Standorte darstellen, treten Moose und Flechten hinzu (Lange, 1992). Die Organismen sind unempfindlich gegen Wasserstress und hohe Temperaturen, kommen in kürzester Zeit nach Befeuchtung durch Niederschlagsereignisse, Taufall (ca. 180 Tage mit Taufall a<sup>-1</sup>) oder Nebelniederschlag zur Photosynthese. Unterhalb einer etwa 2 mm mächtigen, dunkleren aktiven Mikrophyten-Kruste ist der Dünenand durch lösliche Salzen, Carbonate und Feinsubstanz verkrüftet. Mikromorphologisch treten neben den chlorophyllhaltigen Kolonien der Cyanobakterien deren verzweigte Filamente hervor, die die Intergranularräume durchziehen. Sie scheiden Polysaccharide und Schleimstoffe aus (Lange et al., 1992), durch die sie sich an die Sandkörner heften und deren Aggregation bedingen. Durch Wasseraufnahme vergrößern die Filamente ihr Volumen um das Zehnfache, so dass die Kapillarität innerhalb

der Kruste erhöht wird (Danin et al., 1989). Die Gesamtkruste ist in „Nizzana Süd“ auf vegetationsfreien Flächen zwischen den Büschen etwa 0,5 – 1 cm mächtig. In dem klimatisch feuchteren Gebiet „Nizzana 84“ ist die Kruste mit 1 – 3 cm deutlich mächtiger und stabiler. Eine deutliche Beziehung der Krustenausprägung besteht zur Reliefposition und Exposition. In den windgeschützten Lagen der interdunalen Täler sowie an den nordexponierten Unterhängen ist die Kruste generell mächtiger, stabiler und chlorophyllreicher als an den Südhängen und in den Kamm-lagen. Unter den Kronen der Büsche wächst die anorganische untere Kruste auf eine Mächtigkeit bis zu 5 cm an, da die Büsche die äolische Deposition fördern. Zudem scheidet die *Chenopodiaceae Anabasis articulata* Salze aus, die sich in der Kruste anreichern. Deutliche Unterschiede in der Krustenmächtigkeit und der stofflichen Zusammensetzung bestehen somit auch zwischen den Buscharten (Felix-Henningsen & Rummel, 2001).

Der unter der Kruste folgende Oberboden des Calcaric Arenosols ist unverfestigt. Daher stabilisiert die Kruste die Dünenansande und verhindert ihre Deflation.

Tab. 1: Mittelwerte (M, n=15) und Variationskoeffizienten (V in %) der Krusten und Oberböden entlang der Transekte in „Nizzana 84“ und „Nizzana-Süd“ (TDS= Gesamtsalz, modelliert nach LF; Salzformen modelliert aus Kationen- und Anionengehalten)

	Nizzana 84				Nizzana-Süd			
	Kruste		Oberboden		Kruste		Oberboden	
	M	V	M	V	M	V	M	V
FS < 63µm (Mas.-%)	25,49	63,86	10,78	66,58	12,04	51,54	8,66	63,79
CaCO <sub>3</sub> (Mas.-%)	7,22	69,17	3,35	83,22	6,51	16,07	5,39	28,01
Conn (Mas.-%)	0,70	49,28	0,23	62,65	0,49	72,34	0,18	69,81
N <sub>t</sub> (Mas.-%)	0,08	36,76	0,03	31,62	0,05	43,82	0,03	28,16
C/N	8,33	25,28	6,86	59,10	9,24	32,69	6,14	85,78
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -nim (mg kg <sup>-1</sup> )	4,26	67,45	0,86	65,26	2,18	108,87	0,45	73,97
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	0,75	45,66	1,60	66,67	1,85	103,52	1,94	75,17
N <sub>org</sub> -lös (mg kg <sup>-1</sup> )	7,27	53,61	3,63	48,34	3,62	61,88	1,81	45,52
pH	7,39	2,81	8,14	3,67	7,71	3,21	8,28	3,78
TDS (mg kg <sup>-1</sup> )	651,66	11,37	241,57	29,08	538,83	24,44	217,35	21,81
CaSO <sub>4</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	42,00	58,36	14,40	78,82	45,00	52,67	17,00	93,81
NaHCO <sub>3</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	87,20	83,31	43,40	44,18	64,86	24,65	43,36	25,88
KNO <sub>3</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	5,33	46,83	17,47	73,95	10,07	45,99	13,93	78,95
KHCO <sub>3</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	81,67	42,37	37,60	41,68	39,93	38,35	31,60	26,30
MgCl <sub>2</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	30,80	51,18	19,60	47,78	33,43	52,22	17,07	51,23

Die Textur der Arenosols wird in allen Tiefen von mfs dominiert. Lokal und räumlich sehr variabel treten erhöhte Feinsubstanzgehalte in der biologischen Kruste als Folge von trockener Deposition und Umverteilung von Stäuben auf. Die Carbonatgehalte sind in der biologischen Kruste gegenüber dem Ober- und Unterboden leicht erhöht.

In der biologischen Kruste werden organische Substanz und Stickstoff angereichert, der zum größten Teil aus der N-Fixierung der Cyanobakterien resultiert. Unter den wasserlöslichen N-Verbindungen dominiert der lösliche organische Stickstoff als Bestandteil der extrazellulären Polysaccharide vor Ammonium und Nitrat. Nitrat ist dagegen im Oberboden unterhalb der Kruste in einem stärkeren Maße angereichert, möglicherweise als Folge der Mineralisierung älterer bedeckter Krustengenerationen oder der Nitratverlagerung aus der Kruste. Höhere Humusgehalte treten im Oberboden nur unter den Büschen auf, die überwiegend in der Trockenzeit Laub abwerfen. Die Streu, Beschattung und Stabilisierung des Oberbodens durch Salze führt unter den Büschen zu einer ausgeprägten Abundanz im Boden lebender Tiere, vor allem Insekten, die Laubstreu bioturbat einmischen. Die pH-Werte liegen in der biologischen Kruste im Bereich pH 7,8 – 8,5, darunter in allen Tiefen zwischen pH 8,5 – 9,5. Mit Leitfähigkeiten unter 0,5 mS cm<sup>-1</sup> in allen Tiefenstufen sind die Böden als „salzarm“ zu klassifizieren. Die Kruste fungiert somit als Akkumulator der trockenen und nassen Deposition. Deponierte Stäube werden überwachsen und so in die Kruste inkorporiert. Zusammen mit den bei Feuchtigkeit quellenden Filamenten der Cyanobakterien führen die höheren Gehalte an Feinsubstanz, Carbonaten und löslichen Salzen zu einer Zunahme der Kapillarität, welche die Interception der Kruste erhöht. Untersuchun-

gen der Bodenwassergehalte auf vegetationsfreien Flächen mittels TDR zeigen, dass Niederschläge unter 5 mm pro Ereignis in einer Tiefe von 6 – 10 cm unter der Oberfläche keinen Einfluss auf den Bodenwassergehalt haben, da sie offenbar vollständig der Evaporation unterliegen. Starke Niederschlagsereignisse können auf den überkrusteten Dünenhängen zu Oberflächenabfluss führen (Kidron & Yair, 1997), da die Infiltrationskapazität gegenüber dem krustenfremden Dünen sand deutlich herabgesetzt ist (Veste et al., 2001). Ein effektiver Oberflächenabfluss, dürfte jedoch nur bei Starkniederschlägen und kleinräumig wirksam werden, da die Kruste als Folge der biologischen Aktivität insbesondere unter Vegetationsbeständen durchlöchert ist. Somit steuert die Kruste die Wasser- und Stoffflüsse und führt zu einer Konzentration der Bodenfeuchte dort, wo sie Löcher oder Beschädigungen durch Bodentiere aufweist. Diese Bereiche der präferentiellen Infiltration sind zugleich die bevorzugten Standorte für die Keimung der anuellen Vegetation, zumal eine stabile durchgehende Kruste die Verwehung der Samen fördert und das Eindringen von Keimwurzeln erschwert.

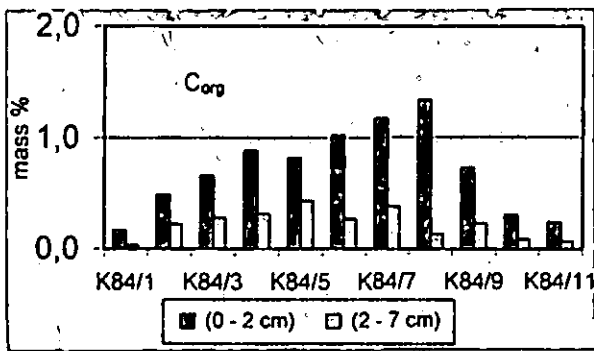
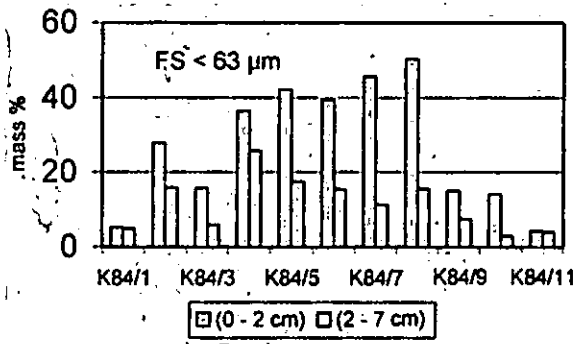


Abb. 1: Transekt „Nizzana 84“ – Gehalte an Feinsubstanz (FS) < 63 µm und C<sub>org</sub> in biologischer Kruste und Oberboden von Calcaric Arenosols. K84/1 – K 84/3; Südexponierter Hang, K 84/4 – K 84/7; Interdüne, K 84/8 – K 84/11; Nordexponierter Hang.

Die Verdunstung führt dazu, dass die mit Niederschlägen deponierten Ionen als leicht und schwerlösliche Salze gefällt und angereichert werden. Sie werden auch durch stärkere Niederschläge, die in die Kruste infiltrieren, nicht oder nur unvollständig ausgewaschen, so dass das Salzmaximum in der Kruste stets erhalten bleibt. Na-Salze treten als mäßig lösliches NaHCO<sub>3</sub> bzw. Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> auf. In keinem der oberflächennahen Horizonte bis 40 cm Tiefe ist NaCl festzustellen. Dafür tritt parallel dazu leicht lösliches MgCl<sub>2</sub> und in größerer Tiefe CaCl<sub>2</sub> auf. Offenbar erfolgt mit der Niederschlagsdeposition von marinem NaCl im Oberboden Boden eine Reaktion mit Ca(HCO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> bzw. dem besser löslichen Mg(HCO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> und Bildung von leicht löslichen Erdalkali-Chloriden. Die Umwandlung von deponierten marinen Chloriden in den carbonathaltigen Böden ist von Vorteil für das System, da Na in (Hydrogen-)Carbonaten relativ festgelegt wird. Die entstehenden Ca-Mg-Chloride weisen eine größere Löslichkeit als NaCl auf und verteilen sich im Wurzelraum bis in größere Tiefen. Dieses mindert das osmotische Potential und den Salzstress der biologischen Kruste und der flachwurzelnden

anuellen Vegetation. Darüber hinaus wird mit der Neubildung von NaHCO<sub>3</sub> die Assimilation der biologischen Kruste gefördert, da Cyanobakterien gelöstes NaHCO<sub>3</sub> unter den Bedingungen starker Einstrahlung und niedriger CO<sub>2</sub>-Konzentrationen der Bodenluft als CO<sub>2</sub>-Quelle zur Assimilation verwenden (Kaplan & Reinhold, 1999). Die fortschreitende Umwandlung von NaHCO<sub>3</sub> in das besser lösliche und verlagerbare Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> führt nach der partiellen Hydrolyse zur Alkalisierung der schwach puffernden Unterböden mit pH-Anstieg auf Werte über pH 8,2.

Die Unterschiede der Krusteneigenschaften (Transektmittelwerte) zwischen beiden Untersuchungsgebieten (Tab. 1) sind auf die unterschiedlichen Jahresniederschlagsmengen (C<sub>org</sub>, N<sub>t</sub>, NH<sub>4</sub>-min, NO<sub>3</sub>-min, N<sub>org</sub>-lös, pH, Salze) zurückzuführen. Höhere Niederschläge führen in „Nizzana 84“ zu einer stärkeren Akkumulation von Biomasse und einem stärkeren Eintrag gelöster Ionen. Die dichtere Vegetation und die größere Entfernung von den Liefergebieten im Süden des Untersuchungsgebietes fördert gegenüber dem arideren Gebiet „Nizzana-Süd“ die Deposition von Feinsubstanz und Carbonatstaub. Die in beiden Untersuchungsgebieten erhebliche räumliche Variabilität der Krusteneigenschaften entlang der untersuchten Transekte zeigt sich an den Variationskoeffizienten (Tab. 1). Sie hängt vor allem vom Relief ab (Abb. 1). Dabei steuern Dünenhöhe und Exposition das Windfeld und die Beschattung und damit die äolische Deposition und Vitalität der Kruste. Sie wiederum wirkt sich auf die Anreicherung organischer Substanz (Abb. 1) und Stickstoff aus.

Literatur:

Danin, A., Bar-Or, Y., Dor, I. & Yisraeli, T. (1989): The role of cyanobacteria in stabilization of sand dunes in Southern Israel. - *Ecologia Mediterranea* 15: 55 – 64.  
 Felix-Henningsen, P. & Rummel, B. (2001): Verbreitung und Formen löslicher Salze als Indikatoren für Stoffflüsse in einem semiariden Dünenökosystem der Negev in Israel. - *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 96: 551 – 552.  
 Kaplan, A. & Reinhold, L. (1999): CO<sub>2</sub> concentrating Mechanisms in photosynthetic microorganisms. - *Annu.Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.*, 50: 539 – 570.  
 Kidron, G.J. & Yair, A. (1997): rainfall-runoff relationship over encrusted dune surfaces, Nizzana, Western Negev, Israel. - *Earth Surface Processes and Landforms*, 22: 1169 – 1184.  
 Lange, O.L., Kidron, G.J., Büdel, B., Meyer, A., Kilian, E. & Abelovich, A. (1992): Taxonomic composition and photosynthetic characteristics of the "biological soil crusts" covering sand dunes in the western Negev Desert. - *Functional Ecology* 6: 519 – 527.  
 Pfisterer, U., Blume, H.-P. & Beyer, L. (1996): Distribution pattern, genesis and classification of soils of an arid dune area in northern Negev. - *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 159: 419 – 428.  
 Veste, M. & Breckle, S.-W. (2000): Ionen- und Wasserhaushalt von *Anabasis articulata* in den Sanddünen der nördlichen Negev-Sinai-Wüste. In: Breckle, S.W. Schweizer, B. & Arndt U. (Hrsg.): *Ergebnisse weltweiter ökologischer Forschung*, Heimbach Vlg., Stuttgart, 481-485.  
 Yaalon, D.H. (1963): On the origin and accumulation of salts in groundwater and in soils of Israel. - *Bull. Res.Counc. Israel*, 11 G, 105 – 131.

Dank: Die Autoren danken dem BMBF für die großzügige finanzielle Förderung des Forschungsvorhabens "Wasserhaushalt und Salzdynamik in Böden des Dünengebietes von Nizzana (südliche Negev, Israel) und ihre ökosystemare Bedeutung", sowie dem Arid Ecosystem Research Center, Jerusalem, für die logistische und administrative Unterstützung.

## Auswirkungen unterschiedlich genutzter Luzernebestände auf labile Bodenstickstoff-Fraktionen im pannonischen Klimaraum Ostösterreichs

J.K. Friedel<sup>1</sup>, R. Farthofer<sup>1</sup>, G. Pietsch<sup>1</sup>, B. Freyer<sup>1</sup>

### Einleitung

Im Ökologischen Landbau ist die biologische Stickstoff (N)-Fixierung durch die Leguminosen – Rhizobium – Symbiose, v.a. als Futterleguminosenbestände, die wichtigste Stickstoffquelle. Diese zeichnen sich durch eine hohe Menge an Wurzelabscheidungen sowie Ernte- und Wurzelrückständen aus. Beides erhöht den Pool an labilen organischen Substanzen im Boden und trägt durch eine Stimulierung der N-Verfügbarkeit und Förderung der bodenbiologischen Aktivität zu der positiven Vorfruchtwirkung dieser Kulturen auf Nichtleguminosen als Nachfrüchte bei.

In den niederschlagsarmen Ackerbaugebieten Ostösterreichs dominiert auch im Ökologischen Landbau die viehlose Bewirtschaftung. Bei dieser Bewirtschaftungsform werden Futterleguminosen, vor allem überjährige Luzerne, als Reinbestand oder als Luzerne-Gräser-Gemenge angebaut. Die Bestände werden überwiegend als Gründüngung genutzt (Mulchnutzung). Da die Sommer trocken und die Winter kalt sind, erfolgt die Umsetzung der Futterleguminosenresiduen im Boden nur langsam. Es ist unklar, in wie weit es gegenüber Nichtleguminosenbeständen zu einer Erhöhung labiler Bodenstickstoff-Pools kommt.

Weil der N-Gehalt von Gräsern geringer als der von Leguminosen ist, ist eine stärkere Förderung labiler Boden-N-Fraktionen durch Luzerne-Reinbestände als durch Luzerne-Gräser-Gemenge anzunehmen. Ebenso wird bei Mulchnutzung ein stärkerer Effekt auf die labilen N-Verbindungen im Boden erwartet als bei Schnittnutzung, da mehr N-reiche Rückstände auf dem Feld verbleiben. Ziel dieser Untersuchung war es, diese Annahmen zu überprüfen und die Unterschiede zu quantifizieren.

### Material und Methoden

Die Untersuchungsflächen auf der Versuchswirtschaft Gross-Enzersdorf der Universität für Bodenkultur, Wien, (545 mm mittlerer Jahresniederschlag, 9,8°C Jahresdurchschnittstemperatur, Tschernoseme aus Löss) wurden 1997/98 auf Ökologischen Landbau umgestellt. In zwei aufeinander folgenden Jahren wurden in zwei getrennten Versuchsanlagen (VA1 und VA2) (randomisierter Blockversuch in vier Wiederholungen) jeweils folgende 6 Untersuchungsvarianten (4 Luzernevarianten und 2 Nichtleguminosenvarianten zum Vergleich) angelegt:

1. Luzerne-Reinbestand, Mulch;
2. Luzerne-Gräser-Gemenge, Mulch;
3. Luzerne-Reinbestand, Schnitt;
4. Luzerne-Gräser-Gemenge, Schnitt;
5. Gräser-Gemenge, Schnitt;
6. Roggen.

Die Hauptnutzungsjahre der Luzernebestände waren 2000 (VA1) und 2001 (VA2), die Ansaat erfolgt im Sept. (VA1) bzw. August (VA2) des Vorjahres. Die beiden nachfolgenden Früchte waren jeweils Winterweizen und Winterroggen.

Bodenproben wurden jeweils im April unter der ersten Folgefrucht Winterweizen und unter der zweiten Folgefrucht Winterroggen entnommen. Die labilen Boden-N-Fraktionen in 0-90 cm Bodentiefe wurden anhand des Mineralstickstoffs ( $N_{\min}$ , an insgesamt fünf Terminen im Jahr), des in 0,5M  $K_2SO_4$  extrahierbaren N, des mikrobiellen N (Chloroform Fumigations-Extraktionsmethode) und des im anaeroben Brutversuch mineralisierbaren N bestimmt.

Die Mittelwerte wurden nach 2-faktorieller Varianzanalyse mittels Tukey-Test ( $P < 0,05$ ) verglichen.

### Ergebnisse und Diskussion

Aufgrund von Trockenperioden im Frühjahr 2000, Winter 2000/01, im Frühjahr 2001 und im Winter 2001/02 waren die Böden von Sommer 2000 bis Winter 2001/02 außer unter Roggen relativ trocken (pF-Werte über 2,5). Die Erträge der Luzernebestände (durchschnittl. TM-Ertrag VA1, 2000: 6,5 t ha<sup>-1</sup>; VA2, 2001: 11,7 t ha<sup>-1</sup>) sowie der Folgefrüchte in den Jahren 2000 bis 2002 waren wasserlimitiert. Der Umsatz der Residuen war durch die Trockenheit in VA1 verlangsamt. Der Ertragsanteil der Gräser im Gemenge war gering (Mittel von 3 Aufwüchsen, VA1, 2000: 23%; VA2, 2001: 8%).

In VA1 gab es keine Unterschiede in den  $N_{\min}$ -Gehalten zwischen den Versuchsvarianten, wohl aufgrund der geringen Erträge der Luzernebestände und des langsamen Umsatzes der Residuen (Erg. nicht dargestellt). In VA2 waren nach Umbruch der Bestände unter Winterweizen die  $N_{\min}$ -Gehalte nach Luzerne höher als nach Gräser-Gemenge (Okt. 2001, März 2002). Unterschiede innerhalb der Luzernevarianten gab es nicht. Keinen Effekt des Nutzungsregimes (Mulch / Schnitt) von Klee gras auf den  $N_{\min}$ -Gehalt stellten ebenfalls Drey mann et al. (2003) fest.

Die Gehalte des  $K_2SO_4$ -extrahierbaren N unterschieden sich in 0-30 cm Bodentiefe zwischen den Varianten nicht. In 30-60 cm Tiefe waren die Gehalte nach Luzerne und Luzerne-Gräser-Gemenge (Mulch) höher als nach Gräser-Gemenge (Abb. 1). Absicherbare Unterschiede zwischen den verschiedenen Luzernevarianten ergaben sich nicht.

Die Gehalte an mikrobiellem N der Versuchsvarianten unterschieden sich mit einer Ausnahme nicht. In VA2 waren im April 2003 unter Roggen die Gehalte

<sup>1</sup>: Institut für Ökologischen Landbau, Universität für Bodenkultur, Gregor-Mendel-Strasse 33, A-1180 Wien  
Tel.: +43 1 47654 3750; Fax: +43 1 47654 3792  
e-mail: juergen.friedel@boku.ac.at

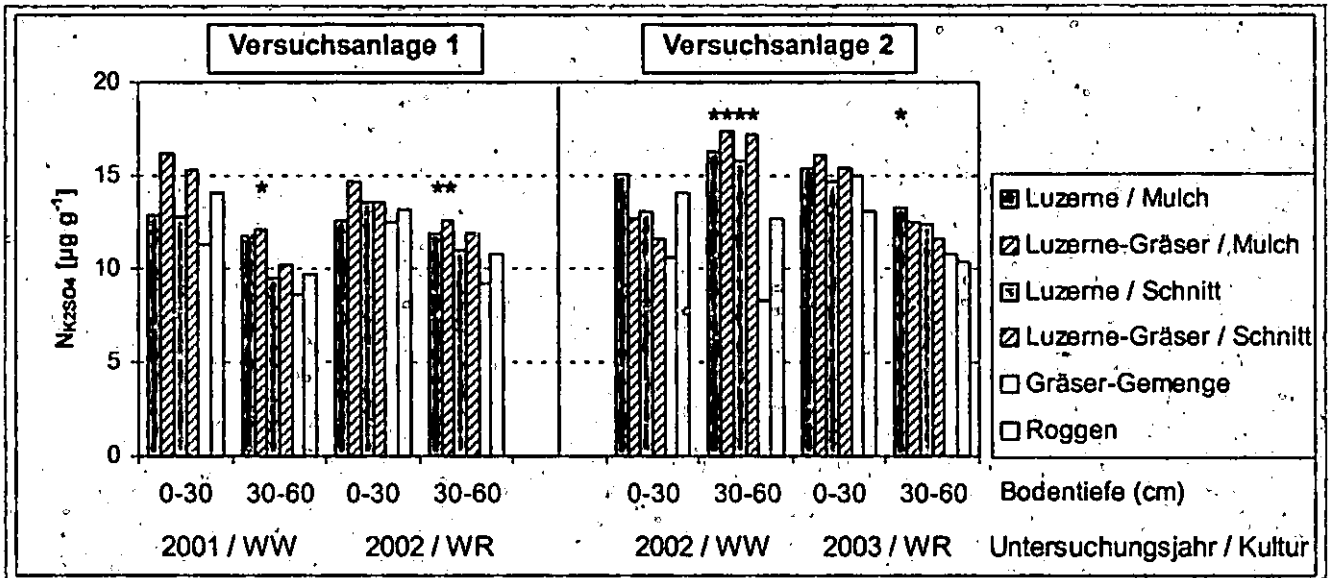


Abb. 1:  $K_2SO_4$ -extrahierbarer Bodenstickstoff nach unterschiedlichen Vorfruchtvarianten. WW: Winterweizen; WR: Winterroggen; \*: signifikant ( $P < 0,05$ ) von "Gräser-Gemenge" verschieden.

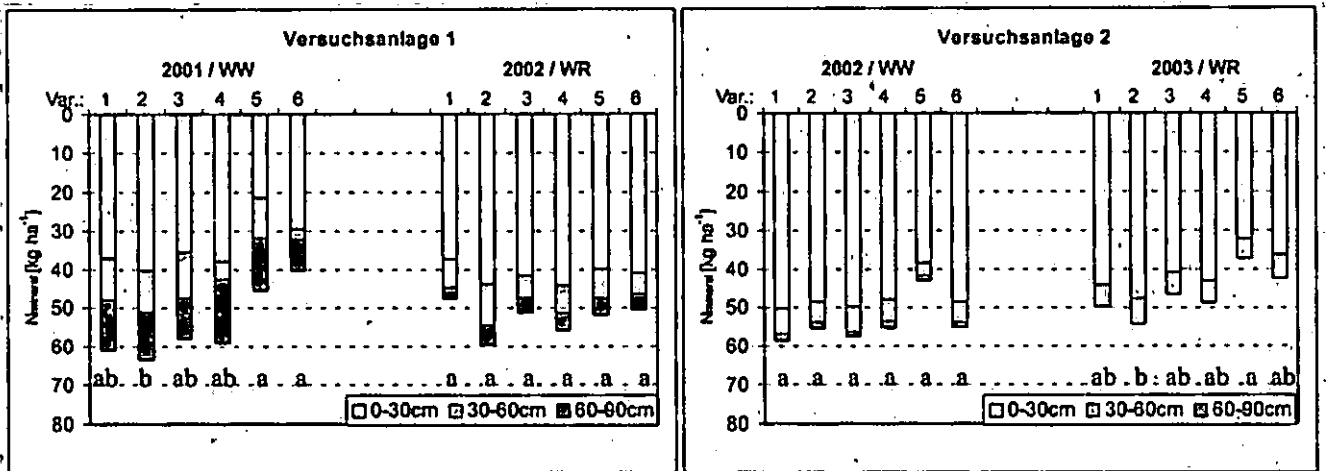


Abb. 2: Im Brutversuch mineralisierbarer Stickstoff nach unterschiedlichen Vorfruchtvarianten. WW: Winterweizen; WR: Winterroggen. Mittelwerte eines Termins mit gleichen Buchstaben sind nicht signifikant verschieden ( $P < 0,05$ ).

in Var. Luzerne-Gräser-Gemenge / Mulch höher als unter der entsprechenden Schnittvariante (Ergebnisse nicht dargestellt).

Der im Brutversuch mineralisierbare N war unter Winterweizen (VA1) und Winterroggen (VA2) in der Var. Luzerne-Gräser-Gemenge / Mulch höher als in den Nichtleguminosenvarianten (VA1) bzw. höher als in der Gräser-Variante (VA2). Unter Winterroggen (VA1) und Winterweizen (VA2) traten keine Unterschiede auf (Abb. 2).

### Schlussfolgerungen

Nach Anbau von Luzerne bzw. Luzerne-Gräser-Gemengen waren im Boden unter den Nachfrüchten Winterweizen und Winterroggen die Gehalte an  $N_{min}$  (nur VA2, weniger trockene Bedingungen),  $K_2SO_4$ -extrahierbarem und mineralisierbarem N gegenüber Gräser-Gemenge als Vorfrucht teilweise erhöht. Die Gehalte an mikrobiellem N waren dagegen durch Luzerneanbau nicht beeinflusst.

Entgegen den Annahmen hatten die Nutzung (Mulch vs. Schnitt) sowie die Bestandeszusammensetzung (Luzerne-Reinbestand vs. Gemenge) keinen Einfluss auf die labilen N-Fractionen (Ausnahme: mikrobieller N zu einem Termin). Dies kann auf die durch Wasserknappheit limitierte Ertragsbildung der Luzernebestände, den geringen Gräseranteil im Gemenge und den durch geringe Bodenfeuchte verlangsamten Umsatz der Residuen zurückgeführt werden. Da die Trockenheit einer möglichen Differenzierung der Varianten entgegenwirkt, bleibt offen, ob sich längerfristig Auswirkungen von Nutzungsregime und Bestandeszusammensetzung zeigen werden.

### Literatur

Dreyman, S., Loges, R., Taube, F. (2002): Einfluss der Kleegrasnutzung auf die N-Versorgung und Ertragsleistung marktfähiger Folgefrüchte unter Berücksichtigung einer variierten organischen Düngung. In: Freyer, B. (Hrsg.). Beiträge zur 7. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau. S. 89-92. Universität für Bodenkultur, Wien.

# Methanbildungspotential von Sedimenten aus Bundeswasserstraßen -Bedeutung der Sedimenteigenschaften-

Julia Gebert, Alexander Gröngröft & Stephanie Eil<sup>1</sup>

## Einführung

Bei der subaquatischen Ablagerung von Baggergut kann die aus dem anaeroben Kohlenstoffabbau resultierende Gasbildung zu folgenden Schwierigkeiten führen:

- Veränderung der hydraulischen Durchlässigkeit und damit der Emissionen gelöster Stoffe;
- Beeinflussung der Konsolidierung und Stabilität der abgelagerten Massen (Gasblasen);
- Emission klimarelevanter Gase und explosibler Gemische;
- Vegetationsschäden auf der Ablagerungsfläche.

Je nach Gasbildung und beabsichtigter Nutzung der Fläche werden daher Gegenmaßnahmen zu treffen sein. Ziel der im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BFG) durchgeführten Untersuchungen war es daher, das Gasbildungspotential mit einfach zu bestimmenden Sedimentparametern zu korrelieren, damit dieses künftig im Vorwege abschätzt werden kann.

## Methodik

Vom Schiff aus wurde mit einem Greifer das frische Sediment der Gewässersohle beprobt und Aliquots der homogenisierten Probe hinsichtlich ihres Methanbildungspotentials, der Feststoffchemie, der Porenwasserchemie und der Textur untersucht. An einem weiteren Aliquot wurde eine Dichtefraktionierung mit dem auf Dichte 1.4 g cm<sup>-3</sup> eingestellten Silicatgel „Ludox“ vorgenommen. Den Versuchsaufbau zur Bestimmung des Methanbildungspotentials zeigt Abb. 1:

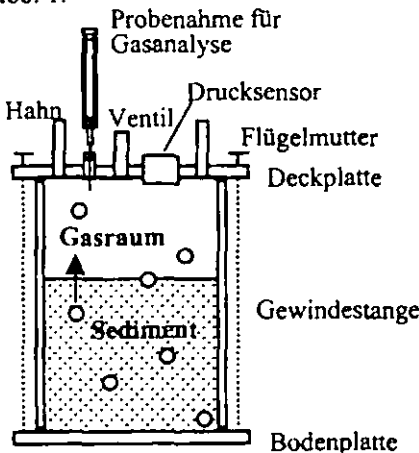


Abb. 1: Versuchssäule zur Bestimmung des Gasbildungspotentials, schematisch.

Die Säulen wurden mit 7-12 kg feldfrischen Sedimentes befüllt und mit Stickstoff im Durchfluss anaerobisiert. Der Anstieg der Methankonzentration über die Zeit wurde durch wöchentliche gaschromatographische Analyse des

<sup>1</sup> Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg • Al-lende-Platz 2 • 20146 Hamburg • J.Gebert@ifb.uni-hamburg.de

Säulengasraumes verfolgt und die absolut gebildete Gasmenge aus der relativen Stickstoffanreicherung berechnet. Die Inkubationstemperatur betrug 22 °C. Die Beziehung der so ermittelten Gasbildung zu den Sedimenteigenschaften (s.u.) erfolgte mit Hilfe linearer und multipler Korrelationsanalysen.

## Sedimenteigenschaften

Tab. 1 führt die beprobten Gewässer auf und zeigt eine Auswahl an Sedimentkenndaten:

Tab. 1: Kenndaten Sedimente und Porenwässer (gemustert). Fett: Maxima und Minima.

Herkunft	pH (H <sub>2</sub> O)	T <sub>00</sub> %	TOC %	IC %	TN %	SO <sub>4</sub> mg l <sup>-1</sup>	NO <sub>3</sub> mg l <sup>-1</sup>	Ca mg l <sup>-1</sup>	Na mg l <sup>-1</sup>	Zellzahl* g TS <sup>-1</sup>
Untereibe	7,8	38	2,7	1,11	0,26	505	1,8	222	2400	2,8E+05
Tideeibe	7,3	24	3,9	0,62	0,4	40	172	2172	84	2,7E+07
Weser	7,3	35	4,4	0,5	0,49	40	0,9	281	1418	4,7E+05
Unterspree	7	6,4	1,3	0,16	0,1	27	57	105	49	2,4E+06
Spree	7,1	8,8	3,6	0,29	0,21	46	12	126	52	6,3E+06
Untereins	7,5	33	2,8	1,09	0,28	9	0,6	207	162	4,6E+03
Unterrhein	7,4	38	3,5	1,18	0,34	25	0,6	123	50	1,1E+07
Oberrhein	7,3	29	3	3,05	0,34	13	0,5	719	72	7,7E+05
Warnow	7,2	41	14	1,19	1,16	267	2,1	171	5340	5,8E+07

\*Zellzahl methanogener Bakterien

Sie beprobten Sedimente unterscheiden sich hinsichtlich ihrer chemischen Eigenschaften, ihrer Textur, der Porenwasserzusammensetzung und der Zellzahl methanogener Bakterien erheblich. Zu beachten ist der deutlich erkennbare marine Einfluss der Proben aus Untereibe und Warnow.

## Methanbildung

Die spezifische Methanbildung der Sedimente war zwar sehr unterschiedlich (Abb. 2). Sie zeichnete sich jedoch bei allen Proben durch eine charakteristische Abfolge dreier Phasen aus, welche auch von YAO et al. (1999) für die Methanbildung in Reisböden beschrieben wurden.

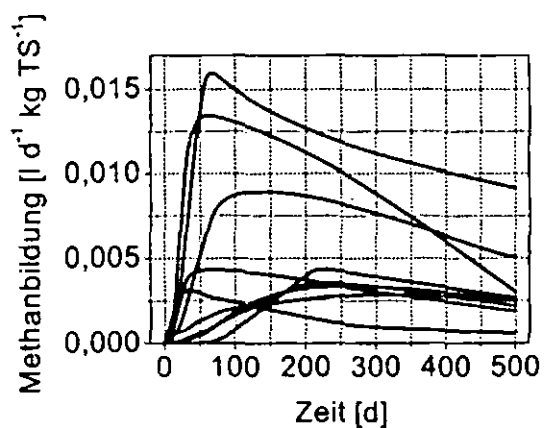


Abb. 2: Spezifische Methanbildung über 500 Tage.

Der Beginn der Methanbildung ist durch eine unterschiedlich lange Verzögerungsphase, der sog. „reduction phase“, gekennzeichnet, während derer zunächst die im Sediment noch vorhandenen anorganischen Elektronenakzeptoren (z.B. SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Fe<sup>3+</sup>) reduziert werden. Darauf folgt eine Phase starken Anstiegs der Methanbildungsrate bis zu einem sedimentspezifischen Maximum („methanogenic phase“). Die Methanbildung nimmt schließlich wieder ab und stellt

sich auf ein längerfristig gehaltenes Niveau ein („steady state phase“).

**Korrelation der Methanbildungsrate mit den Sedimenteigenschaften.**

Abb. 3-5 zeigen die ermittelten Beziehungen zwischen Sedimenteigenschaften und Dauer der reduction phase sowie der Methanbildungsrate in den verschiedenen Phase. Dargestellt sind die gemessenen gegen die aus der jeweiligen Korrelationsfunktion (Kasten rechts unten in der Abbildung) berechneten Werte. Alle Einflussfaktoren sind auf dem Niveau von 1 % signifikant. Der Kasten links oben zeigt jeweils die Qualität der Regressionsfunktion.

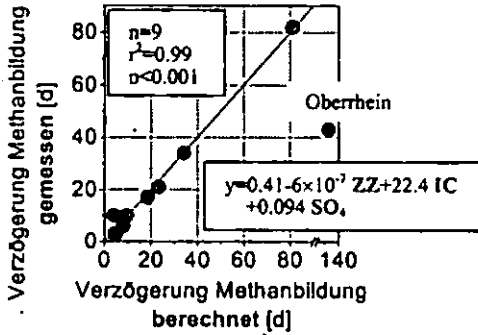


Abb. 3: Verzögerung der Methanbildung.

Die Methanbildung setzt um so später ein, je geringer die zu Inkubationsbeginn im Sediment enthaltene Zahl methanogener Bakterien (ZZ) ist, je höher der Anteil anorganischen Kohlenstoffs (IC) und je höher der Sulfatgehalt des Porenwassers (SO<sub>4</sub>) ist. Letzterer erklärt dabei bereits 73 % der gesamten Variabilität. Das Oberrheinsediment wurde in die Korrelation nicht mit einbezogen.

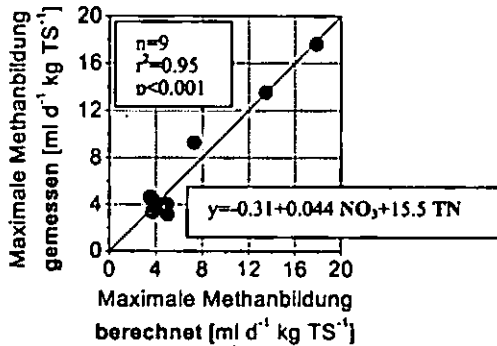


Abb. 4: Maximale Methanbildungsrate.

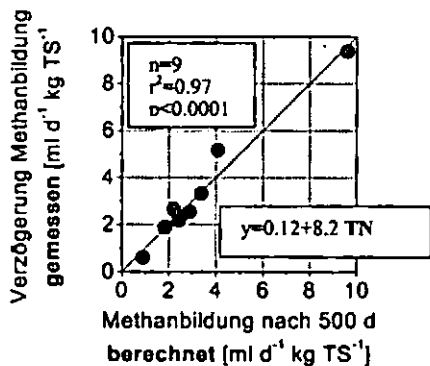


Abb. 5: Methanbildungsrate nach 500 Tagen.

Die innerhalb von 500 Tagen gemessene maximale spezifische Methanbildungsrate konnte zu 73 % aus dem Ge-

samtstickstoffgehalt des Sedimentes (TN) erklärt werden. Durch Hinzuziehung des Nitratgehalt im Porenwassers (NO<sub>3</sub>) zu Versuchsbeginn konnten weitere 22 % der Variabilität dargestellt werden. Es wird angenommen, dass Nitrat als leicht verfügbare N-Quelle die Umsetzung anfänglich noch enthaltenen leicht verfügbaren organischen Kohlenstoffs befördert. Die Methanbildungsrate nach 500 Tagen konnte schließlich hochsignifikant zu 97 % mit nur noch einem Parameter, dem Gesamtstickstoffgehalt des Sedimentes (TN) erklärt werden (s. Abb. 5).

Die Charakterisierung der im Sediment enthaltenen organischen Substanz erfolgte hinsichtlich ihrer Dichte. Die Fraktion > 1.4 g cm<sup>-3</sup> enthielt dabei hauptsächlich in organomineralischen Verbindungen festgelegte organische Substanz.

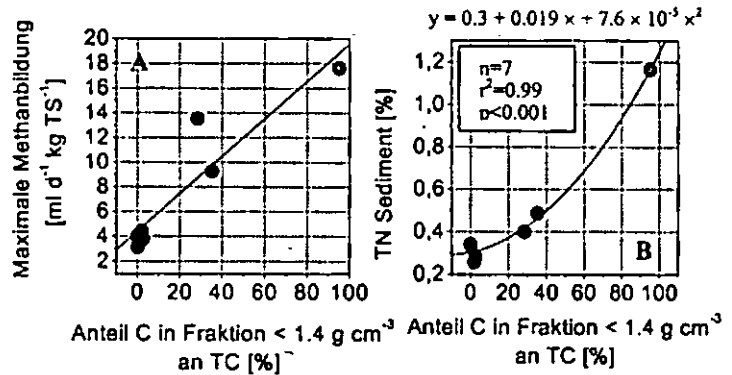


Abb. 6: Bedeutung des Kohlenstoffanteils in der Fraktion <1.4 g cm<sup>-3</sup> für die Methanbildung (A) und für den Gesamtstickstoffgehalt des Sediments (B).

**Zusammenfassung**

Die drei beobachteten Phasen der Methanbildung waren in den sehr unterschiedlichen Sedimenten durch nur wenige Parameter abbildbar:

- Verzögerung bis zur Methanbildung: Sulfatgehalt des Porenwassers, Zellzahl methanogener Bakterien und Gehalt anorganischen Kohlenstoffs;
- maximale Methanbildung: Gesamtstickstoffgehalt des Sedimentes und Nitratgehalt des Porenwassers;
- Methanbildungsrate nach 500 Tagen: Gesamtstickstoffgehalt des Sedimentes.

Mit dem Anteil des in der leichten Fraktion (vorwiegend makroorganische Substanz) gebundenen Kohlenstoffs steigen der Gesamtstickstoffgehalt und die maximale Methanbildungsrate des Sedimentes an.

**Fazit**

Die beobachtete Methanbildung ist eine Funktion des Gehaltes leicht mineralisierbarer organischer Substanz. Dieser lässt sich aus dem Gesamtstickstoffgehalt des Sedimentes abschätzen. Der Praxis steht damit ein standardanalytischer Sedimentparameter zur Abschätzung der Methanbildung aus Baggergut zur Verfügung.

**Literatur**

Yao, H., Conrad, R., Wassmann, R., Neue, H.U. (1999): Effect of Soil Characteristics on Sequential Reduction and Methane Production in sixteen Rice Paddy Soils from China, The Philippines and Italy. *Biogeochemistry* 47, 269-295.  
 Die dargestellten Ergebnisse sind wie folgt veröffentlicht:  
 Gröngöft, A., Gebert, J., Eil, S. (2003): Untersuchungen zur Ermittlung des Gaspotentials von feinkörnigen Sedimenten aus Bundeswasserstraßen im Hinblick auf die Baggergutunterbringung. BFG-Bericht 1375.



# Die räumliche Vielfalt der Bodenbiozönose: Typendiversität versus Artendiversität

Ulfert Graefe

Im Zusammenhang mit dem Schutz des Bodens als Lebensraum für Bodenorganismen, interessiert die Frage, welche Typen der Bodenbiozönose auf Landschaftsebene zu unterscheiden sind. Im Gegensatz zur Vegetation ist die Bodenbiozönose in ihrer Artenzusammensetzung nicht vollständig erfassbar. Die um viele Größenordnungen höhere Artendiversität erzwingt eine Beschränkung auf wenige Indikatorgruppen. Dabei stellt sich heraus, dass trotz der überwältigenden Artenvielfalt die Zahl der Bodenbiozönosentypen vergleichsweise klein bleibt.

Bodenbiozönosen gehören zu den artenreichsten ökologischen Systemen, die wir kennen (Giller, 1996). Ein Quadratmeter Waldboden z.B. kann allein bis zu 1.000 verschiedene Tierarten enthalten (Anderson, 1975). Noch größer ist die mikrobielle Diversität, die auf 6.400 bis 38.000 Taxa pro Gramm Boden geschätzt wird (Curtis et al., 2002).

Die hohen Artenzahlen bedeuten allerdings nicht, dass es auch eine hohe Zahl unterschiedlicher Artengemeinschaften geben muss. Mikroorganismen sind ubiquitär verbreitet und können z.B. in Neuseeland in der gleichen Artenzusammensetzung vorkommen wie in Europa (Finlay, 2002). Das Ausbreitungspotenzial der Arten hängt in erster Linie von ihrer Abundanz ab, die negativ mit der Körpergröße korreliert. Generell wird angenommen, dass der Übergangsbereich von ubiquitärer zu geographisch eingeschränkter Verbreitung bei einer Körpergröße von 1 bis 10 mm liegt (Abb. 1).

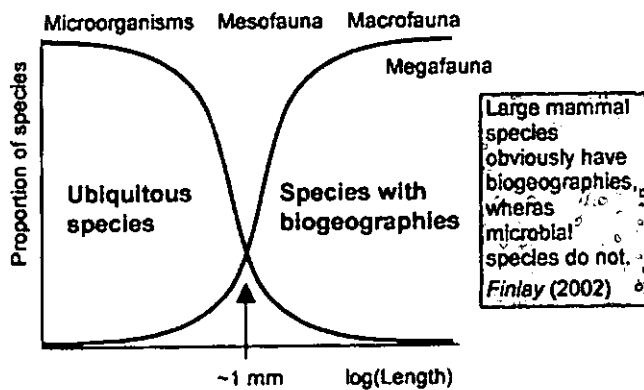


Abbildung 1: Hypothetisches Modell des Übergangs von ubiquitärer zu geographisch eingeschränkter Verbreitung in Abhängigkeit von der Körpergröße der Arten (verändert nach Finlay, 2002).

Die Frage nach der Typenvielfalt der Bodenbiozönose ist leichter von bodenzoologischer als von mikrobiologischer Seite zu beantworten, weil das Augenmerk auf die Hauptakteure (driver species) gerichtet werden kann, die die Struktur der Artengemeinschaft organisieren. In weiten Klimabereichen sind das vor allem Regenwürmer. Aus gutem Grund gehört deshalb der Regenwurmbesatz zu den obligatorischen Untersuchungsparametern auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen (Barth et al., 2000). Die umfangreichen Datensätze

aus diesen Untersuchungen erlauben eine Vielzahl von Auswertungen, z.B. wie sich die Artenzusammensetzung entlang von Umweltgradienten verändert. So wurde gezeigt, dass die meisten endogäischen und anecischen Regenwurmart in einem pH-Bereich von 7,4 bis 4,2 (CaCl<sub>2</sub>) vorkommen können und auch die mit ihnen vergesellschafteten Kleinringelwurmart den gleichen Toleranzbereich aufweisen. Erst im Aluminium-Pufferbereich unterhalb von pH 4,2 verschwinden die mineralbodenbewohnenden Regenwürmer und werden durch eine andere Artengemeinschaft ersetzt, in der Enchyträen eine dominante Rolle spielen (Graefe et al., 2002).

Einen ähnlichen Schwellenwert belegen auch die Untersuchungen von Sommer et al. (2002) in Wäldern Baden-Württembergs. Übereinstimmend zeigt sich, dass auf dem Gradienten der Bodenreaktion eine Grenze erscheint, die zwei Gesellschaftstypen voneinander trennt. Ein zweiter, nicht ganz so durchgängiger Schwellenwert tritt auf dem Gradienten der Bodenfeuchte auf (Abb. 2).

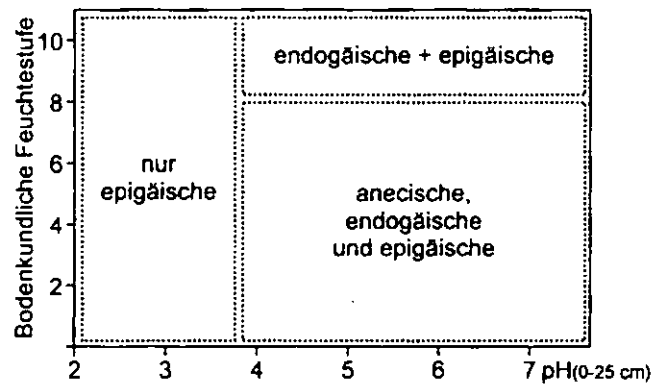


Abbildung 2: Ökogramm mit dem Vorkommen von Lebensformtypen der Regenwürmer in Abhängigkeit von der Bodenreaktion und der Bodenkundlichen Feuchtestufe (verändert nach Ehrmann in Sommer et al., 2002).

Die bei Untersuchungen in verschiedenen Ökosystemen erkennbaren typischen Vergesellschaftungen der Regenwürmer und Kleinringelwürmer wurden von Graefe (1993) und Beylich und Graefe (2002) als Zersetzergesellschaftstypen beschrieben. Sie lassen sich mit anderen flächenhaft vorliegenden Daten verknüpfen und dann als Potenzialkarte der Bodenbiozönose darstellen (Höper, 2002; Graefe et al., 2002). Im Fachausschuss „Biologische Bewertung von

Tabelle 1: Zahl der aus Deutschland beschriebenen Pflanzengesellschaftstypen (nach Rennwald, 2002) verglichen mit der Zahl der Zersetzergesellschaftstypen (nach Beylich und Graefe, 2002).

Kategorien	Pflanzengesellschaften	Zersetzergesellschaften
Klassen	50	-
Ordnungen	84	3
Verbände	152	7
Assoziationen	685	11

Tabelle 2: Zahl der aus Deutschland beschriebenen Bodentypen (nach AK Bodensystematik, 1998) verglichen mit der Zahl der Humusformen (nach Gliederungsentwurf des AK Humusformen, Stand März 2003).

Kategorien	Bodentypen	Humusformen
Abteilungen	5	2
Klassen	20	4
Typen	51	16

Böden“ des Bundesverbandes Boden wird zurzeit daran gearbeitet, auch andere Tiergruppen in das Gliederungssystem zu integrieren (Höper und Ruf, 2003). Schon jetzt steht jedoch fest, dass die Zahl der unterscheidbaren Bodenbiozönosetypen deutlich kleiner als die der Vegetationstypen bleiben wird (Tab. 1). Die Zahlen bewegen sich eher in einer Größenordnung, die auch für die Typologie der Humusformen gilt (Tab. 2). Angesichts der Komplementarität von Bodenbiozönose und Humusform ist das auch nicht anders zu erwarten (Graefe, 2001).

Die geringe Typendiversität hat zur Folge, dass das Schutzkriterium „Seltenheit der Bodenbiozönose“ bei raumbezogenen Planungen vermutlich nur in wenigen Fällen greifen wird. Auf der anderen Seite hat die typologische Herangehensweise über die flächenhafte Planung hinaus einen starken Praxisbezug bei der biologischen Zustandsbewertung von Böden (Graefe, 1997; Graefe et al., 1998, 2001). So ist z.B. die Antwort auf die Frage, welche Kalkungsmenge erforderlich ist, um eine bestimmte Humusform zu erzielen, auch abhängig von der vorhandenen bzw. sich entwickelnden Bodenbiozönose.

Die Typen der Bodenbiozönose können als unterschiedliche Stabilitätsbereiche aufgefasst werden. Auf dem Gradienten der Bodenreaktion gibt es davon im Wesentlichen zwei. Abb. 3 zeigt sie in Form einer „Stabilitätslandschaft“ im Sinne von Peterson et al. (1998). Der Stabilitätsbereich A soll eine von endogäischen und anecischen Regenwürmern dominierte Bodenbiozönose in einem Boden mit der Humusform Mull darstellen. Der atmosphärische Säureeintrag ist ein Störfaktor vom Typ der chronischen Belastungsstörung ("press disturbance" nach Bengtsson, 2002). Sein Einfluss auf die Bodenbiozönose macht sich als eine graduelle Verschiebung in der Artenzusammensetzung bemerkbar. Erst wenn die mineralbodenbewohnenden Regenwurmarten ("drivers") verschwinden, kippt das System in einen anderen Stabilitätsbereich, in dem die Enchyträen dominieren und sich Moder-Humusformen ausbilden. Beispiele, wie sich der biologische Bodenzustand unter dem Einfluss von Säureinträgen, Bestockungswechsel, Bodenbearbeitung und Bestandeskalkungen entwickeln kann, finden sich u.a. bei Graefe (1990) und Graefe et al. (2001).

## Literatur

AK Bodensystematik (1998): Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 86: 1-180.  
 Anderson, J. M. (1975): The enigma of soil animal species diversity. In J. Vaněk (ed.). Progress in Soil Zoology. Academia, Prague, pp. 51-58.  
 Barth, N., Brandtner, W., Cordsen, E., Dann, T., Emmerich, K.-H., Feldhaus, D., Kleefisch, B., Schilling, B., Utermann, J. (2000): Boden-Dauerbeobachtung – Einrichtung und Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. In D. Rosenkranz, G. Bachmann, W. König, G. Einsele (Hrsg.): Bodenschutz. Kennziffer 9152, Erich Schmidt, Berlin, 127 S.  
 Bengtsson, J. (2002): Disturbance and resilience in soil animal communities. European Journal of Soil Biology 38: 119-125.

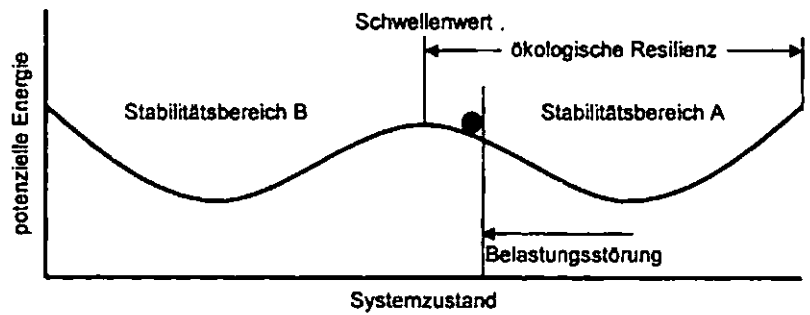


Abbildung 3: Zwei Stabilitätsbereiche der Bodenbiozönose auf dem Gradienten der Bodenreaktion. Saurer Regen als eine chronische Belastungsstörung (press disturbance) oder in umgekehrter Richtung eine Kalkung kann zu einer graduellen Verschiebung der Artenzusammensetzung innerhalb des gleichen Stabilitätsbereiches führen. Bei Überschreitung der ökologischen Resilienz kippt das System in einen neuen Bereich mit anderer Artenzusammensetzung.

- Beylich, A., Graefe, U. (2002): Annelid coenoses of wetlands representing different decomposer communities. In G. Broll, W. Merbach, E.-M. Pfeiffer (eds.): Wetlands in Central Europe. Springer, Berlin, pp. 1-10.  
 Curtis, T. P., Sloan, W. T., Scannell, J. W. (2002): Estimating prokaryotic diversity and its limits. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 99: 10494-10499.  
 Finlay, B. J. (2002): Global dispersal of free-living microbial eukaryote species. Science 296: 1061-1063.  
 Giller, P. S. (1996): The diversity of soil communities, the 'poor man's tropical rainforest'. Biodiversity and Conservation 5: 135-168.  
 Graefe, U. (1990): Untersuchungen zum Einfluß von Kompensationskalkung und Bodenbearbeitung auf die Zersetzerfauna in einem bodensaurer Buchenwald- und Fichtenforst-Ökosystem. In J. Gehrman (Hrsg.): Umweltkontrolle am Waldökosystem. Forschung und Beratung, Reihe C, Heft 48. Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup, pp. 232-241.  
 Graefe, U. (1993): Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortsökologische Ansprache. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 69: 95-98.  
 Graefe, U. (1997): Bodenorganismen als Indikatoren des biologischen Bodenzustands. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 85: 687-690.  
 Graefe, U. (2001): Metabiotische Steuerung der Diversität im System Bodenbiozönose/Humusform. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 95: 47-50.  
 Graefe, U., Elsner, D.-C., Necker, U. (1998): Monitoring auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen: Bodenzoologische Parameter zur Kennzeichnung des biologischen Bodenzustandes. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 87: 343-346.  
 Graefe, U., D.-C., Gehrman, J., Stempelmann, I. (2001): Bodenzoologisches Monitoring auf EU-Level II-Dauerbeobachtungsflächen in Nordrhein-Westfalen. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 96: 331-332.  
 Graefe, U., Elsner, D.-C., Gehrman, J., Stempelmann, I. (2002): Schwellenwerte der Bodenversauerung für die Bodenbiozönose. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 98: 39-40.  
 Graefe, U., Beylich, A., Hape, M. (2002): Untersuchungen zur Kongruenz von Typen der Bodenbiozönose und der Vegetation in einem Auengebiet. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 99: 185-186.  
 Höper, H. (2002): Ein Verfahren zur flächenhaften Ausweisung von bodenzoologischen Lebensräumen aufbauend auf dem Konzept der Zersetzergesellschaften von Graefe (1993). NNA-Berichte 15 (1): 71-76.  
 Höper, H., Ruf, A. (2003): Methode zur flächenhaften Darstellung des Bodens in seiner Funktion als Lebensraum von Bodenorganismen für Planungen im mittleren Maßstab. Bodenschutz 8: 41-47.  
 Peterson, G., Allen, C. R., Holling, C. S. (1998): Ecological resilience, biodiversity, and scale. Ecosystems 1: 6-18.  
 Rennwald, E. (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 35: 800 S.  
 Sommer, M., Ehrmann, O., Friedel, J. K., Martin, K., Vollmer, T., Turian, G. (2002): Böden als Lebensraum für Organismen – Regenwürmer, Gehäuselandschnecken und Bodenmikroorganismen in Wäldern Baden-Württembergs. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 63: 163 S.

## Bodenbiologische Aktivität auf fünf Dauerbeobachtungsflächen der Langfristigen Waldökosystemforschung (LWF) in der Schweiz

Alexander Heim und Beat Frey

### Einleitung

Die Langfristige Waldökosystemforschung (LWF) erforscht langfristige Auswirkungen anthropogener und natürlicher Belastungen auf den Wald und damit verbundener Risiken für den Menschen. Dazu gehört auch die Frage nach der Bedeutung der Wälder und Waldböden im Kohlenstoffkreislauf und ihrer Funktion als Quelle oder Senke für atmosphärisches CO<sub>2</sub>. Ziele des Streuumsatzprojektes waren

- die bodenbiologische Charakterisierung der Untersuchungsflächen
- die Abschätzung von Abbaukonstanten für die Modellierung von Streuabbauprozessen
- die Vorhersage der Abhängigkeit der Abbauraten von klimatischen und chemischen Parametern

### Methoden

Die fünf Versuchsflächen Bettlachstock (Jura), Beatenberg, Schänis (beide Voralpen), Vordemwald (Mittelland) und Novaggio (Alpensüdseite) liegen zwischen 450 und 1500 m ü. M. Eine detaillierte Beschreibung findet sich u. a. unter <http://www.wsl.ch/forest/risks/sites/sites-de.html>.

Auf diesen Flächen werden kontinuierlich meteorologische Daten erhoben. Die Streuabbauprobversuche wurden mit der *litterbag*-Methode durchgeführt. Dazu wurden an jedem Standort von einer lokal vorkommenden Baumart (2x Fichte, 2x Buche, 1x Edelkastanie) Nadeln oder Blätter und Wurzeln gesammelt und lufttrocken in PP-Säckchen (10x10 cm) eingewogen und im Herbst 2000 auf den Versuchsflächen ausgebracht. Zusätzlich wurde auf allen Flächen eine Standardstreu (Buchenblätter und -wurzeln aus Schänis) auf die gleiche Weise ausgebracht, um Streuqualitätseffekte von Standorteffekten trennen zu können. Nach 0,5, 1, 1,5 und 2 Jahren wurden von jeder Streuart auf jeder Fläche 20 Säckchen entnommen, getrocknet, gereinigt, gewogen und analysiert (C, N, Asche, Lignin).

Die Bodenatmung wurde mit einem tragbaren Infrarot-Gasanalysator (IRGA EGM-1, PP systems) in 4- bis 6-wöchigen Abständen gemessen.

---

Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft  
WSL, Zürcherstr. 111, CH-8903 Birmensdorf,  
+41 1 739 2357, heim@wsl.ch  
Neue Adresse: Universität Zürich, Geograph. Institut,  
Winterthurerstr. 190, CH-8057 Zürich, +41 1 635 5183,  
alexheim@geo.unizh.ch

Diese Messwerte korrelierten gut mit der Bodentemperatur, so dass aus den kontinuierlich gemessenen Bodentemperaturen mit Hilfe einer Eichfunktion der Jahresgang der Bodenatmung errechnet werden konnte.

### Ergebnisse und Diskussion

Bereits nach dem ersten Winter wiesen einige Proben einen Massenverlust von bis zu 30 % ihres Ausgangsgewichts auf. Aus Abb. 1 wird ersichtlich, dass dieser Massenverlust im ersten Winter mit dem Ausgangsgehalt an wasserlöslichen Substanzen und damit einem Streuqualitätsfaktor zusammenhängt. Die Niederschlagsmengen während des Winters waren an keinem Standort limitierend.

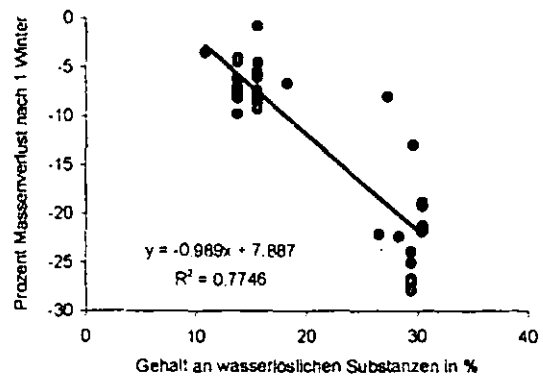


Abb. 1: Auswaschung leicht löslicher Substanzen ist für den Massenverlust im Winter verantwortlich

Dieser Einfluss der Streuqualität bleibt während der gesamten zwei Jahre Versuchsdauer sichtbar (Abb. 2). Die Standardstreu weist auf allen Flächen trotz der unterschiedlichen Standortbedingungen eine sehr ähnliche Abbauraten auf, während sich für die diversen lokalen Streutypen deutlichere Unterschiede zeigen. Diese müssen daher eher auf die Eigenschaften der Streu selbst als auf standörtliche Faktoren zurückzuführen sein.

Von allen untersuchten chemischen Parametern des Ausgangsmaterials zeigten zwei einen Zusammenhang mit der Abbauraten nach ein und zwei Jahren: das Lignin/N Verhältnis und der Mn-Gehalt der Streu. Dies ist in Übereinstimmung mit Berichten aus der Literatur (aktuelle Zusammenfassung bei Berg und McClaugherty, 2003). Als Bestandteil der Lignin abbauenden Enzyme bei Weißfäulepilzen fördert Mn den Streuabbau. Die Mn-Gehalte in der Streu zeigten keinen Zusammenhang mit Mn-Gehalten im Boden, jedoch mit dem Boden-pH-Wert was darauf hindeutet, dass die Verfügbarkeit hier eine wichtige Rolle spielt. Eine interessante Folgerung daraus ist, dass auf sauren Böden der Mn-benötigende Ligninabbau tendenziell schneller ablaufen müsste, da dort eine besser abbaubare Streu gebildet werden kann.

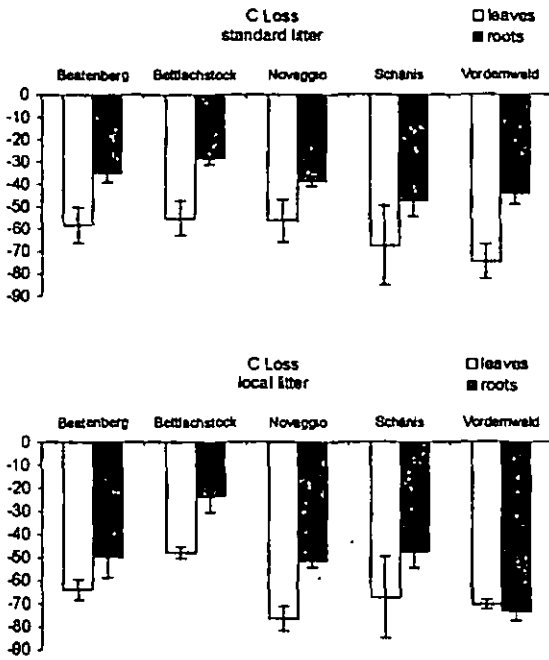


Abb. 2: Abbau von Standardstreu (oben) und lokaler Streu auf den fünf Versuchsfeldern nach 2 Jahren

Für die Vorhersage der Abbauraten einer bestimmten Streuart eignen sich Mn-Gehalt und Lignin/N Verhältnis gleichermaßen. Während Klimaparameter allein keine sichere Vorhersage erlauben, können sie doch ein Vorhersagemodell auf der Basis von Streuqualitätsparametern ergänzen und verbessern.

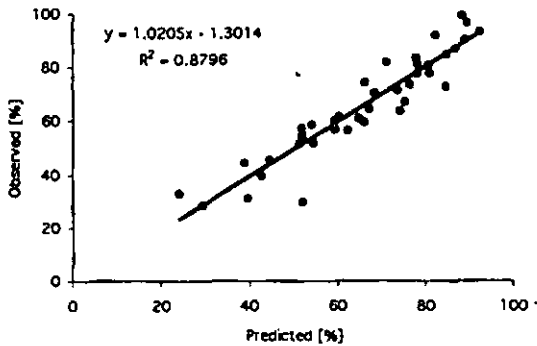


Abb. 3: Vergleich von beobachteten und mit dem Modell vorhergesagten Streuabbaudaten

Die Ergebnisse aus der besten derartigen Modellrechnung sind in Abb. 3 dargestellt. Es wurden die Daten aller zehn Streutypen an den vier Probenahmen verwendet. Dem Modell liegt eine einfache negative Exponentialfunktion zugrunde:  $M = M_0 \cdot \exp(-kt)$ . Die Abbaukonstante  $k$  wird dann als Funktion der einzelnen Parameter ausgedrückt.

$$k = c_1 + c_2 (\text{lignin}/N) + c_3 (\bar{T}_{\text{soil}}) + c_4 (P_{TF})$$

mit  $\bar{T}_{\text{soil}}$  = mittlere Bodentemperatur und  $P_{TF}$  = Bestandesniederschlag

Eine weitere, davon unabhängige Methode zur Bestimmung der Bodenaktivität ist die Freiland-

messung der Bodenatmung. Die mit dem IRGA bestimmte Bodenatmung umfasst allen  $\text{CO}_2\text{-C}$  der aus dem Boden in die Atmosphäre gelangt. Das schließt neben dem Streuabbau durch Zersetzerorganismen vor allem auch einen gewissen Anteil Wurzelatmung mit ein, d.h. die Veratmung autotroph in den Blättern fixierten Kohlenstoffs durch lebende Wurzeln derselben Pflanze. Aus diesem Grund ist die Bodenatmung immer größer als die sich aus allen Streuabbauprozessen zusammen ergebende  $\text{CO}_2\text{-C}$ -Produktion.

Vergleicht man die  $\text{CO}_2$ -Emission aus dem Boden auf den fünf Flächen mit der mit Hilfe von Streufalldaten und Wurzelbiomassen abgeschätzten Jahresproduktion an abbaubarer ober- und unterirdischer Streu, so ergibt sich für den  $\text{CO}_2\text{-C}$ , der nicht aus dem Streuabbau stammt, ein Anteil von etwa 50%, mit Ausnahme des Standorts Novaggio, wo der Wert viel niedriger liegt.

Beim Vergleich der Bodenatmung mit den Streuabbauraten lässt sich kein Zusammenhang zwischen den beiden Größen erkennen. So weist der Standort Bettlachstock mit der höchsten Bodenatmung einen sehr langsamen Streuabbau auf. Der hohe Boden-pH vermindert dort offenbar die Mn-Verfügbarkeit und damit den Ligninabbau. Der Abbau durch die Mikrofauna, der in den *litterbags* bestimmt wird, ist dadurch sehr niedrig. Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass an einem solchen Standort die Meso- und Makrofauna, die keinen Zugang zu den *litterbags* hat, eine wichtige Rolle spielt. Des Weiteren ist es möglich, dass auf diesem Kalk-Standort möglicherweise eine erhebliche abiotische Freisetzung von  $\text{CO}_2$  aus Karbonaten zum  $\text{CO}_2$ -Fluss aus dem Boden beiträgt.

### Folgerungen

Streuabbauprozesse und Bodenatmungsmessungen erfassen unterschiedliche Teilprozesse, weshalb von einer niedrigen Streuabbauraten nicht zwingend auf geringe  $\text{CO}_2$ -Produktion eines Standortes geschlossen werden kann.

Weiterer Forschungsbedarf besteht in den Bereichen Feinwurzelumsatz, Beitrag von Meso- und Makrofauna zum Streuabbau, Trennung von hetero- und autotropher Respiration.

### Dank

Ein Dank gilt unserem Zentrallaborteam für die CN Messungen. Verschiedene Laboranten, Praktikanten und Hilfskräfte waren bei der Probenaufarbeitung behilflich. Ihnen allen möchten wir recht herzlich für ihren Einsatz danken. A. Heim wird durch das Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) finanziert (Kredit 810.3189.016).

### Literatur

Berg, B. und McClaugherty, C. 2003: Plant Litter. Springer, Berlin

## Atmungskurven nach DIN ISO 17155: Validierung der Schwellenwerte für ökotoxikologische Bedenklichkeit und Abgleich mit der Substrat-Induzierten Respiration

Heinrich Höper

### Einleitung

Atmungskurven nach ISO 17155 (2002) sind ein sensitives Verfahren zur Bewertung der ökotoxischen Belastung von Böden (Wilke & Winkel, 2000). Diese werden als belastet eingestuft, wenn exponentielles Wachstum erst mehr als 20 Stunden (Lag-Phase) und das Peakmaximum der Atmungskurve erst mehr als 50 Stunden nach Substratzufuhr eintritt. Auch ist ein Atmungsaktivierungsquotient, der das Verhältnis von Basal- zu Substrat-induzierter Atmung beschreibt, von mehr als 0,3 ein Hinweis auf eine ökotoxikologische Beeinträchtigung des Bodenlebens.

Bei Untersuchungen an Böden aus der niedersächsischen Boden-Dauerbeobachtung wurde festgestellt, dass auch hinsichtlich organischer und anorganischer Schadstoffe als unbelastet eingestufte Böden Lag-Phasen von mehr als 20 Tagen aufwiesen. Es wurde deshalb der Frage nachgegangen, welche Bodeneigenschaften in erster Linie für die erhöhten Lag-Phasen verantwortlich sind und welchen Einfluss die zugeführte Substratmenge auf die Lag-Phase hat.

Mit Atmungskurven nach ISO 17155 wird ebenfalls die Substrat-induzierte Respiration (SIR) erfasst. Allerdings werden, im Vergleich zur klassischen Methode (Anderson & Domsch, 1978), eine höhere Glukosekonzentration und ein NPK-haltiges Substrat verwendet. Im Hinblick auf eine Methodenharmonisierung und die Möglichkeit, beide Verfahren in einem Ansatz abdecken zu können, wurden die Ergebnisse zueinander in Beziehung gesetzt.

### Material und Methoden

Es wurden Proben von 57 niedersächsischen Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) untersucht. 48 Flächen werden ackerbaulich genutzt. Die Standorte haben Tongehalte zwischen 1 und 46 %, Sandgehalte zwischen 1 und 97 %, Corg-Gehalte zwischen 0,8 und 6,4 % und einen pH(CaCl<sub>2</sub>)-Wert zwischen 3,8 und 7,7.

Die Gehalte an mikrobieller Biomasse (C<sub>mik</sub>) liegen zwischen 40 und 647 mg C kg<sup>-1</sup> Boden. Im Frühjahr wurde an jedem Standort von der Kernfläche 1 eine Mischprobe (16 Einstiche) aus der Tiefe 0-20 cm entnommen. Von 9 Grünlandstandorten wurden jeweils 2 Mischproben von der Kernfläche 1 aus dem Tiefen 0-10 und 10-20 cm gezogen. Die Grünlandstandorte haben Tongehalte zwischen 11 und 61 %, Sandgehalte zwischen 2 und 66 %, Corg-Gehalte zwischen 2,8 und 7,2 und pH-Werte zwischen 4,0 und 7,2 sowie Gehalte an C<sub>mik</sub> zwischen 163 und 1652 mg C kg<sup>-1</sup> Boden.

C<sub>mik</sub> (SIR) wurde nach Anderson & Domsch (1978) mit einer Anlage nach Heinemeyer et al. (1989) gemessen. Es wurden i.d.R. 3 mg Glukose g<sup>-1</sup> Boden, bei Werten über 800 mg C<sub>mik</sub> kg<sup>-1</sup> Boden 6 mg g<sup>-1</sup> Boden verwendet. Für die Berechnung von C<sub>mik</sub> wurde der Faktor 30 mg C<sub>mik</sub> ml<sup>-1</sup> CO<sub>2</sub> h gewählt (Kaiser et al, 1992).

Für die Atmungskurven nach ISO 17155 wurde eine Substratmischung aus 80 g Glukose, 13 g (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> und 2 g KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> hergestellt. Folgende Substratmengen wurden zugegeben: Böden mit einem Humusgehalt < 5 %: 3,6 mg g<sup>-1</sup> Boden (≡ 3 mg Glukose g<sup>-1</sup>); 10 mg g<sup>-1</sup> Boden (Sollmenge nach ISO 17155 (≡ 8,3 mg Glukose g<sup>-1</sup>); Böden mit einem Humusgehalt > 5%: 10 mg g<sup>-1</sup> Boden; 0,2 g g<sup>-1</sup> Humus (Sollmenge nach ISO 17155). Die Messung erfolgte nach Heinemeyer et al. (1989) mit 2 Wiederholungen. Aus dem Verlauf der Atmungskurven wurde die **Lag-Phase**, d.h. die Zeit zwischen Substratzufuhr und Beginn des exponentiellen Wachstums mit Hilfe der Software „Snoop-Plot“ (TU Berlin) ermittelt. Aus der Substrat induzierten Respiration wurde unter Verwendung des Faktors 30 [mg C<sub>mik</sub> ml<sup>-1</sup> CO<sub>2</sub> h] (Kaiser et al, 1992) die mikrobielle Biomasse C<sub>mik</sub> (SIR-NPK) errechnet.

### Ergebnisse und Diskussion:

Unter Verwendung der in ISO 17155 empfohlenen Substratkonzentration von 10 mg g<sup>-1</sup> Boden überschreitet die **Lag-Phase** in einigen Ackerböden den Schwellenwert von 20 Stunden z.T. deutlich (Abbildung 1). Dies gilt besonders für saure und sandige Böden. Die Lag-Phase nimmt mit abnehmendem pH-Wert zu. Reduziert man die Substratmenge auf 3,6 mg g<sup>-1</sup> Boden, welches in etwa der nach Anderson & Domsch (1978) verwendeten Glukosekonzentration entspricht, dann sinkt die Lag-Phase deutlich, im Mittel um etwa 8 Stunden, und der Schwellenwert von 20 Stunden wird nicht mehr überschritten. Eine pH-Abhängigkeit ist auch hier gegeben.

\* Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Friedrich-Missler-Straße 46-48, 28211 Bremen, E-mail: heinrich.hoepfer@nlfb.de

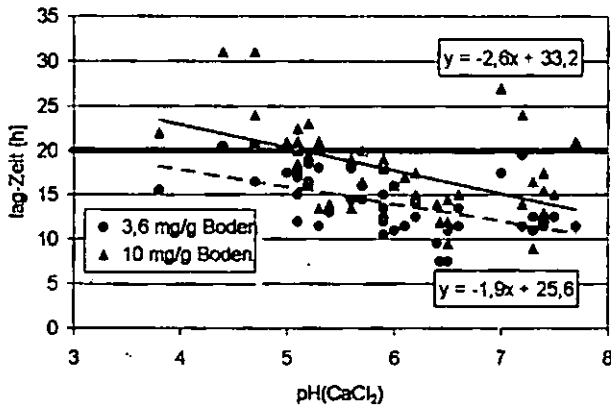


Abb. 1: Beziehung zwischen Lag-Phase und pH-Wert nach NPK-Substratkonzentration für Ackerböden.

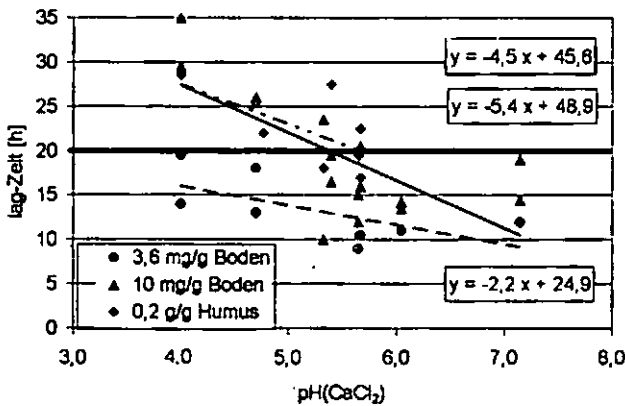


Abb. 2: Beziehung zwischen Lag-Phase und pH-Wert nach NPK-Substratkonzentration für Grünlandböden.

In Grünlandböden wurden je nach Humusgehalt verschiedene Substratmengen zugesetzt. Bei den nach ISO 17155 vorgegebenen Substratkonzentrationen treten bei pH-Werten unterhalb 6 vermehrt Lag-Phasen von über 20 Stunden auf (Abbildung 2). Verwendet man niedrigere Substratmengen (3,6 mg g<sup>-1</sup> Boden), wird der Schwellenwert von 20 h nicht überschritten.

Vergleicht man Cmik (SIR-NPK) mit Cmik (SIR) so ergibt sich, unabhängig von der Bodennutzung, dass in der Regel bei niedrigeren Konzentrationen eine bessere Übereinstimmung zwischen den Methoden erreicht wird (Abbildung 3). Besonders auffällig ist dies für Sandböden: Während bei 3,6 mg g<sup>-1</sup> Boden beide Verfahren gut übereinstimmen, ergeben sich bei der nach ISO 17155 empfohlenen Konzentration von 10 mg g<sup>-1</sup> Boden im Mittel um 16% geringere Cmik (SIR-NPK) als Cmik (SIR). Bei Schluff-, Lehm und Tonböden ist dieser Effekt geringer ausgeprägt.

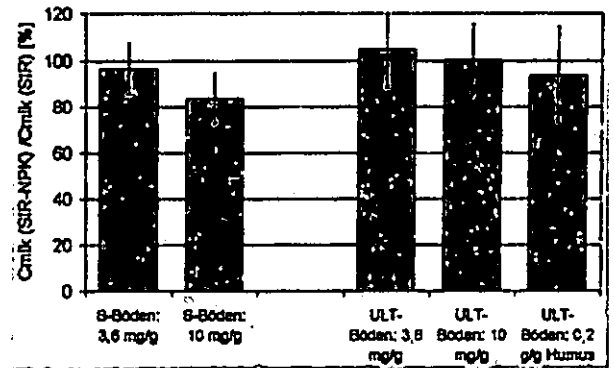


Abb. 3: Cmik (SIR-NPK) in % von Cmik (SIR) für Sand- (S) bzw. Schluff-Lehm-Tonböden (ULT) nach Substratkonzentration.

### Schlussfolgerungen:

Die Konzentration des nach ISO 17155 einzusetzenden Substrates sollte reduziert werden:

1. Im Hinblick auf die Vermeidung von Positivbefunden in nicht verunreinigten Böden (Lag-Phase länger als 20 h), sollten bei einem pH-Wert unter 5,5 und generell in Sandböden lediglich 3,6 mg NPK-Substrat g<sup>-1</sup> Boden zugeführt werden (statt 10 mg g<sup>-1</sup> nach ISO 17155).

2. Mit dem NPK-haltigen Substrat kann die mikrobielle Biomasse als SIR (Anderson & Domsch, 1978) an Acker- und Grünlandstandorten bestimmt werden, wenn bei Sandböden maximal 3,6 mg Substrat g<sup>-1</sup> Boden appliziert werden. Auch bei Schluff-Lehm-Ton-Böden reichen 3,6 mg Substrat g<sup>-1</sup> Boden aus. Höhere Gaben wirken sich jedoch nicht so negativ auf die Cmik-Werte aus, führen allerdings zu einer Verlängerung der Lag-Phase.

### Literatur:

- Anderson JPE, Domsch KH (1978) A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. - Soil Biol. Biochem. 10, 215-221.
- Heinemeyer O, Insam H, Kaiser EA, Walenik G (1998): Soil microbial biomass and respiration measurements: An automated technique based on infra-red-gas analysis. Plant and Soil 116, 191-195.
- ISO 17155 (2002): Soil Quality – Determination of abundance and activity of the soil microflora using respiration curves. ISO, Geneva, Switzerland.
- Kaiser EA, Müller T, Jörgensen RG, Insam H, Heinemeyer O (1992). Evaluation of methods to estimate the soil microbial biomass and the relationship with soil texture and organic matter. Soil Biology and Biochemistry, 24: 675-683.
- Wilke BM, Winkel B (2000). Einsatz mikrobiologischer Methoden in der Bewertung sanierter Böden und in der Ökotoxikologie. VDLUFA-Schriftenreihe 55/II Biologische Bewertung von Böden, 35-46.

## Der Verlust von Bodenfruchtbarkeit auf einer als Hausgarten genutzten Vertisolfläche des subtropischen Südafrikas

R.G. Jörgensen<sup>a)</sup>, Florian Wichern<sup>a)</sup> und Christian Richter<sup>b)</sup>

### Einleitung

Vertisole enthalten mehr als 30% Ton und sind charakterisiert durch die variable Fähigkeit zum Quellen und schrumpfen während der Regen- bzw. der Trockenzeit. In Südafrika kommen Vertisole hauptsächlich in den sub-humiden bis semi-ariden östlichen und nördlichen Landesteilen vor, die eine jährlichen Niederschlagsmenge zwischen 500 und 700 mm aufweisen (BÜHMANN und SCHOEMAN 1995). Obwohl sie nicht mehr als 3% der Landoberfläche bedecken, bilden sie eine wichtige landwirtschaftliche Ressource, da sie relativ große Nährstoffmengen haben und daher eine hohe Bodenfruchtbarkeit aufweisen (GRAHAM et al. 2002). Trotzdem wurde wiederholt von Ertragsrückgängen und zunehmendem Auftreten von Chlorosen auf Vertisolflächen mit genügenden Gehalten an organischer Substanz und ausreichenden pH-Werten berichtet (THOMPSON 1992, BELL et al. 1995). Diese Probleme wurden auf die negativen Auswirkungen von Landnutzungsmaßnahmen auf bodenbiologische Prozesse zurückgeführt, insbesondere nach der Degradation der Bodenstruktur (BELL et al. 1995).

In einem ökologisch bewirtschafteten Hausgarten auf einer Vertisolfläche des subtropischen Südafrikas zeigten ältere Blätter von Weißkohlpflanzen Chlorosen und Nekrosen an älteren Blättern. Die Analyse der Blätter zeigte aber keinen klaren Nährstoffmangel auf. Der Ertrag in diesem älteren Teil des Gartens nahm deutlich in den letzten Jahren ab. In einem neuen Teil des Hausgartens, der bis vor kurzem als Grasland genutzt wurde, waren die Erträge zwar nicht hervorragend, aber zufriedenstellend. Die Kohlpflanzen zeigten zudem keinerlei Mangelsymptome. Die Ziele von unserer Untersuchung, festzustellen (1) ob bodenbiologische Indikatoren den Verlust an Bodenfruchtbarkeit widerspiegeln und (2) ob diese Indikatoren Informationen liefern die Situation zu verbessern.

### Material und Methoden

Die Bodenproben wurden im März 2001 nach der Regenzeit von dem ökologisch bewirtschafteten Hausgarten der Kenosis-Kommune genommen. Diese befindet sich in der Nähe von Pietermaritzburg (Provinz KwaZulu Natal) im Nordwesten von Durban, subtropisches Südafrika. Der

Hausgarten liegt in einer Höhe von ca. 800 m NN. Die mittlere Menge an Niederschlag beträgt ca. 850 mm pro Jahr und die Jahresdurchschnittstemperatur 17 °C. Die Region hat zwei ausgeprägte Jahreszeiten, feucht von Oktober bis März und trocken von April bis November. Der Bodentyp wird nach BÜHMANN und SCHOEMAN (1995) als Arcadia-Form der Lonehill-Familie (South African Soil Classification) oder als Typic Hapluderts bezeichnet (US Soil Classification) bezeichnet. Die Tonminerale werden durch Smectite dominiert, weisen aber auch etwas Kaolinit auf.

Die Fläche des Hausgartens befindet sich vollständig auf einer kleinen Ebene. Der gesamte Garten ist aufgeteilt in verschiedene Beete mit einer Größe von 250 x 100 cm. Die Fruchtfolge auf diesen Beeten besteht aus Leguminosen, aus Blattgemüse (z.B. Weißkohl) oder Kürbissen und aus Wurzelgemüse (z.B. Karotten). Zwei Glieder dieser Fruchtfolge können pro Jahr unter optimalen Bedingungen geerntet werden. Nach der Ernte wurden die Beete mit der Hand bis auf 30 cm Tiefe umgegraben und regelmäßig mit Grünschnitt-Kompost, Kaninchen- und Hühnermist gedüngt. Kalkungsmaßnahmen wurden auf den Beeten in den letzten 5 Jahren nicht durchgeführt. Auch andere anorganische Düngemittel wurden in diesem Zeitraum nicht ausgebracht. Die neue Gartenfläche befand sich 25 m von der alten Gartenfläche entfernt und wurde im Jahr zuvor in Kultur genommen. In den Jahren zuvor wurde die neue Gartenfläche hauptsächlich als extensives Grasland genutzt, manchmal unterbrochen durch den Anbau von Mais. Die Nutzungsgeschichte der beiden Flächen unterschied sich deutlich für mehr als 20 Jahre voneinander.

Auf beiden Gartenflächen wurden Bodenproben mit Stechringen (300 cm<sup>3</sup> Volumen) von 4 Profilwänden in drei Tiefenstufen (0-10, 10-20, 20-30 cm) entnommen (WICHERN et al., 2003). Die Profilwände bildeten ein Quadrat mit 50 cm Seitenlänge. Die Bodenproben hatten während der Probenahme einen Wassergehalt von ungefähr 40% der Wasserhaltekapazität. Die Bodenproben wurden gesiebt (< 2 mm) und in Polyethylenbeuteln innerhalb von zwei Wochen nach Witzenhausen transportiert. C in mikrobieller Biomasse (Cmic) wurde mit der Fumigations-Extraktions-Methode bestimmt (VANCE et al., 1987), Ergosterol nach Ethanol-Extraktion mit einer HPLC (DJAJAKIRANA et al., 1996).

### Ergebnisse und Diskussion

Die Farbe der Vertisole auf beiden Gartenflächen reichte von dunkelgrau bis sehr dunkelbraun (nass 10YR 3/2 bis 2/2). In der Korngrößenverteilung unterschieden sich beide Gartenflächen nicht. Die mittleren Gehalte an Sand, Schluff und Ton betragen 13, 42 und 45%. Die Gesamtdichte auf der alten Gartenfläche war mit einem Durchschnitt von 1,25 g cm<sup>-3</sup> signifikant größer als auf der neuen Gartenfläche mit 1,04 g cm<sup>-3</sup> (Tabelle 1). Auch der pH-Wert lag auf der alten Gartenfläche mit 5,6 deutlich höher als der pH-Wert von 4,0 der neuen Gartenfläche. Die Kationen-Austausch-Kapazität (KAK) wurde nachhaltig vom pH-Wert beeinflusst und variierte um 270 µmolc g<sup>-1</sup> Boden auf der alten Gartenfläche und um 110 µmolc g<sup>-1</sup> auf der neuen Gartenfläche. In dem Boden der alten Gartenfläche waren 97% der KAK mit Na, K, Mg, und Ca gesättigt, auf der neuen Gartenfläche nur 60%.

a) Fachgebiet Bodenbiologie und Pflanzenernährung, Universität Kassel, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen

b) Institut für Nutzpflanzenkunde, Universität Kassel, Steinstr. 19, 37213 Witzenhausen

Der pH-Wert der alten Gartenfläche befindet sich im oberen Bereich, der von GRAHAM et al. (2002) für Vertisole in der näheren Umgebung genannt wurde, der pH-Wert der neuen Gartenfläche ist auf jeden Fall deutlich niedriger. Eine starke Versauerung bis pH 4,0 ist auch für die Vertisole Südafrikas noch nicht berichtet worden (BÜHMANN und SCHOEMAN 1995). Der pH-Wert von Vertisolen variiert normalerweise zwischen leicht sauren und moderat basischen Werten. In einem 59-Jahre währenden Langzeit-Experiment haben GRAHAM et al. (2002) ein Absinken des pH-Werts von 5,9 auf 5,1 beobachtet. Allerdings scheint die Landnutzungsform nicht der Hauptgrund für die sehr starke Versauerung der neuen Gartenfläche zu sein. Ein wichtiger Grund könnte die morphologische Lage sein. Die neue Gartenfläche befindet sich in einer kleinen Senke, die einen Abfluss für übermäßige Niederschlagsereignisse in der Regenzeit bilden könnte, was über die Jahrhunderte zur Versauerung geführt haben könnte.

**Tabelle 1:** Gesamtdichte, Boden-pH und Kationen-Austausch-Kapazität (KAK), die Mengen an Corg, Cmic und Ergosterol pro Hektar und 30 cm Tiefe sowie die Quotienten Cmic/Corg und Ergosterol/Cmic. Alle gezeigten Differenzen zwischen der alten und der neuen Gartenfläche sind signifikant (Tukey/Kramer,  $P < 0.05$ ).

	Alter Garten	Neuer Garten
Dichte (g/m <sup>3</sup> )	1,25	1,04
Boden-pH (H <sub>2</sub> O)	5,6	4,0
KAK (μmol <sub>c</sub> g <sup>-1</sup> )	270	110
Corg (t/ha)	17,2	18,9
Cmic (t/ha)	0,8	1,7
Cmic/Corg (%)	0,5	0,9
Ergosterol	1,6	5,1
Ergosterol/Cmic (%)	0,2	0,3

Die Menge an Corg pro Hektar und 30 cm Tiefe war auf der neuen Gartenfläche nur 10% größer als auf der alten Gartenfläche, die Menge an Cmic aber bereits 110% und die Menge des pilzlichen Biomarkers Ergosterol sogar 220%. Daraus folgt, dass der Cmic/Corg-Quotient auf der neuen Gartenfläche um 80% und der Ergosterol/Cmic-Quotient um 50% größer als auf der alten Gartenfläche war. Die Mengen an Corg und Cmic befinden sich im Bereich, der von GRAHAM et al. (2002) genannt wurde. Im Vergleich zu anderen Vertisolen sind die Corg-Mengen aber sehr hoch, die Cmic-Mengen aber eher niedrig (BELL et al. 1995; BLAIR und CROCKER 2000). Das gilt insbesondere dann, wenn diese Werte mit Garten- oder Graslandböden verglichen werden. Die geringen Cmic-Mengen auf beiden Gartenflächen zeigen sich deutlich in den äußerst niedrigen Cmic/Corg-Quotienten von  $< 1$ , die in Böden aus humiden und gemäßigten Klimazonen nur in Unterböden gemessen werden.

Die Bodenmikroorganismen der alten Gartenfläche werden durch die Verdichtung beeinträchtigt, die der neuen Gartenfläche durch die Versauerung. Allerdings sind die negativen Auswirkungen der Verdichtung wesentlich stärker. Die Weißkohlpflanzen der alten Gartenfläche scheinen offensichtlich unfähig zu sein, mit ihren Wurzeln in die Aggregate einzudringen. Das führt

zuerst zu einem allgemeinen Nährstoffmangel, dann zu Wachstumsdepressionen und schließlich zu einer reduzierten Menge an Cmic (BELL et al. 1995). Ob die Landnutzungsform zu der hohen Gesamtdichte der alten Gartenfläche oder zu der starken Versauerung der neuen Gartenfläche beigetragen hat, ist wenig wahrscheinlich, kann aber nicht völlig ausgeschlossen werden.

Zur Verbesserung der Ertragssituation sollte geprüft werden, ob auf der alten Gartenfläche eine Kalkung bis pH 7 zu einer Lockerung der verdichteten Bodenaggregate und Stabilisierung der Bodenstruktur führt. Der Anbau von tiefwurzelnden Pflanzen wie Luzerne, Lupine oder Buchweizen könnte zusätzliche positive Auswirkungen haben (BELL et al. 1995, BLAIR und CROCKER 2000). Auf der neuen Gartenfläche sollte der Anbau von säuretoleranten Pflanzen wie die Kartoffel oder andere in Erwägung gezogen werden. Eine Zufuhr von geringen Mengen an Kalk zum Anheben des pH-Werts auf ca. 4,5 könnte ebenfalls getestet werden. Bei diesem pH wäre das Aluminium immer noch in der Lage, den Ton zu floccen und damit die Bodenstruktur zu stabilisieren.

## Danksagung

Wir möchten uns bei Prof. Gunther und Monika Wittenberg für ihre Hilfe bei der Flächenauswahl und Beprobung bedanken.

## Literatur

- BELL, M.A., LAFITTE, H.R., EDMEADES, G.O., CHAPMAN, S.C., 1995. Reversing yield declines of a sub-tropical vertisol. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 26, 1105-1119.
- BLAIR, N., CROCKER, G.J., 2000. Crop rotation effects on soil carbon and physical fertility of two Australian soils. *Australian Journal of Soil Research* 38, 71-84.
- BÜHMANN, C., SCHOEMAN, J.L., 1995. A mineralogical characterization of vertisols from the northern regions of the Republic of South Africa. *Geoderma* 66, 239-257.
- DJAJAKIRANA, G., JOERGENSEN, R.G., MEYER, B., 1996. Ergosterol and microbial biomass relationship in soil. *Biology and Fertility of Soils* 22, 299-304.
- GRAHAM, M.H., HAYNES, R.J., MEYER, J.H., 2002. Soil organic matter content and quality: Effects of fertilizer applications, burning and trash retention on a long-term sugarcane experiment in South Africa. *Soil Biology and Biochemistry* 34:93-102
- VANCE, E.D., BROOKES, P.C., JENKINSON, D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry* 19, 703-707.
- WICHERN, F., RICHTER, C., JOERGENSEN, R.G., 2003. Soil fertility breakdown in a subtropical South African vertisol site used as homegarden. *Biology and Fertility of Soils* 37, 288-294.



## Ansätze für eine Untersuchung der funktionellen Bedeutung von Bodentieren für bodenökologische Prozesse auf Landschaftsebene

Monika Joschko<sup>1</sup>, Peter Lentzsch<sup>1</sup>, Wilfried Hierold<sup>2</sup>, Stefanie Krück<sup>1</sup> & Dietmar Barkusky<sup>3</sup>

### Einleitung

Eine Quantifizierung des Effektes von Bodentieren auf bodenökologische Prozesse auf der Landschaftsebene ist derzeit kaum möglich. Hochrechnungen von Gefäßversuchen o.ä. auf größere Raumeinheiten sind zwangsläufig fehlerbehaftet und ungenügend. Nach Rossi (2002) bietet ein Top-Down-Ansatz eine Lösung dieses Problems: räumliche Muster von Bodentierverteilungen ermöglichen die Untersuchung ihrer Funktion im Freiland, zunächst in Form von Korrelationsuntersuchungen, aber auch im Rahmen kausalanalytischer Forschung.

Werkzeuge zur Untersuchung „räumlicher Prozesse“ in der Landschaft stehen mit Verfahren der räumlichen Statistik zur Verfügung (Nielsen & Wendroth 2003).

Im folgenden soll gezeigt werden, wie in der Agrarlandschaft Beziehungen zwischen Bodentieren (z.B. Regenwürmern) und Bodeneigenschaften, welche zum Teil mit der Bodentieraktivität in ursächlicher Beziehung stehen (z.B. das Dekompositionspotential des Bodens) mit Hilfe von Verfahren der räumlichen Statistik, insbesondere der Zustandsraummodellierung (state-space analysis) (Nielsen & Wendroth 2003), aufgedeckt werden könnten.

### Methoden

**Probenahme:** Feldskala: Standort Lietzen (Raum Müncheberg), 70 ha, mittlere AZ 33, Braunerden und Lessivés aus Kryosand über Moränenlehm, teils konservierend, teils konventionell bewirtschaftet; 42 Probepunkte

<sup>1</sup> Institut für Primärproduktion und Mikrobielle Ökologie, ZALF, Eberswalder Straße 84, D-15374 Müncheberg [mjoschko@zalf.de](mailto:mjoschko@zalf.de); <sup>2</sup> Abteilung für Landschaftsinformationssysteme, ZALF, Eberswalder Straße 84, D-15374 Müncheberg; <sup>3</sup> Forschungsstation Landwirtschaft, Standort Müncheberg, ZALF, Eberswalder Straße 84, D-15374 Müncheberg

auf 4 Transekten in Bearbeitungsrichtung (Seyfarth et al., 1999, Joschko et al., 2000); mittlere Entfernung zwischen Probepunkten: 50 m; Beprobung im April 2000.

Regionalskala: Untersuchung von 50 Standorten entlang eines 155 km langen Transektes durch Nordostbrandenburg von S nach N; sandige bis lehmige Böden aus periglaziären und glaziären Sedimenten des Jungmoränengebietes; mittlere Entfernung zwischen Probepunkten ca. 3 km, Beprobung im Herbst 1996 (Lentzsch et al., 2000).

Regenwürmer: Handsortierung von jeweils einem  $\frac{1}{4}$  m<sup>2</sup> x 20 cm großen Bodenquader pro Standort (Abundanzen und Artenzusammensetzung). Die Untersuchungen erfolgten zur Hauptaktivitätszeit der Tiere (Frühjahr bzw. Herbst).

Bodeneigenschaften: Kartierung (Bohrung) n.KA4, Klassenzeichen der Bodenschätzung und deren mittlere Bodenzahl nach Ackerschätzungsrahmen, Untersuchung ausgewählter Parameter an identischen oder in unmittelbarer Nähe entnommenen Proben (hier Oberboden), z.B. C<sub>org</sub>, Tongehalt, Wassergehalt, pH. Die Untersuchung des Dekompositionspotential des Bodens (Paulus et al., 1999) erfolgte in Lietzen im April 2000 mit Hilfe des Köderstreifentests nach von Törne (1990) (16 Köderstreifen pro Probepunkt; Exposition 2 Wochen). Es wurden nur die vollständig verschwundenen Köder berücksichtigt.

Zustandsraummodellierung (state-space analysis): Die statistische Analyse der Daten erfolgte nach Nielsen & Wendroth (2003).

### Ergebnisse:

#### 1. Feldskala

Zwischen der Abundanz der Regenwürmer und dem mit Hilfe des Köderstreifentests ermittelten Dekompositionspotential des Bodens bestand eine enge, vermutlich ursächliche, Beziehung, welche mit Hilfe der Zustandsraummodellierung mit einem Bestimmtheitsmaß von 0.9999 zwischen geschätzten und gemessenen Werten beschrieben werden konnte (Abb. 1 und 2).

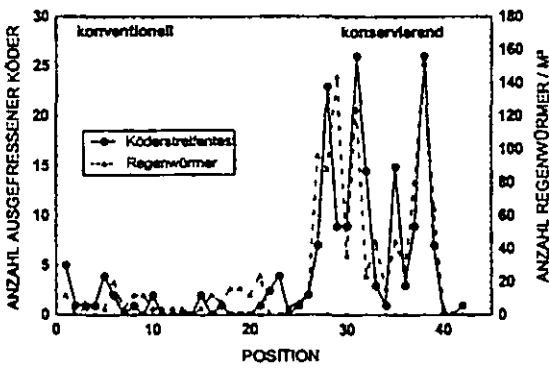


Abb. 1: Originaldaten: Ergebnisse des Köderstreifenfestes und des Regenwurm��es, Lietzen, April 2000

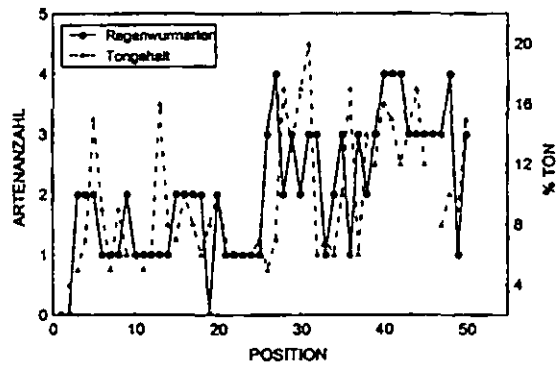


Abb. 3: Originaldaten: Anzahl Regenwurmarten und Tongehalt entlang des Transektes, Herbst 1996

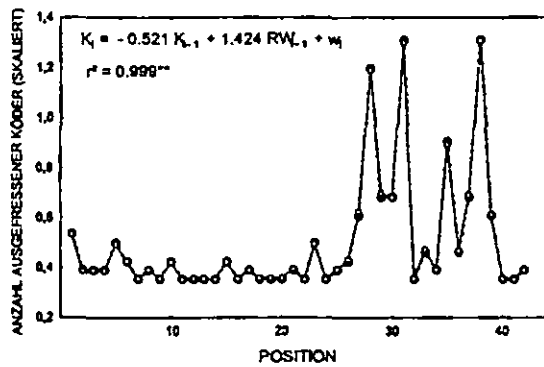


Abb. 2: Schätzung der Anzahl ausgefressener Köder mit der Anzahl der Regenwürmer, Lietzen, April 2000 (state-space analysis); alle 42 Probepunkte hintereinander dargestellt; Punkt 1-21 konventionelle, Punkt 22-42 konservierende Bodenbearbeitung (K = Köderstreifenfest, RW = Anzahl Regenwürmer / m<sup>2</sup>); Symbole wie in Abb. 4

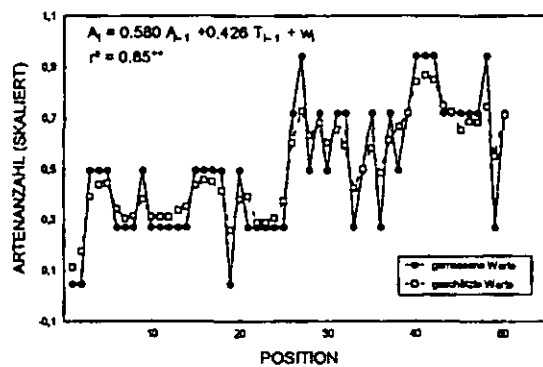


Abb. 4: Schätzung der Regenwurmartenzahl entlang des Transektes mit dem Tongehalt (state-space analysis) (A = Artenzahl, T = Tongehalt im Oberboden).

## 2. Regionalskala

Im Gegensatz zur Feldskala zeigten die Regenwurmabundanzen keine räumlichen Muster, sondern fluktuierten zufällig. Die Artenanzahl (max. 4) stieg jedoch im Transekt von Süd nach Nord kontinuierlich an; ähnliche Trends mit zunehmenden Werten im Transektverlauf zeigten Bodeneigenschaften wie Tongehalt im Oberboden, C<sub>org</sub>, pH, Wassergehalt und geschätzte mittlere Bodenzahl (Abb.3). Am besten konnten die Werte für die Regenwurmartenzahl mit Hilfe der Tongehalte im Oberboden beschrieben werden (r<sup>2</sup> = 0,85 zwischen geschätzten und gemessenen Werten) (Abb. 4). Klassische Korrelationsrechnungen ergaben einen deutlich schwächeren Zusammenhang.

Die Ergebnisse sind als vorläufig anzusehen, da die Analysen noch nicht abgeschlossen sind.

### Schlußfolgerung:

Die Zustandsraummodellierung (state-space analysis, Nielsen & Wendroth 2003) ermöglicht eine genauere Analyse der Beziehung zwischen Bodeneigenschaften und Bodentierverteilungen und könnte daher auch für funktionelle Untersuchungen auf Landschaftsebene von Bedeutung sein.

*Wir danken Dr. Donald R. Nielsen, Davis, Californien, für die Anregung zu dieser Art der Auswertung und die Hilfe bei der Datenanalyse. Den Mitarbeitern der FS Landwirtschaft, Müncheberg, danken wir für die Versuchsdurchführung am Standort Lietzen. Dank auch an Herrn Felix Gebhard, Komturei Lietzen, sowie an Frau Doris Beuler und Frau Ursula Fuhr, Müncheberg, für die gute Zusammenarbeit*

### LITERATUR:

Nielsen, D.R., Wendroth, O. (2003) Spatial and temporal statistics. Sampling field soils and their vegetation. GeoEcology textbook, Catena, Reiskirchen *Weitere Literatur beim Verfasser.*

## Confocale Laserscanning Microscopy (CLSM) zur Untersuchung der Mikroorganismenaktivität an Wurzeln

Elisabeth Jüschke<sup>1</sup>

### Einleitung

Flut- und Dürrekatastrophen der letzten Jahre weisen auf eine Veränderung des natürlichen Wasserkreislaufes hin. Der globale Kreislauf des Wassers wird sehr stark von den menschlichen Aktivitäten beeinflusst, v.a. durch den oft sorglosen Umgang mit dem Wertstoff Wasser und den Rückgang von vegetationsbestandenen Flächen, die als Wirkungsgefüge Pflanze-Mikroorganismen-Boden einen großen Einfluss auf die Rück- und Reinhaltung von Wasser haben. Aus diesem Grunde ist der Einsatz von Pflanzenkläranlagen zur Schließung kleinräumiger Wasserkreisläufe von großer Bedeutung.

In dieser Arbeit wurden die Wurzeln von verschiedenen Helophyten (*Carex*-, *Juncus*- und *Iris*-Arten) mit Hilfe der Confocalen Laserscanning Microscopy (CLSM) auf die Verteilung der Mikroorganismenaktivitäten untersucht. Bei den Pflanzen handelte es sich um Phytolyse-Pflanzen (Phytolyse = „Auflösen durch Pflanzen“) (TANGERMANN & SIMON, 1997), die in einer Industriekläranlage anfallendes Produktionsabwasser reinigen. Die Pflanzen bilden durch spezielle Anzuchtverfahren riesige Wurzelteller, mit denen sie in dem durchflossenen System ohne Bodenkörper stehen können und als natürliche Filter dienen. Die wurzelassoziierten Mikroorganismen bilden Biofilme, die einen wesentlichen Beitrag zur Umsetzung und zum Abbau von Abwasserinhaltsstoffen in Pflanzenkläranlagen leisten. Diese können mit der CLSM aufgrund der 3-dimensionalen Darstellung in voll hydratisiertem Zustand visualisiert werden. Es wurden Fluoreszenzfarbstoffe eingesetzt, die lebende und abgestorbene Bakterien gleichzeitig markieren und damit auf die Vitalität der Biofilme in verschiedenen Wurzelbereichen hinweisen können.

Ein Ziel des Projektes war die Abschätzung der Biofilmbesiedlungsdichte in verschiedenen Wurzelbereichen bezogen auf die Reinigung des Abwassers durch bestimmte Helophyten (*Carex paniculata*, *C. elata*, *C. rostrata*, *C. riparia*, *C. acutiformis*, *Iris pseudacorus* und *Juncus inflexus*). Weiterhin wurden auch *Lemna minor*, der abgelagerte Detritus und Algen betrachtet. Aufgrund der unterschiedlichen und wechselhaften Zusammensetzung des anfallenden Abwassers während

des Produktionsprozesses muss auch bei kurzzeitiger Stossbelastung das Überleben der Pflanzen und die Reinigung des Abwassers gewährleistet sein. Hieraus leitet sich eine zweite Fragestellung ab. Es war zu klären, inwieweit sich die Belastungen durch die Konzentration der Abwasserinhaltsstoffe auf die aktiven Bereiche der Pflanzen auswirken. In einem Versuch wurden *Carex paniculata* und *Carex elata* in zwei Versuchsbecken (1,6 m<sup>2</sup>) Abwasser ausgesetzt, welches mit Permeat (schwerabbaubar und bakterizid wirkende Substanzen enthaltend) in 1:20-facher Verdünnung beschickt wurde. Die Wurzeln wurden während und nach dem Versuch mikroskopiert.

Aufgrund der dichten Verzweigungen der Wurzelteller muss mit einer verminderten Strömungsgeschwindigkeit des Abwassers im inneren Wurzelbereich gerechnet werden. Hierbei tritt die Frage auf, inwieweit es dadurch noch zu Austauschprozessen zwischen dem Abwasser und dem Biofilm kommt und wie stark die Aktivität der Mikroorganismen in diesen Bereichen ist.

### Material und Methoden

Mit der CLSM können Biofilme ohne aufwendige Präparation und somit ohne Veränderung der Morphologie betrachtet werden. Angeregt durch Laser werden die Elektronen verwendeter Fluorochrome auf ein höheres Energieniveau gebracht. Das emittierte Signal bei Verringerung des Energiezustandes wird mit Hilfe von Photomultipliern verstärkt und anschließend aufgezeichnet. Es werden Schnittserien angefertigt, die über einen Rekonstruktions-schritt zu einem dreidimensionalen Bild zusammengesetzt werden können (Abb. 1).

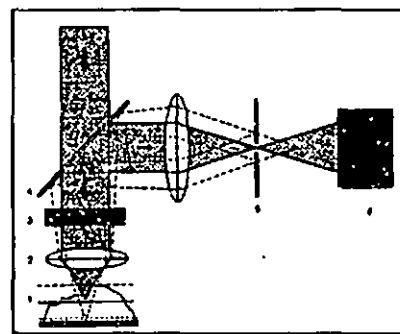


Abb. 1: Prinzip der Konfokalen Laserscanning Mikroskopie  
1-Präparat, 2-Objektiv, 3-Scanner, 4-Strahlteiler,  
5-Lochblende, 6-Detektor, 7-Laserstrahl; Quelle: SPÄTH, 1998

Aufgrund der Komplexität von biologischen Objekten können fluoreszenzmarkierte Strukturen dicht nebeneinander liegen. Mit der konventionellen Fluoreszenzmikroskopie sind einzelne Ebenen aufgrund des höheren Streulichtes schwer zu trennen. Die Anwendung des konfokalen Prinzips ermöglicht es, nur die Strukturen scharf abzubilden, die sich unmittelbar in der Brennebene befinden. Das Objekt wird punktförmig gescannt, wobei der Streulichtan-

<sup>1</sup> Bodenkunde, Geographisches Institut  
Ruhr-Universität Bochum, 44780 Bochum

teil aus benachbarten Strukturen reduziert wird. Durch das Scannen in verschiedenen Tiefenebenen werden Bilder mit unterschiedlichen Brennebenen generiert, die mit Hilfe der Bildverarbeitung zu dreidimensionalen Darstellungen zusammengesetzt werden können. Diese Bilder zeichnen sich dann durch eine große Tiefenschärfe aus (LAWRENCE et al., 1998; SPÄTH, 1998). Durch Anfärben des Probenmaterials mit Fluoreszenzfarbstoffen können einzelne Strukturen und ihre Lage im hydratisierten natürlichen Biofilm dargestellt werden. In diesem Projekt wurde mit den Farbstoffen Syto9 und Propidium Jodid, als Bestandteile des LIVE/DEAD® BacLight™ Bacterial Viability Kit (Molecular Probes) vorrangig gearbeitet. Das Syto9-Signal detektiert alle vorhandenen lebenden Bakterien, das Propidium Jodid-Signal alle abgestorbenen Bakterien. Weiterhin wurde mit Cell Tracker™ Orange (Molecular Probes) und dem Lectin PHA-L Alexa Fluor® 488 Conjugate (Molecular Probes) gearbeitet, wobei der erste die gesamten Bakterien und der zweite Farbstoff die vorhandene EPS (Extrazelluläre Polymere Substanzen) anfärbt (HAUGLAND, 2002; NEU et al., 2001).

## Ergebnisse und Diskussion

Besonders stark besiedelte und aktive Bereiche konnten an den feinen Wurzelverzweigungen und den Haarwurzeln v.a. an den wurzelspitzennahen Regionen der Helophyten gefunden werden. Es hat sich gezeigt, dass die bei einigen Arten vorkommende strukturierte Wurzeloberfläche den Biofilmen Schutz vor Scherkräften bietet.

Anhand der optischen Darstellungen der Biofilmbesiedlung können besonders die *Carex*-Arten als effektive Pflanzen mit hoher Reinigungsleistung herausgestellt werden (Bestätigung auch durch Bestimmung chemischer Abwasserparameter, unveröffentlichte Studie). Die Ursachen liegen v.a. in dem fein verzweigten Wurzelgeflecht und der damit vergrößerten Oberfläche, die verstärkte Biofilmbesiedlung erlaubt.

Abgestorbener Detritus wirkt als „Belebtschlammflocke“ im System und leistet einen zusätzlichen Beitrag zur Reinigung. Die Biofilme der Wurzeln aus den Permeat-Versuchsbecken zeigen schon nach einwöchiger Beschickung eine deutlich reduzierte Aktivität. Es scheint eine Schädigung der Mikroorganismen durch Permeat vorzuliegen.

## Schlussfolgerungen

Diese hier vorliegende Untersuchung konnte die Vor- und Nachteile der verwendeten Pflanzen bezogen auf ihre Reinigungsleistung aufzeigen. Es wurde beobachtet, dass Pflanzen mit sehr strukturierten Oberflächen

besonders gut für den Aufbau von dicken Biofilmen geeignet sind. Durch die Struktur der Pflanzenwurzeln wird ein stärkeres mikrobielles Biomassewachstum an den Wurzeln hervorgerufen und Beeinträchtigungen der Biofilme durch Strömung oder andere Einflüsse, die die Entstehung von Scherkräften fördern, wird verhindert. Damit ist der Einsatz von *Carex*-Arten, aber auch der *Juncus inflexus* und der *Iris pseudacorus* stark zu befürworten. Die beiden letztgenannten Arten weisen in ihrem Wurzelsystem geringere Komplexität, d.h. weniger Feinwurzelbereiche auf wie die *Carex*-Arten. Dennoch ist auch der Einsatz dieser Pflanzen nicht zuletzt aus ästhetischen Gründen zu erwägen.

Die Untersuchungen weisen auf eine effektive Abbauleistung der wurzellosoziierten Mikroorganismen im inneren Bereich des Wurzeltellers hin. Die Strömung bzw. die Diffusionsprozesse reichen aus, um die Stoffe zu den Biofilmen zu transportieren, so dass dort ein Abbau stattfinden kann.

Die in dem System vorhandenen Algengeflechte bieten eine weitere Aufwuchsfläche und Nahrungsquelle für die Mikroorganismen. Aus diesen Gründen kann der Anteil der Algen bis zu einem gewissen Maße toleriert werden. Übersteigt der nächtliche Sauerstoffverbrauch der Organismen die Tagesproduktion der Algen bzw. den Sauerstoffeintrag durch die Helophyten, werden Fäulnisprozesse auftreten. Das System wird anaerob und es stellen sich andere, dem Abbau weniger förderliche Prozesse ein.

Durch das Absterben von Pflanzenteilen im Winter und dem Eintrag organischer und anorganischer Biomasse durch z. B. Vögel bildet sich am Beckengrund Detritus, der als „Belebtschlammflocke“ wirkt. Überschreitet die Menge des Detritus einen bestimmten Wert nicht, wird der Abbau der Abwasserinhaltsstoffe gefördert.

## Literatur

- HAUGLAND, R.P., 2002. Handbook of Fluorescent Probes and Research Products. Willow Creek Rd. Eugene.
- LAWRENCE, J.R., WOLFAARDT, G.D., NEU, T.R., 1998. The Study of Biofilms using Confocal Laser Scanning Microscopy. In: Wilkinson, M.H.F., Schut, F.(Eds.), Digital Image Analysis of Microbes: Imaging, Morphometry, Fluorometry and Motility Techniques and Applications. Chichester, Weinheim, 431-465.
- NEU, T.R., 2000. Laser-Scanning-Mikroskopie (LSM) von Biofilm-Systemen. Biospektrum 3 (6). 189-193.
- NEU, T.R., SWERHON, G.D.W., LAWRENCE, J.R., 2001. Assessment of lectin-binding analysis for in situ detection of glycoconjugates in biofilm systems. Microbiology, 147, 299-313.
- SPÄTH, R. 1998. Rolle der extrazellulären polymeren Substanzen in Biofilm und belebtem Schlamm bei der Sorption von Schadstoffen. Dissertation. TU München
- TANGERMANN, E., SIMON, H., 1997. Grün ist Leben. Pinneberg.
- WINGENDER, J., NEU, T.R., FLEMING, H.-C., 1999. Microbial Extracellular Polymeric Substances. Berlin.

## Bewirtschaftungsbedingte Veränderungen der C- und N-Flüsse eines Grünlandstandortes und ihr Einfluß auf C- und N-Fractionen im Oberboden

M. Karrasch<sup>1</sup>, C. Wachendorf<sup>1</sup> und F. Taube<sup>2</sup>

### Einleitung

In Grünlandsystemen werden aufgrund von Bewirtschaftungsmaßnahmen Veränderungen der C- und N-Flüsse induziert. Art und Intensität der Bewirtschaftung können sowohl eine Akkumulation als auch eine Freisetzung von C<sub>org</sub> und N<sub>i</sub> aus dem Boden bewirken. Eine Erhöhung des C<sub>mik</sub>/C<sub>org</sub>-Verhältnisses gilt als Indikator einer Akkumulation von Gesamt-C im Boden (Sparling, 1992).

### Ziele

- Abschätzung der C- und N-Einträge in das System Boden in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität
- Ermittlung von Veränderungen der mikrobiellen Biomasse unter Grünland verschiedener Bewirtschaftung

### Material und Methoden

Der Standort liegt in der Niederen Geest. Der Oberboden (0-15 cm) des Treposols (ehemaliger Gley-Podsol aus periglazialen Sanden) ist durch C<sub>org</sub>-Gehalte von 2,4 bis 5,3 % und pH (H<sub>2</sub>O) -

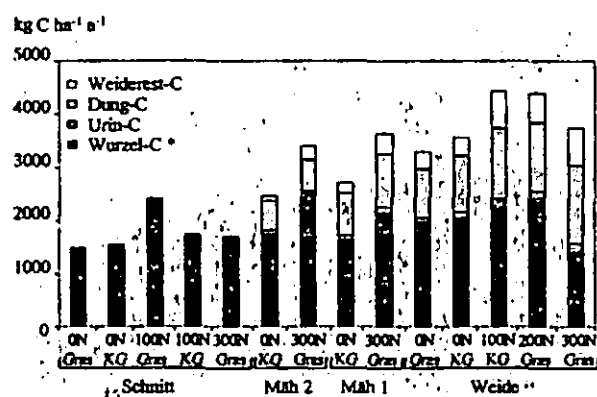


Abb. 1: Mittlere (1997-2001) geschätzte Mindestmengen jährlicher C-Einträge

\* Wurzelmasse x 0,33 (s. Text)

<sup>1</sup> Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg, Allende-Platz 2, 20146 Hamburg, M.Karrasch@ifb.uni-hamburg.de

<sup>2</sup> Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Universität Kiel, Grünland und Futterbau / Ökologischer Landbau

Werte von 5,2 bis 6,4 gekennzeichnet. Die Bewirtschaftungsvarianten sind in Abb. 1 angegeben.

Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse (C<sub>mik</sub>, N<sub>mik</sub>) erfolgte nach 2, 3 und 5 Jahren Bewirtschaftungsjahren jeweils im März mittels Chloroform-Extraktionsmethode nach Brookes et. al. (1985) und Vance et. al (1987).

Die Fraktionen „Wurzeln“ (> 2 mm) und „MOM“ (Macroorganic Matter, 2 - 0,63 mm) der Beprobung März 2002 wurden durch Abschlämzung über Siebe gewonnen.

Für die Berechnung der C-Einträge in Abb. 1 wurde von einem C-Gehalt der Pflanzentrockenmasse von 48 %, einem C/N-Verhältnis im Dung von 23 und im Urin von 1,2, einem Harnstoffanteil von 75 % des Urin-N und einer N-Menge im Dung von 0,8 g N pro 100 g aufgenommener Trockenmasse ausgegangen (Whitehead, 1995). Der C des Harnstoffs wurde nicht als Eintrag berücksichtigt, da von einer schnellen Umsetzung zu CO<sub>2</sub> auszugehen ist.

Der N-Saldo (Abb. 2 u. 3) berechnet sich als Differenz zwischen N-Input (N Dünger + N fixiert + N atmosphärischer Eintrag) und N-Output (Brutto-N-Ertrag - Weiderest-N - Exkrement-N). Die den Berechnungen zugrundeliegenden Pflanzenertragsdaten wurden vom N-Projekt Karkendamm der CAU Kiel zur Verfügung gestellt.

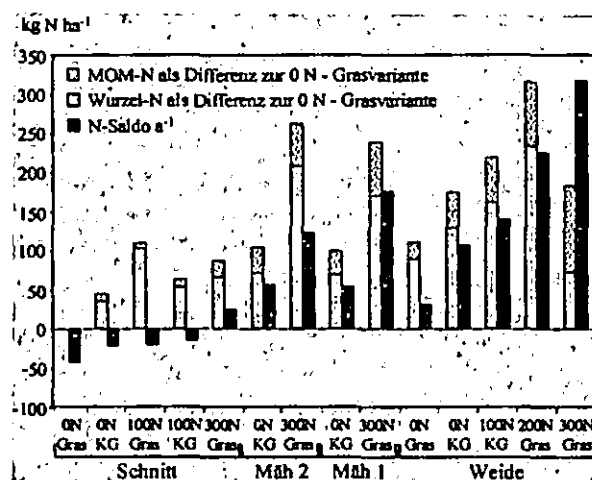


Abb. 2: N-Menge in Wurzel- und MOM-Fraktion in Relation zum N-Saldo der Varianten

Wurzel-N und MOM-N vom März 2002; Wurzel-N gemessen, MOM-N regressiv nach multipler Regression

Mäh 1 und 2 = Mähweide, 1 resp. 2 Schnittnutzungen, anschließend Weidenutzungen; KG = Klee gras; 0 / 100 / 300 N = kg Mineraldünger ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> als Kalkammonsalpeter-N

Tab. 1:  $C_{mik}$  und  $N_{mik}$  (Märzbeprobungen 1999, 2000 und 2002) - Ergebnisse der multiplen linearen Regression (schrittweise vorwärts,  $n=63$ )

	Abhängige Variable: $C_{mik}$	SE	Änderung $r^2$	Signifikanz in A-2
A-1	$C_{org}$ (%)	54,96	+ 0,591	**** $C_{org}$
A-2	$C_{org}$ (%), pH (H <sub>2</sub> O)	46,85	+ 0,112	**** pH <sub>1992</sub>
$C_{mik}$ (kg/ha) = -845,34 + 96,07 $C_{org}$ + 159,76 pH (H <sub>2</sub> O) ( $r^2 = 0,703^{****}$ )				
	Abhängige Variable: $N_{mik}$	SE	Änderung $r^2$	Signifikanz in B-2
B-1	$C_{org}$ (%)	16,58	+ 0,291	**** $C_{org}$
B-2	$C_{org}$ (%), pH (H <sub>2</sub> O)	12,19	+ 0,326	**** pH <sub>1992</sub>
$N_{mik}$ (kg/ha) = -389,49 + 21,18 $C_{org}$ + 51,41 pH (H <sub>2</sub> O) ( $r^2 = 0,617^{****}$ )				

\*  $\alpha < 0,05$  \*\*  $\alpha < 0,01$  \*\*\*  $\alpha < 0,001$  \*\*\*\*  $\alpha < 0,0001$

Unabhängige Variablen C-Eintrag (kg C ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) und N-Saldo (kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) ohne signifikanten Einfluß auf  $C_{mik}$  und  $N_{mik}$

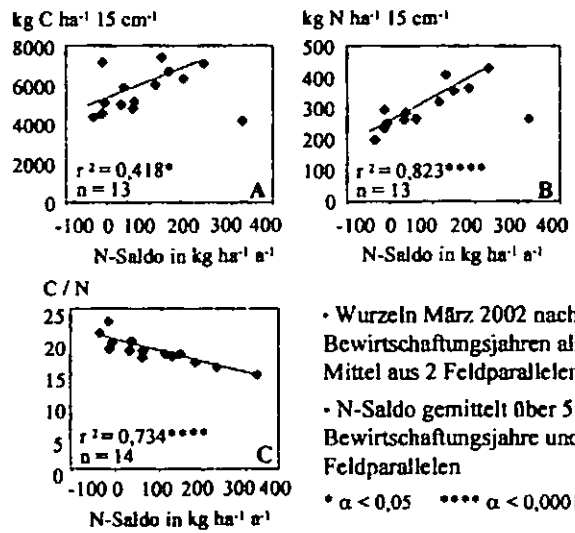


Abb. 3: Beziehung zwischen der Wurzelfraktion und dem N-Saldo

### Ergebnisse

- Es werden je nach Beweidungsintensität schätzungsweise zwischen 700 und 2300 kg C ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> über Dung, Urin und Weiderest pro Jahr oberirdisch eingetragen (Abb. 1).
- Die Umsatzrate der Wurzeln ist nicht bekannt. Die in Abb. 2 angenommene Umsatzzeit von 3 Jahren ist eher lang. Danach werden mindestens 1400 bis 2400 kg C pro Jahr über die Wurzelfraktion unterirdisch in den Boden-C-Pool eingetragen.
- Das C/N-Verhältnis der Wurzeln zeigt eine negative Beziehung zum N-Saldo (Abb. 3 C). Die N-Menge der Wurzeln ist positiv mit dem Saldo korreliert. Bei der höchsten N-Intensität nimmt die Wurzelmasse jedoch ab (Abb. 3 B).
- Die MOM-C- und -N-Fraktion weisen jeweils multiple, lineare Beziehungen zu dem  $C_{org}$ -Gehalt des Bodens und zum N-Saldo auf (nicht dargestellt). In den Weideparzellen unter 300 kg N-Düngung (= höchstes N-Saldo) sind nach 5jähriger Versuchslaufzeit im Vergleich zur Variante mit niedrigstem Saldo in der MOM-Fraktion zusätzlich 1500 kg C und 112 kg N gespeichert.
- Der Anstieg der N-Menge in der Wurzel- und MOM-Fraktion ist - mit Ausnahme der 300 N-Weideparzelle - deutlich höher als die Zunahme des N-Jahressaldo (Abb. 2).
- Die mikrobielle Biomasse zeigt positive Beziehungen zum  $C_{org}$ -Gehalt und zum pH (H<sub>2</sub>O) (Tab. 1). Eine Beziehung zum N-Saldo und zum geschätzten C-Eintrag ist hingegen nicht nachweisbar.

### Schlußfolgerungen

- Die positive Beziehung der der MOM-C-Fraktion zum N-Saldo läßt auf eine Erhöhung der  $C_{org}$ -Gehalte des Oberbodens um maximal 0,08 % entsprechend 1500 kg  $C_{org}$  ha<sup>-1</sup> schließen.
- In den Wurzeln sind unter erhöhter N-Intensität der Bewirtschaftung maximal 2800 kg C zusätzlich gespeichert.
- Die Erhöhung der MOM- und der Wurzelfraktion mit zunehmendem N-Saldo sind offenbar zu gering, um eine meßbare Veränderung der  $C_{mik}/C_{org}$ -Verhältnisse zu bewirken.
- Den hohen N-Überschüssen auf gedüngten Weideparzellen stehen hohe N-Mengen in der Wurzel- und MOM-Fraktion gegenüber. Von einer erheblichen N-Speicherung im Boden darüber hinaus ist jedoch nicht auszugehen.

### Literatur

- Brookes, P.C., Landmann, A., Pruden, G. and D. S. Jenkinson (1985): Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. Soil Biol. Biochem. 17: 837-842
- Sparling, G. P. (1992): Ratio of Microbial Biomass Carbon to Soil Organic Carbon as a Sensitive Indicator of Changes in Soil Organic Matter, Aust. J. Soil Res. 30, 195-207
- Vance, E. D.; Brookes, P. C. and D. S. Jenkinson (1987): An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biol. Biochem. Vol. 19, 703-707
- Whitehead, D. C. (1995): Grasland Nitrogen. CAB INTERNATIONAL, Wallingford, UK, 1-197

## **Einfluss von Bodentieren auf den Streuabbau und die C/N-Dynamik auf sandigem Ackerboden im nordostdeutschen Trockengebiet**

Stefanie Krück<sup>1</sup>, Monika Joschko<sup>1</sup> & Gerhard Eisenbeis<sup>2</sup>

### **Einleitung**

Die funktionelle Bedeutung von Bodentieren für den Streuabbau und die damit verbundene C/N-Dynamik ist ein wichtiger bodenökologischer Aspekt, welcher für die Beurteilung der Nachhaltigkeit von Landnutzungssystemen eine wesentliche Bedeutung haben kann. Mit Hilfe von Minicontainern nach EISENBEIS wurden auf einem Ackerstandort in der Nähe von Müncheberg Streuabbau und C/N-Gehalte der Pflanzenrückstände unter dem Einfluß der Bodentieraktivität untersucht.

Hypothese der Untersuchung war, dass unter Beteiligung der Bodenfauna der Streuabbau beschleunigt und mit veränderter C/N-Dynamik abläuft.

### **Methoden**

Versuchsstandort Lietzen (Raum Müncheberg), Betrieb Komturei Lietzen; Versuchsschlag 70 ha, mittlere Ackerzahl 33; Bodenbearbeitung teils konventionell (Pflug), teils konservierend (Grubber). Auf dem Schlag befinden sich 42 Versuchspartzellen auf Transekten in Bearbeitungsrichtung (Abb.1). Der Versuch wurde auf Parzelle 29 der konservierend bewirtschafteten Variante durchgeführt (Parabraunerde aus Geschiebedeckdecken über Moränenlehm, stark lehmiger Sand; C<sub>org</sub> 0.95%, N<sub>t</sub> 0.09 %, pH 7.3, Tongehalt 14%).

Am 25.10. 2001 wurden 48 Stäbe mit je 12 Minicontainern (Abb. 2) vertikal ausgebracht, davon 24 mit 20 µm Gaze zum Ausschluss der

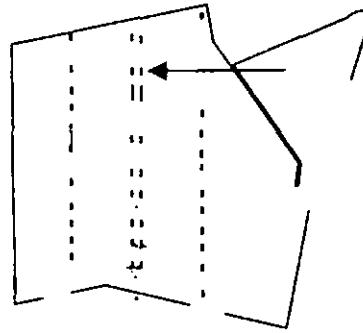


Abb.1: Versuchsstandort Lietzen

Bodentiere, und 24 mit 2 mm Gaze, welche den Zutritt von Bodentieren ermöglichte. Der Abstand zwischen den Stäben betrug 25 cm. Die Probenahme erfolgte bis zum 11. April 2002, zunächst in 14tägigem Abstand; während der Frostperiode wurde nicht beprobt. An jedem Probennahmetermin wurden je drei Stäbe entnommen. Die Bodenfeuchte bei Entnahme schwankte zwischen 10 und 17 %; die Bodentemperatur variierte zwischen 5 und 8°C. Das Substrat in den Minicontainern bestand aus getrocknetem Weizenstroh.

Nach der Probenahme wurde die in den Minicontainern verbliebene Streu vorsichtig von Verunreinigungen gesäubert, getrocknet und gewogen. Die Gesamtkohlenstoff- und Gesamtstickstoffbestimmung der Streureste erfolgte nach Mahlen der Probe mit einem Vario el.

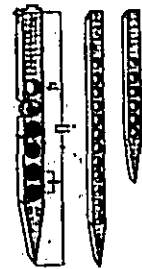


Abb. 2: Minicontainer nach Eisenbeis (1998)

### **Ergebnisse**

Der Streuabbau erfolgte relativ langsam; nach 6 Monaten waren nur knapp 30 % des Ausgangsmaterials abgebaut. Entgegen der Erwartung erfolgte der Abbau in den Minicontainern ohne Bodentiereinfluss tendenziell schneller (Abb. 3).

<sup>1</sup> Institut für Primärproduktion und Mikrobielle Ökologie, ZALF, Eberswalder Straße 84, D-15374 Müncheberg [mjoschko@zalf.de](mailto:mjoschko@zalf.de);

<sup>2</sup> Johannes-Gutenberg-Universität Mainz, Institut für Zoologie, Müllerweg 6, D-55128 Mainz

Hinsichtlich der C/N-Dynamik in der verbliebenen Streu war kein Unterschied zwischen den Varianten erkennbar (Abb. 4).

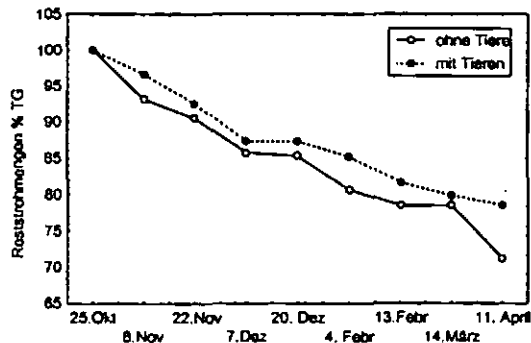


Abb. 3: Verlauf des Streuabbaus mit und ohne Bodentiere

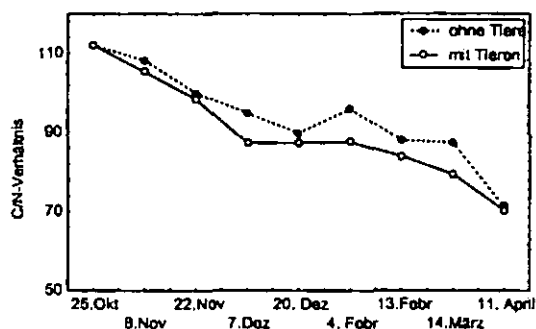


Abb. 4: Entwicklung des C/N-Verhältnisses in der Streu mit und ohne Bodentiere

Eine tiefendifferenzierte Auswertung (0-12 cm und 12-24 cm Bodentiefe) ergab die gleiche Tendenz: in den Minicontainern, welche mit grober Gaze verschlossen und damit für die Bodenfauna zugänglich waren, war der Abbau verzögert (Abb. 5).

Jedoch führte die Beteiligung von Tieren an den Abbauprozessen offenbar doch zu einer Veränderung der C/N-Dynamik (Abb. 6).

Literatur: EISENBEIS, G. (1998): Die Untersuchung der biologischen Aktivität von Böden. II. Der Minicontainer-Test. Praxis der Naturwissenschaften Bd. 4/74, SS. 22-29.  
HEIBER, T. & G. EISENBEIS (unpubl.): Soil tillage effects on rye straw decomposition and seasonal effects on associated Collembola.

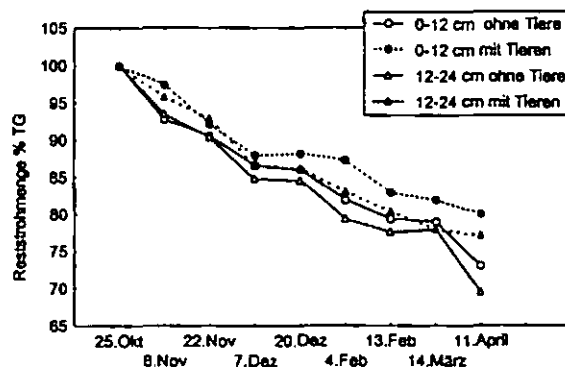


Abb. 5: Verlauf des Streuabbaus mit und ohne Bodentiere, differenziert nach Bodentiefen

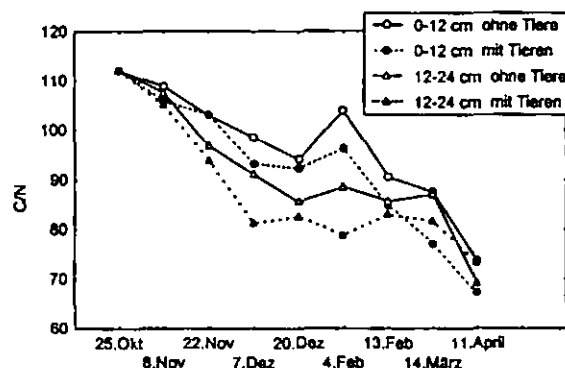


Abb. 6: Entwicklung des C/N-Verhältnisses in der Streu mit und ohne Bodentiere, differenziert nach Bodentiefen

### Schlussfolgerung

Die Ergebnisse entsprechen zunächst nicht den Erwartungen. Ein beschleunigter Abbau bei Ausschluss der Fauna ist möglicherweise auf günstigere mikroklimatische Bedingungen in den mit feiner Gaze verschlossenen Minicontainern zurückzuführen. Der langsame Abbau insgesamt lässt sich ferner durch die kühlen Bodentemperaturen während der Wintermonate erklären. Heiber & Eisenbeis (unpubl.) beschreiben ebenfalls nach einem langsamen Winterplateau des Abbaus einen signifikanten Anstieg der Dekomposition nach der frühjahrsbedingten Bodenerwärmung. Der potentielle Beitrag der Bodentiere für den Streuabbau wird somit unter den winterkalten und sandigtrockenen Böden des Untersuchungsgebietes nicht erkennbar. Eine Folgeuntersuchung unter feuchtwärmeren Bodenbedingungen sollte zu einer weiteren Klärung beitragen.



# PLFA and Soil Microbial Biomass in an Eutric Gleysol, Eutric Fluvisol, and Mollic Fluvisol at the Elbe River

Uwe Langer and Jörg Rinklebe

## Introduction and Aim

The characterisation of functional and structural diversity in wetland soils is poorly understood. That's why we investigated phospholipid fatty acids (PLFA) and soil microbial biomass (SMB) in selected wetland soils. Our objectives were:

- i: to characterize functional and structural diversity in wetland soils
- ii: to discriminate different wetland soils with characteristically functional and structural parameters

## Sites and Soils

We investigated wetland soils from the Elbe River near Sandau, stream kilometre 417, southerly to Havelberg.

Loamy *Eutric Fluvisols* are dominating in floodplains. The fluvial loamy cover on upper terraces is interrupt from flood channels and depressions. In these deeper topographical positions we can find *Eutric Gleysols* which are showing gleyic, fluvic and stagnic properties as well. They are mainly build up of silt and clay.

On lower Elbe terraces we discovered *Mollic Fluvisols*. These soils are characterised through high contents of organic carbon within a depth to 1 metre or more and a high biological activity.

The investigated Eutric Gleysol is flooded much longer than the both other soils (Fig. 1).

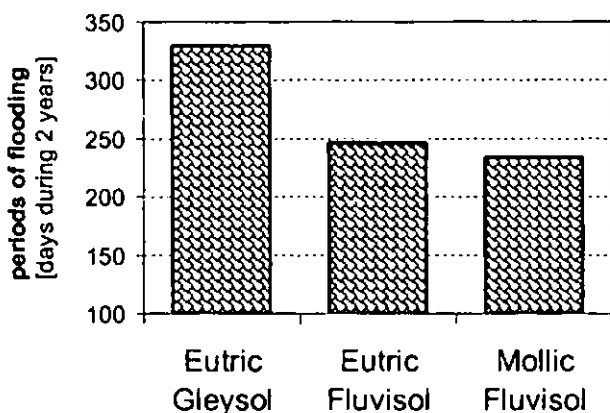


Fig. 1: Days of flooding during 2 years of the three wetland soils.

We described the soils in detail, collected samples according to different horizons and investigated various soil properties (Rinklebe, 2003); some are given in table 1.

Tab. 1: Soil characteristics

	Eutric Gleysol	Eutric Fluvisol	Mollic Fluvisol
	[0 - 30 cm]	[0 - 20 cm]	[0 - 18 cm]
Corg	8,33	8,93	8,08
Nt	0,66	0,63	0,60
C/N	12,6	14,0	13,6
clay [%] [< 2 µm]	41	30	26
fine silt and clay [%] [< 6,3 µm]	60	48	38
pH [CaCl <sub>2</sub> ]	5,1	6,2	6,7
cond. [µS/cm]	644	218	221

## Methods

SMB was determined by substrate-induced-respiration (SIR) according to Anderson and Domsch (1978) by an automatic CO<sub>2</sub> infrared gas analyzer.

The PLFA analysis were performed following the procedures described by Frostegård et al. (1991, 1993). Lipids were extracted with a chloroform-methanol-citrate buffer mixture and fractionated into neutral, glyco- and phospholipids on silicic acid columns. The phospholipids were methylated before analyzing by GC-MS. Fatty acid peaks were identified by retention time. Individual peaks were quantified based on peak area.

All results were calculated on basis of oven dry soil weight (dw) and represent arithmetic means ± standard deviations of three replicates. The correlation coefficient and significance was calculated according to Pearson. Prior to analysis PLFA data were log (n<sub>i</sub>+1) transformed to ensure homogeneity of variances. Exploratory multivariate statistics in form of principal component analyses (PCA) was conducted by using SPSS 10.0 for Windows. Inc., Chicago. (Methods for determining soil characteristics and flooding periods see Rinklebe, 2003).

## Results and Discussion

26 PLFAs were used for characterization of soil community structure. The PLFA-profiles were dominated by the fraction of saturated fatty acids, particularly terminally branched saturated fatty acids (data not given) which were indicators for gram-positive bacteria (Morgan & Winstanley, 1997).

The results confirm that the investigated wetland soils can be differentiated both by SMB using SIR (Fig. 2)

and by total PLFA-biomass (Fig. 3). Both methods show the same ranking: An increase of biomasses of Eutric Gleysol about Eutric Fluvisol to Mollic Fluvisol. The amounts of the SIR- and the PLFA-biomass are significantly correlated ( $r = 0.999$ ;  $p < 0.05$ ).

The Eutric Gleysol is flooded for a longer time than both other soils (Fig. 1); the soil fine fraction (fine silt and clay) is very high (Tab. 1) and soil structure is compact. Soil/ water/ air-ratio is disadvantageous for aerobic microorganisms, SMB and PLFA-biomass is lowest in comparison to the other soils.

In the Mollic Fluvisol aerobic microorganisms can find favourable conditions; SMB and PLFA-biomass have highest amounts of the three soils. This soil is well drained because soil structure is characterised through a lot of worm castings and soil fine fraction is not to high (Tab. 1). Furthermore there is much available soil organic carbon and an optimal pH (Tab. 1).

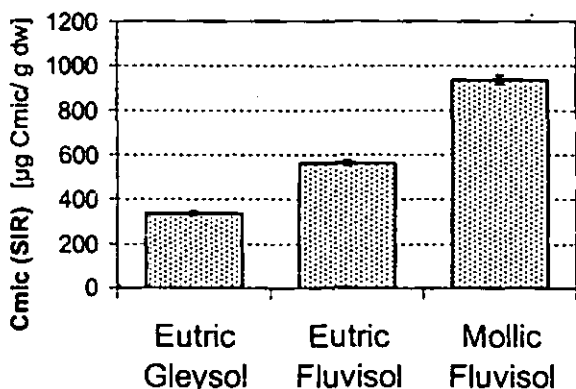


Fig. 2: Soil microbial biomasses (SIR) in the three wetland soils.

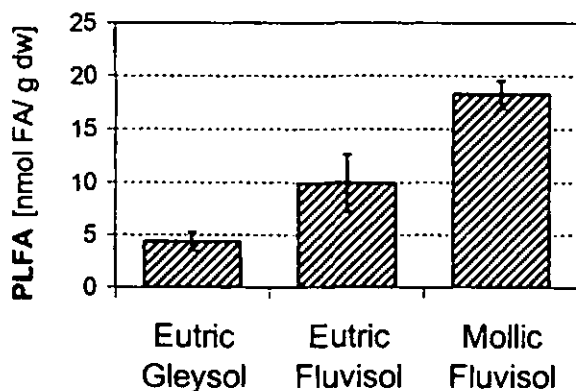


Fig. 3: Total PLFA-biomasses in the three wetland soils.

The PCA carried out with 26 identified fatty acids shows two important points: On one hand it reveals a clear differentiation among the three wetland soils and on the other hand it confirms the similarities of

the three replicates of each soil. The PCA accounted 90.8 % of the variance. (Fig. 4).

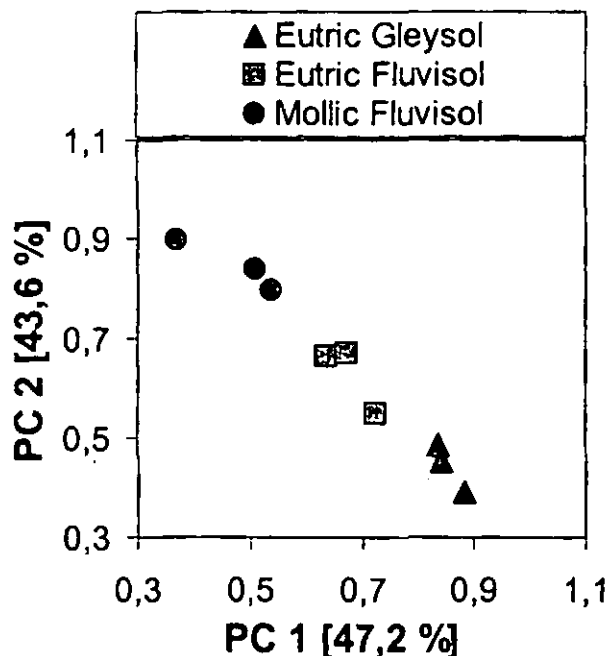


Fig. 4: Differentiation of the three wetland soils by principle component analysis (PCA) in three replicates.

References

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

Frostegård, Å., A. Tunlid, and E. Bååth (1991): Microbial biomass measured as total lipid phosphate in soils of different organic content. *J. Microbiol. Methods* 14, 151-163.

Frostegård, Å., A. Tunlid, and E. Bååth (1993): Phospholipid fatty acid composition, biomass, and activity of microbial communities from two soil types experimentally exposed to different heavy metals. *Appl. Environ. Microbiol.* 59, 3605-3617.

Morgan, J. and C. Winstanley (1997): Microbial biomarkers, in J. van Elsas, J. Trevors, and E. Wellington: *Modern soil microbiology*. Marcel Dekker, Inc., New York, p. 331-352.

Rinklebe, J. (2003): Quantifizierung des Einflusses von Bodenkennwerten sowie von Bodentemperatur, Bodenfeuchte, Wasserspannung und gelöstem organischen Kohlenstoff auf die mikrobielle Biomasse und die Bodenenzymaktivitäten von  $\beta$ -Glucosidase, Protease und alkalischer Phosphatase in Auenböden der Elbe. Unpublished manuscript Ph.D. Thesis and Appendix. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. Landwirtschaftliche Fakultät.

## Wirkung frischer und gealterter Kupferkontaminationen auf Bodenmikroorganismen

M. Mai<sup>1</sup>, B.-M. Wilke<sup>1</sup>, A. Gättinger<sup>2</sup>, P. Gong<sup>3</sup>

### Kurzfassung

Im Rahmen des UBA F+E-Vorhabens „Entwicklung ökotoxikologische Orientierungswerte für Böden“ wurden Wirkungen gealterter und frischer Schadstoffkontaminationen auf die mikrobielle Diversität und Funktionalität geprüft. Dazu mischten wir einen unbelasteten, humusarmen, sandigen Kontrollboden (Ap-Horizont einer Parabraunerde) mit Cu-belasteten Bodenmaterial einer Holzfabrik (Altlastmischung) und Kupferchlorid (Dotierung). Die Kontamination resultierte aus der Anwendung von Kupfersulfat als Holzschutzmittel in den Jahren 1911 - 1924. Da der Cu-Altlastboden einen deutlich höhere Corg-Gehalt als der Kontrollboden aufwies, wurde zu Vergleichszwecken ein unbelasteter Boden (Kontrolle 2) vom Gelände der Holzschutzfabrik mit untersucht. Wirkungen auf Bodenfunktionen wurden mittels Bodenatmungskurven nach ISO 17155) und potenzieller Ammoniumoxidation (ISO DIS 15685), Wirkungen auf die mikrobielle Diversität mittels PLFA-Analyse nach Zelles und Bai (1993) durchgeführt.

Erwartungsgemäß wirkten frische Kontaminationen mit Kupferchlorid aufgrund ihrer höheren Verfügbarkeit stärker als gealterte. Die Wirkungen auf die mikrobiellen Prozesse nahm mit zunehmenden Cu-Konzentrationen im Ammoniumnitratextrakt unabhängig von der Art der Belastung (Altlastmischung, Dotierung mit Kupferchlorid). Signifikante Hemmungen der kumulativen CO<sub>2</sub>-Entwicklung (C<sub>R</sub>) traten in

den Atmungskurven sowohl bei Altlastmischungen und als auch bei Dotierungen Cu<sub>AN</sub>-Konzentrationen > 0,33 mg kg<sup>-1</sup> bzw. Gesamtgehalten von 43 mg Cu kg<sup>-1</sup> auf. Die substratinduzierte Atmung (R<sub>S</sub>) war ebenso wie die potenzielle Ammoniumoxidation ab Cu<sub>AN</sub>-Gehalten 2,2 mg kg<sup>-1</sup> signifikant reduziert.

Die PLFA-Muster der Kupfer belasteten Böden unterschieden sich deutlich von den der Kontrollböden. Mit zunehmender Cu-Konzentration nahmen die prozentualen Anteile der SATFAs und UNSFAs zu, die der MUFAs dagegen ab. Außerdem verschob sich das Verhältnis der NEL-PLFA (vorwiegend anaerobe) zu EL-PLFA (vorwiegend aerobe) zugunsten der NEL-PLFA. Wirkungen auf Pilze bzw. auf das Verhältnis der Fettsäuren Gram+/Gram- Bakterien konnte nicht festgestellt werden.

Eine Veränderung der mikrobiellen Gemeinschaft durch Kupfer zeigte auch Hauptkomponentenanalyse unter Berücksichtigung aller PLFAs. Der erste Faktor erklärte bereits 93 % der Varianz und war hoch signifikant mit den Cu-Gesamtgehalten, nicht aber mit Cu<sub>AN</sub>-Gehalten korreliert. Die Cu-Altlastmischungen zeigten deutlichere Unterschiede zu den Kontrollen als die Dotierungen. Dies deutet darauf hin, dass sich in dem hier verwendeten Altlastboden bereits eine der Kupferbelastung angepasste Population gebildet hat, die sich nach Vermischung mit dem Kontrollboden bereits nach einer Woche auf diesen übertrug.

<sup>1</sup> Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie, FG Abfallbelastung der Landschaft, Albrecht-Thaer-Weg 4, 14195 Berlin.

<sup>2</sup> GSF-Forschungszentrum, Institut für Bodenökologie, Ingolstädter Landstr. 1, 85764 Neuherberg.

<sup>3</sup> Biotechnology Research Institute, BRI, 6100 Royalmount Ave., Montreal, Quebec H4P 2R2



# Konzeption zur Ableitung von Bodenwerten zum Schutz des Lebensraumes von Bodenorganismen

Annette Marschner

## 1 Einleitung

Bodenfauna und -flora sind für die Bodenbildung und den Erhalt von Bodenfunktionen von wesentlicher Bedeutung. Sie sind an den Stoffkreisläufen wie Abbau, Aufbau und Umbau im Boden sowie indirekt auch am Wasserkreislauf beteiligt. Das bedeutet, dass bei nachhaltigem Schutz des Lebensraums für Pflanzen und Bodenorganismen auch gleichzeitig die Basis geschaffen ist, um die weiteren natürlichen Funktionen, die im Bundes-Bodenschutz-Gesetz (BBodSchG § 2, Absatz 2) genannt werden, zu schützen.

Vom Fachausschuss „Biologische Bewertung von Böden“ des Bundesverbandes Boden (BVB) ist unter Mitwirkung des Umweltbundesamtes (UBA) ein Konzept zur Ableitung von Prüfwerten für den Pfad „Boden-Bodenorganismen“ erarbeitet worden (Wilke (ed.) et al. 2002).

Die Bundes-Bodenschutz- und Altlasten-Verordnung von 1999, die das BBodSchG (1998) konkretisiert, enthält pfad- und nutzungsunabhängige Vorsorgewerte sowie pfad- und nutzungsabhängige Prüf- und Maßnahmenwerte. Für den Pfad „Boden - Bodenorganismen“ fehlen noch entsprechende Werte.

Die Bund/Länder-Arbeitsgruppe Boden (LABO) diskutiert derzeit, ob es sich für den Pfad „Boden - Bodenorganismen“ um Prüfwerte handelt, da die bei Überschreitung resultierenden Maßnahmen auch einen gewissen vorsorgenden Charakter aufweisen.

An zwei Stoffen (Cadmium und Benz(a)pyren) ist vom wissenschaftlichen Fachausschuss (BVB) das Ableitungskonzept erprobt worden.

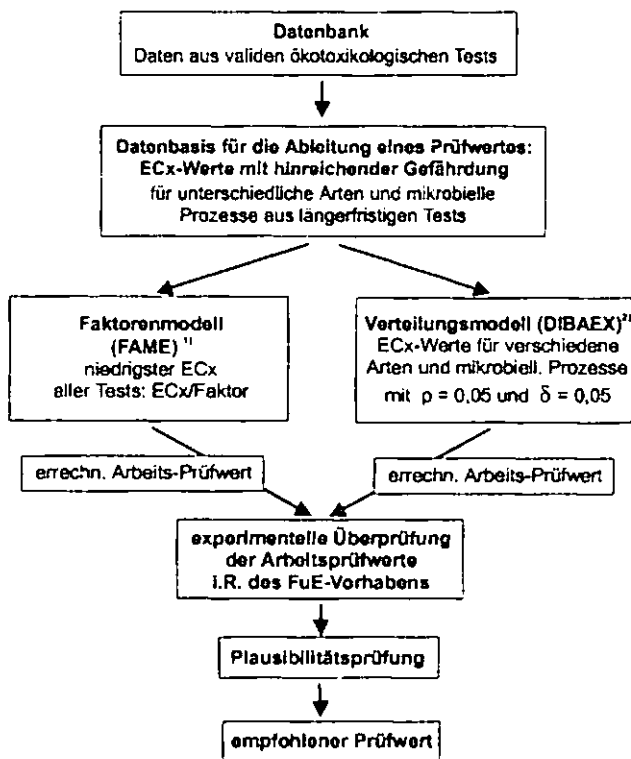
In dem 1999 initiierten UBA-FuE-Vorhaben „Entwicklung ökotoxikologischer Orientierungswerte für Böden“ ist das im BVB theoretisch erarbeitete Konzept zur Ableitung von Prüfwerten zu weiteren prioritären Stoffen evaluiert und experimentell überprüft worden. In einem weiteren derzeit am Umweltbundesamt laufenden Vorhaben werden die Arbeiten fortgesetzt.

Auf der Grundlage von Basisdaten zur Schädigung einzelner Arten (z. B. Nematoden, Enchytraeen, Collembolen, Lumbriciden, räuberische Käfer und höhere Pflanzen) sowie zur Beeinträchtigung der Leistungsfähigkeit von Mikroorganismen-Gemeinschaften werden Prüfwerte für den Lebensraum der Bodenbiozönose abgeleitet. Mit den für den Wirkungspfad „Boden - Bodenorganismen“ abgeleiteten Prüfwerten kann dann im Einzelfall am Standort beurteilt werden, ob aufgrund von Schadstoffwirkungen eine Gefahr für die natürliche Bodenfunktion (Lebensraumfunktion für Bodenorganismen) besteht.

## 2 Ableitung von Prüfwerten für den Pfad „Boden - Bodenorganismen“

Die Abbildung 1 zeigt die Herangehensweise zur Ableitung eines empfohlenen Prüfwertes (Ausnahme ist die experimentelle Überprüfung. Sie ist kein Arbeitsschritt des Ableitungskonzeptes, sondern diente nur zur Evaluierung des Konzeptes im Rahmen des FuE-Vorhabens). Zu erwähnen ist, dass das Ableitungskonzept auch für die Ableitung von Bodenwerten für Bodenorganismen im Sinne der Vorsorge heranzuziehen ist. Entscheidend ist, welche statistischen Werte (NOEC oder ECx) Eingang finden.

Abb. 1: Ableitung von Prüfwerten für den Pfad „Boden - Bodenorganismen“



FAME: Factorial application method <sup>2)</sup> DIBAEX: Distribution based extrapolation

## 3 Konventionen des Ableitungskonzeptes

Entsprechend dem Ableitungsschema (Abb. 1) erfolgt nach der Erfassung der validen ökotoxikologischen Tests in einer Datenbank eine Auswahl der zur Ableitung geeigneten Daten. Hierfür sind bestimmte Grundüberlegungen und Festlegungen vorgenommen worden. An dieser Stelle wird nur auf die wichtigsten Konventionen hingewiesen. Genauere Ausführungen finden sich in Wilke et al. (2002) und Marschner (2003).

Da entsprechend der Definition des Prüfwertes im BBodSchG der Prüfwert mit einer Gefahr verknüpft ist, muss der herangezogene EC<sub>x</sub>-Wert eine hinreichende Gefahr für die Arten bzw. die mikrobiellen Prozesse anzeigen. Deshalb wird empfohlen, keine NOEC, sondern EC<sub>50</sub>-Werte heranzuziehen.

Die Gründe sind folgende:

- EC<sub>50</sub>-Werte liegen im deutlichen Wirkungsbereich
- EC<sub>50</sub>-Werte sind statistisch sehr gut abgesichert

Auf Grund der sehr heterogenen Literaturdatenlage werden bei der hier beschriebenen Ableitung von Prüfwerten statt „reiner“ EC<sub>50</sub>-Werte alle Angaben aus dem Bereich von EC<sub>30</sub> bis EC<sub>60</sub> verwendet.

Die Daten, die zur Berechnung des Prüfwertes herangezogen werden, basieren jeweils auf dem niedrigsten EC<sub>x</sub>-Wert (konkret EC<sub>30-60</sub>-Wert) einer Spezies bzw. eines mikrobiellen Funktionsparameters.

Beim Empfindlichkeitsverteilungsmodell (DIBAEX) sollen entsprechend dem Ableitungskonzept 95 % (p= 0,05) der Arten und mikrobiellen Prozesse vor dem Überschreiten des betreffenden Effekts mit einer statistischen Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % (δ=0,05) geschützt werden.

Vor Ableitung der rechnerisch ermittelten Prüfwerte soll untersucht werden, ob die Bildung von Datenkollektiven bzgl. des pH-Wertes, C<sub>org</sub>-Gehaltes des Bodens etc. möglich ist, so dass Prüfwertempfehlungen differenziert nach Bodenarten, Sand, Lehm und Ton sowie pH-Bereiche erarbeitet werden können. Außerdem soll die Testergebnisse auf Ausreißer überprüft werden.

#### 4 Forschungsvorhaben „Entwicklung öko-toxikologischer Orientierungswerte für Böden“

##### Theoretischer Teil (Phase 1):

In einer Literaturstudie wurde nach Daten zur Wirkung von bodenrelevanten Schadstoffen auf Bodentiere, Pflanzen und Mikroorganismen recherchiert. Es wurden rund 900 Datensätze zu 21 Stoffen bzw. Stoffgruppen ermittelt.

Aufgrund der Datenlage konnten für insgesamt 10 Stoffe bzw. Stoffgruppen unter Anwendung des Ableitungskonzeptes mit den 2 Extrapolationsmodellen DIBAEX und FAME Arbeitsprüfwerte errechnet werden.

Tab. 1: Im Rahmen der Phase 1 abgeleitete Arbeitsprüfwerte (Grundlage Literaturstudie)

Stoff	DIBAEX Kp <sub>0,05</sub> [mg/kg]	FAME [mg/kg]
Arsen	2,2	1,0
Blei	197	25
Chrom	1,7	0,7
Kupfer	20,2	5,0
Nickel	12,6	2,3
Quecksilber	0,23	0,20
Zink	54,6	10
HCH	0,016	0,01
LAS	6,1	5,0
PCP	1,8	0,5

##### Praktischer Teil (Phase 2):

Es wurden die errechneten Arbeitsprüfwerte für 5 von diesen 10 Stoffen mit Hilfe einer Testbatterie (Bodentiere: Regenwurm, Collemböle, Nematode; Pflanzen: Hafer,

Stoppelrübe; Mikroorganismen: Bodenatmung, potentielle Nitrifikation) experimentell überprüft.

Unter Heranziehung der experimentellen Ergebnisse (Phase 2) wurde mit der vergrößerten Datenbasis der Ableitungsalgorithmus erneut eingesetzt und eine Evaluierung der Arbeitsprüfwerte der Phase 1 vorgenommen. Die Ergebnisse zeigen, dass die Arbeitsprüfwerte der Phase 2 die der Phase 1 im hohen Maß bestätigen.

Auf der Basis der abschließenden Plausibilitätsprüfung und den zu Grunde liegenden Arbeitsprüfwerten der Phase 2 wurden nach derzeitigem Arbeitsstand im Rahmen des FuE-Vorhabens zu 5 Stoffen Prüfwertempfehlungen für den Pfad „Boden - Bodenorganismen“ ausgesprochen (Es handelt sich somit um keine abschließende Wertefestlegung) (Tab. 2).

Tab. 2: Prüfwertvorschläge für den Pfad „Boden - Bodenorganismen“ (Sa.: Sand, Schl.: Schluff)

Stoff	Wert (mg/kg)	Bemerkung
Blei	250	alle Bodenarten
Kupfer	20 / 40 / 60	Sa. / Schl. / Ton
Quecksilber	0,5 / 1,0	Sa. + Schl. / Ton
Zink	60 / 150 / 200	Sa. / Schl. / Ton
HCH (Σ-HCH)	0,01	alle Bodenarten

Zur Erkennen ist, dass die Prüfwertvorschläge auf den mit dem DIBAEX-Modell berechneten Arbeitsprüfwerten basieren (Ausnahme HCH). Für einige Stoffe ist eine Differenzierung der Werte nach Bodenarten vorgenommen worden.

#### 5 Literatur

BBodSchG (Bundes-Bodenschutzgesetz) (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten. BGBl 1502 vom 17.03.1998.

BBodSchV (Bundes-Bodenschutzverordnung) (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Bodenschutzgesetzes, BGBl I, vom 16.06.1999: 1554-1582.

Marschner, A. (2003): Concept for the derivation of soil values for the soil-soil organisms pathway. - Fresenius Env. Bull. 12: 572-580.

Wilke, B.-M. (ed.), Beylich, A., Herrchen, M., Kratz, W., Marschner, A., Necker, U., Pieper, S., Römbke, J., Riepert, F., Rück, F., Terytze, K., Throl, Ch. & v.d. Trenck, Th. (2002): Eckpunkte zur Beurteilung des Wirkungspfadens Bodenverunreinigungen - Bodenorganismen. - In: Rosenkranz, D., Bachmann, G., Einsele, G. & Harreß, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. - Erich Schmidt Verlag Berlin: Kennziffer 9310.

## Laboratory studies to quantify actual and long-term denitrification potential in the saturated zone of hydromorphic soils

Ozra Mehranfar<sup>1</sup> and Reinhard Well<sup>1</sup>

In the saturated zone of hydromorphic soils redox conditions are generally favourable for denitrification. This is often caused by the presence of fossil organic carbon and reduced sulphur compounds in the subsoil. There is growing concern that continuing nitrate input from agricultural sources might exhaust these fossil pools of reductants. This might result in increasing groundwater nitrate levels in the future.

### Objective

Quantify the sustainability of denitrification potential in the saturated zone of various hydromorphic soils differing in texture, ground water level and concentrations of organic carbon and reduced sulphur compounds.

### Approach

- Identify and quantify potential reductants (Sulphide-S, C<sub>org</sub>) of microbial denitrification.
- Determine the available fraction of the total amount of reductants.
- Monitor the long-term consumption of reductants during denitrifying conditions (unlimited nitrate supply, anaerobic conditions).

### Materials and methods

Soils: 11 hydromorphic soils located in Northwest Germany (Table 1).

Long-term incubation experiments to exhaust denitrification potential:

- Anaerobic incubation of soil slurries in the presence

of <sup>15</sup>N labeled nitrate (25 g soil + 50 ml K<sup>15</sup>NO<sub>3</sub> solution, 100 mg N/L) at 25 °C (Well et al. 2003).

- Incubation period of 350 to 700 days with 5 to 7 sampling events (liquid and gas phase)
- Determination of total denitrification from nitrate consumption and production of <sup>15</sup>N labelled N<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O.
- Determination of autotrophic denitrification from SO<sub>4</sub><sup>-</sup> production.

### Calculated quantities

1. Denitrification rate (DR) = NO<sub>3</sub><sup>-</sup> reduction per time; <sup>15</sup>(N<sub>2</sub>+N<sub>2</sub>O)-production per time
2. Long-term denitrification potential (LDP) = cumulated nitrate reduction during 500 days of incubation
3. Sustainability Index (SI) = DR after 500 days of incubation / Initial DR (Eq. 1)
4. Reductant availability Index (RAI) = Consumption of reductants during 500 days / Initial total content of reductants (Eq. 2)

\* Calculated from long-term denitrification potential

### Modelling

Multiple regression analysis of DR, LDP, DI and RAI as a function of independent soil parameters

### Results and discussion

Time course of denitrification during laboratory incubation:

- High supply of reductants caused high initial denitrification rates and high sustainability of total denitrification (Fig. 1a), whereas denitrification potential was almost completely exhausted during the incubation period in sites/layers with low C<sub>org</sub> concentrations (Fig. 1b).

- Autotrophic denitrification is less sustainable than heterotrophic denitrification (SO<sub>4</sub><sup>-</sup> production de-

Tab. 1: Experimental soils

Site	Soil type	Sampling interval cm	GW depth cm	pH (CaCl <sub>2</sub> )	C <sub>org</sub>	C/N	Texture
Dinklage	Podzolic Gleysol	120 - 400	165	4.08 - 5.05	0.06 - 0.24	14 - 41	loamy Sand
Freistatt		140 - 300	130	4.0 - 4.6	0.03 - 0.25	8.4 - 46.9	loamy Sand
Fuhrberg		100 - 340	160	4.73 - 5.31	0.05 - 0.13	12 - 30	sand
Oldendorf		100 - 160	140	3.7 - 6.5	0.02 - 0.53	9 - 117	sand
Vechtel		80 - 140	130	4.9 - 5.4	0.07 - 0.12	16.5 - 60.3	sand
Markhausen	Anthroposol	150 - 310	155	4.15 - 5	0.04 - 3.62	15 - 111	sand
Aher Kämpe	Gleyic Fluvisol	140 - 240	180	4.04 - 7.39	0.5 - 5.03	9 - 13	silty clay loam
Bühren	Stagnogleyic Fluvisol	200 - 320	270	5.39 - 6.31	0.02 - 0.38	6 - 16	silty clay loam
Reinshof	Gleyic Fluvisol	100 - 200	140	7.5 - 7.7	0.48 - 3.35	8.7 - 16.6	silty loam
Schladen	Gleyic Fluvisol	160 - 340	290	4.63 - 7.51	0.31 - 5.34	8 - 24	silty loam
Neuhäuser Felde	Gleyic Fluvisol	110 - 400	260	5.8 - 7.3	0.09 - 1.05	7 - 21	silty loam

<sup>1</sup> Institut für Bodenwissenschaft, Universität Göttingen; correspondence: rwell@gwdg.de

**Site averages of denitrification rates (DR) and long-term denitrification potential (LDP) (Fig. 2a):**

Long-term denitrification potential varied between 13 and 480 mg N per kg soil (19.5 – 720 kg N ha<sup>-1</sup> dm<sup>-1</sup>). High levels are found in fluvisols containing layers with C<sub>org</sub> > 0.5 % and/or sulphide > 500 mg kg<sup>-1</sup>. Low levels are found in sites without significant accumulation of reductants.

Modeling the consumption of reductants over time predicted that LDP can potentially be exhausted within periods between 2 and 330 years (model parameters and settings: measured site averages of DR and LDP; thickness of reactive layer = 1 m; NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-input = 50 – 100 kg N ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>; residence time of NO<sub>3</sub><sup>-</sup> = 1.7 – 6.7 years).

**Sustainability index (SI) and reductant availability index (RAI) as calculated using Eqs. (1) and (2) (Fig. 2b):**

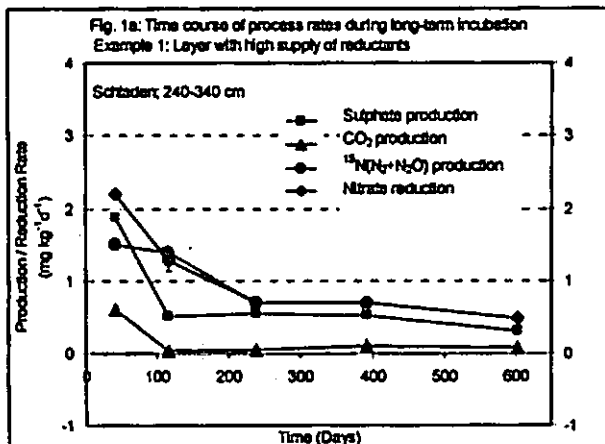
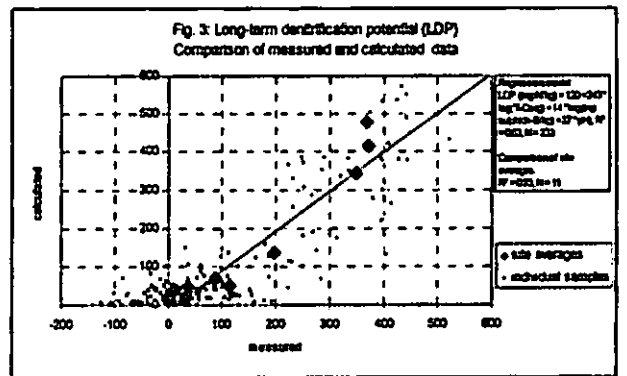
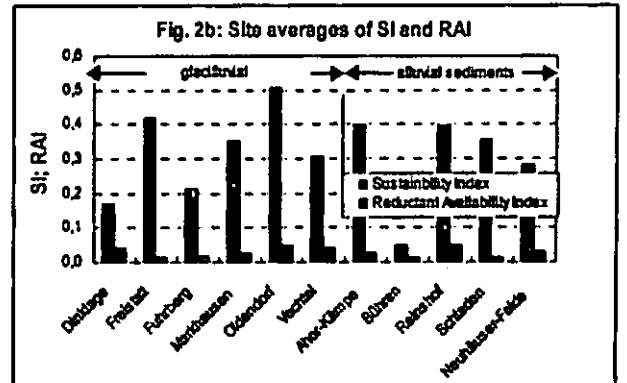
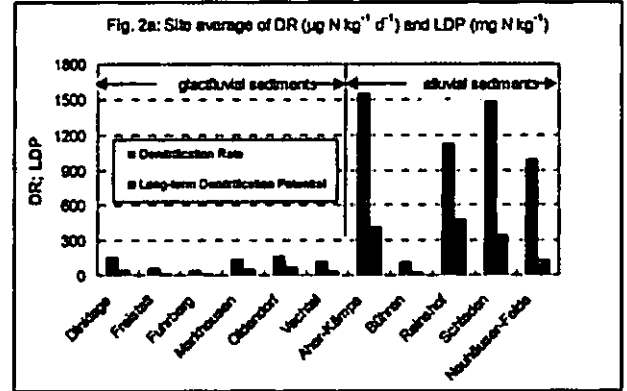
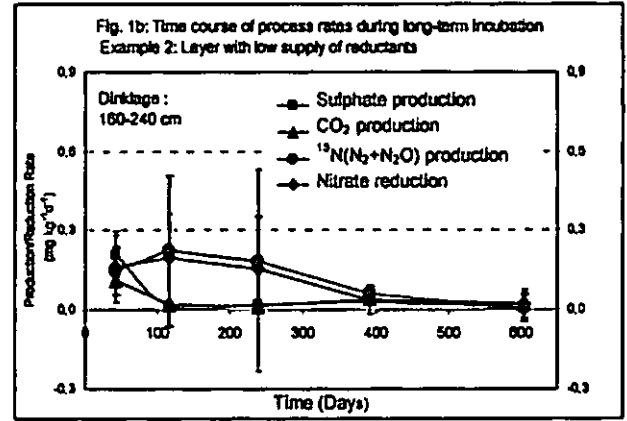
- After 500 days of anaerobic incubation denitrification potential was partially or completely exhausted (final denitrification rates were only 5 to 56 % of the initial rates).
- Between 2 and 5 % of the total supply of potential reductants (C<sub>org</sub> + sulphides) was available for denitrification.

**Prediction of long-term denitrification potential (LDP) from chemical properties (Fig. 3):**

LDP can be estimated by a regression model based on organic carbon, sulphide and pH. The agreement between measured and calculated LDP of individual samples is subject to large variation. However, site averages exhibit good agreement.

**Conclusions**

- Nitrate input decreases denitrification potential in the saturated zone of hydromorphic soils because fossil reductants are consumed during the denitrification process.
- The measured site averages of actual and long-term denitrification potential varied by two orders of magnitude.
- Denitrification potential can be completely exhausted within periods between a few years and up to several centuries.
- Long-term denitrification potential can be predicted using empirical models.



**Acknowledgement:** We thank the Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) for financial support.

**References:**

Well R, Augustin J, Meyer K & Myrold DD (2003): Comparison of field and laboratory measurement of denitrification and N<sub>2</sub>O production in the saturated zone of hydromorphic soils. *Soil Biology and Biochemistry* 35, 783 - 799.



## Transport von Mikroorganismen und Partikeln in einem Lössboden unter differenzierter Bearbeitung

André Michels und Stefan Gäth

Ein zunehmendes Problem der grundwasserbürtigen Trinkwassergewinnung stellt die Verunreinigung durch Mikroorganismen dar. Als entscheidende Voraussetzung für die hygienische Unbedenklichkeit des Trinkwassers werden die Passage von Boden und Grundwasserleiter angesehen. Wichtig erscheint die Betrachtung der ungesättigten Bodenzone, da mit Anwendung von Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern Fragen der Boden- und Grundwasserhygiene im Sinne eines vorsorgenden Verbraucherschutzes immer bedeutsamer werden. Neben der Grundwasserhygiene sind der Einsatz von Bakterien in der biologischen Bodensanierung sowie der partikelunterstützte Schadstofftransport weitere Anwendungsbereiche, in denen Kenntnisse zum Transportverhalten von Mikroorganismen und Partikeln wichtig sind.

Ziel des vorgestellten Projekts ist es, das Transportverhalten von Mikroorganismen und Partikeln in der ungesättigten Bodenzone in Abhängigkeit von der Beschaffenheit des Bodens sowie dessen Nutzung zu charakterisieren.

Dazu werden unter Einsatz einer Laborinfiltrationsanlage Durchbruchexperimente an natürlich gelagerten, ungestörten Bodenmonolithen durchgeführt. Zur Herstellung ungesättigter Versuchsbedingungen ist die Anlage vakuumgesteuert und hydrologisch überwacht (Abb. 1). In einem Versuch können acht Säulen parallel betrieben werden. Nach Mengenermittlung wird das aufgefangene Perkolat analysiert.

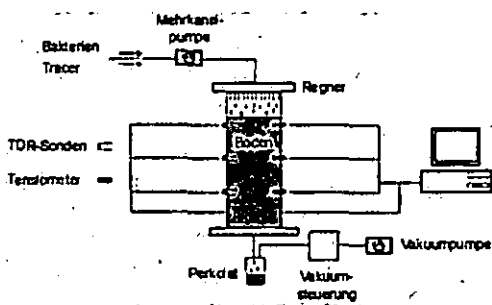


Abb. 1: Schema der eingesetzten Infiltrationsanlage

Neben Bromid (KBr) als konventionellem Tracer werden fluoreszent markierte, carboxylierte Polystyrol-Partikel in den Größen 0,5, 1,0, 2,0, 4,5µm in den Experimenten eingesetzt. In vorangegangenen Untersuchungen (Sommer et al. 2002) konnte an gestörten Bodensäulen gezeigt werden, dass sich diese Mikrosphären als Modellorganismen eignen, das Transportverhalten gehungerter *Escherichia coli*-Zellen im Boden abzubilden. Die Mikrosphären sind dabei deutlich leichter handhab- und detektierbar.

Der im beschriebenen Versuch eingesetzte schluffige Lössboden stammt von einem Versuchsfeld im Vorderen Vogelsberg (Hessen). Aus mächtigen Lössablagerungen über Buntsandstein hat sich hier eine schwach pseudo-vergleyte Parabraunerde gebildet. Die Entnahme der ungestörten Monolithe erfolgte im März 2003 unter Weizen. Es wurden jeweils vier Säulen einer seit knapp 20 Jahren durchgeführten Direktsaatvariante (DS) und einer konventionell gepflügten Variante (P) entnommen. Weitere Rahmenbedingungen sind Tabelle 1 zu entnehmen.

Tab. 1: Rahmenbedingungen des Versuchs

Versuchsdauer	5,5 Porenvolumen (ca. 6 Wo.)
Beregnung	Leitungswasser, kontinuierlich
Flussrate	1,65 cm/d
Wassergehalte	ca. 35 Vol.-%
Matrixpotential	10-30 hPa
Input Mikrosphären	10 <sup>7</sup> bis 10 <sup>10</sup>
Input KBr (Br <sup>-</sup> )	7,5 mg (250mg/l)

\* Inputmengen nach Größen verschieden

Die Ergebnisse zeigen für das Bromid in beiden Varianten einen raschen Durchbruch mit Maximalwerten bei 0,65 Porenvolumen (PV) für die DS-Variante, resp. 0,35 PV für die P-Variante (Abb. 2). Die Durchbruchkurve der P-Variante zeigt zudem einen Sattel bei 0,75 PV und

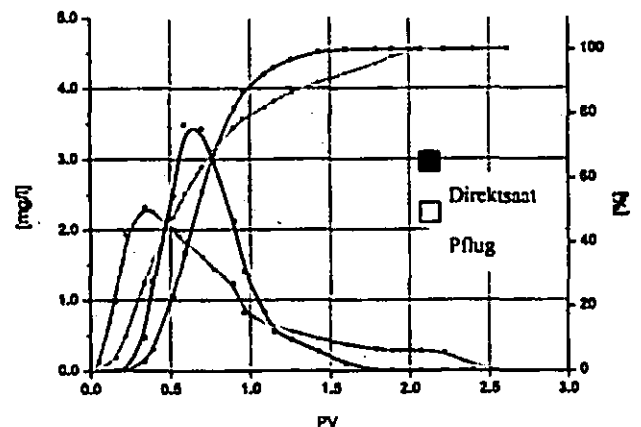


Abb. 2: Durchbruch- und Summenkurven für Bromid

ein ausgeprägtes Tailing. In der Summe werden rund 100% des eingesetzten Bromids nach 2,2 PV wiedergefunden.

Die Durchbruchskurven der Partikel sind erheblich komplexer und zeigen mehrere, zeitlich schlecht einzuordnende Peaks (Abb. 3). Dennoch lassen sich in beiden Varianten Parallelitäten feststellen. So ist ein erster Par-

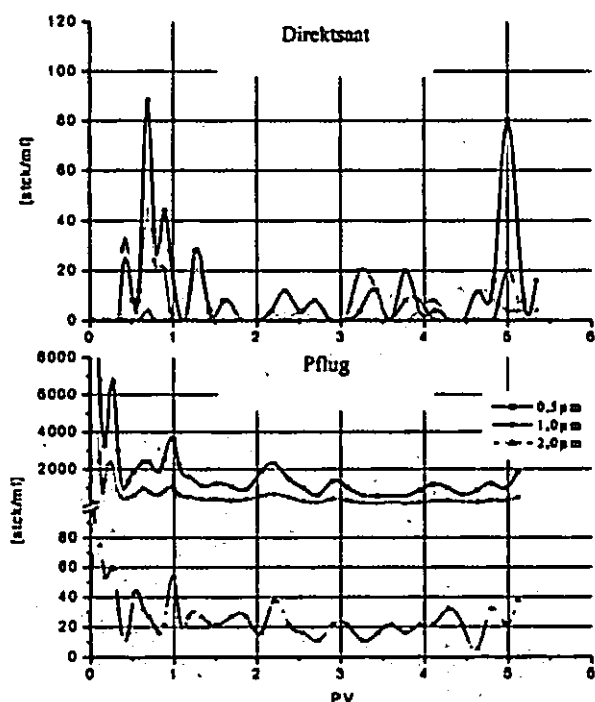


Abb. 3: Durchbruchskurven der Mikrosphären

tikeldurchbruch vor dem Durchbruchmaximum des Bromids zu beobachten, für die P-Variante sogar das Maximum. Ein zweites Maximum zeigt sich zeitgleich mit dem Br-Maximum und ein dritter Peak ca. 0,65 PV danach. Es folgen mehrere Peaks, die zeitlich nicht zu zuordnen sind.

Die Wiederfindungsraten bei der P-Variante sind mit bis zu  $1,2 \times 10^5$  Stck/ml gegenüber der DS-Variante deutlich erhöht. Auch in der Summe zeigt sich eine deutlich höhere Wiederfindung bei der P-Variante (Tab. 2). Generell ergibt sich für beide Varianten eine geringe Wiederfindung im Perkolat im Promillebereich des Inputs.

Tab. 2: Summe der Mikrosphären-Wiederfindung im Perkolat

Größe	Input	Direktsaat		Pflug	
		Recovery	%	Recovery	%
0,5µm	$5 \times 10^{10}$	$2,5 \times 10^5$	<0,01	$3,4 \times 10^7$	0,64
1,0µm	$2 \times 10^{10}$	$1,0 \times 10^5$	0,01	$8,1 \times 10^6$	0,45
2,0µm	$1 \times 10^9$	$2,1 \times 10^4$	<0,01	$4,1 \times 10^3$	0,34
4,5µm	$7 \times 10^7$	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

In der sich dem Versuch anschließenden Untersuchung des Bodens konnte der Großteil der Mikrosphären in den

oberen Bodenzentimetern nachgewiesen werden. Mit zunehmender Tiefe nahmen die Anzahlen immer weiter ab. In der P-Variante ergab sich eine Anreicherung von Mikrosphären oberhalb der rezenten Pflugsohle in 25 cm Tiefe (Abb. 4).

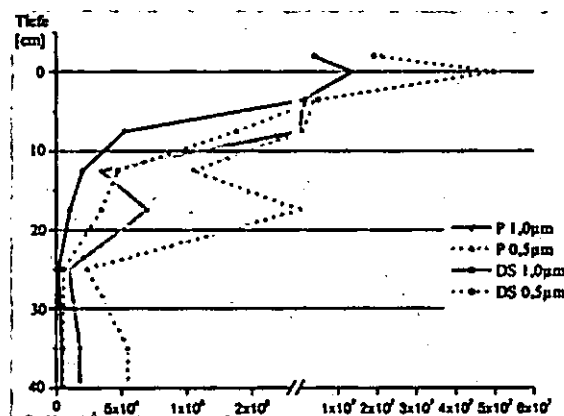


Abb. 4: Verteilung der Mikrosphären im Boden

Aus den Ergebnissen lässt sich ableiten, dass im natürlich gelagerten Boden nur wenige große Poren für den Transport von Mikroorganismen und Partikeln geeignet sind. Diese können nicht einheitlich, sondern müssen vielmehr als diversifiziertes System geeigneter und kontinuierlicher Poren betrachtet werden. Sie sprechen unterschiedlich schnell an und können einen sehr raschen Durchbruch bedingen, der u. U. schneller erfolgt, als der einer gelösten Substanz. Es kommt zusätzlich zu einem langen, ununterbrochenen Austrag als Folge langer, verwundener Poren.

Trotz des Vorhandenseins von Grobporen in der DS-Variante, weist der Boden unter Direktsaat gute Filtereigenschaften gegenüber partikulären Stoffen auf. Dies ist zum einen auf die erhöhte Lagerungsdichte infolge natürlicher Setzung zurückzuführen. Andererseits scheinen die vorhandenen Grobporen nicht für den partikulären Transport geeignet.

In der P-Variante führen kontinuierliche Grobporen zu einem sehr raschen und zahlenmäßig größeren Partikeldurchbruch. Geeignete Wege, die selbst die Pflugsohle an einigen Stellen durchlässig machen (z.B. Regenwürgänge) und auch lateralen Zuflüssen zur Verfügung stehen, müssen vorhanden sein.

#### Danksagung

Die Autoren danken der Bundesanstalt f. Landwirtschaft und Ernährung (BLE) für die finanzielle Unterstützung.

#### Literatur

Sommer, J., Neef, A., Kämpfer, P. & S. Gäth (2002): Transportverhalten von Mikroorganismen in der ungesättigten Bodenzone. Endbericht zum DFG-Vorhaben GA 538/2-3.

## **N<sub>2</sub>O- und CH<sub>4</sub>-Flüsse in zwei Anbausystemen des Ökologischen Landbaus**

Annett Model<sup>1\*</sup>, Uta Beckmann<sup>1</sup>, Rolf Russow<sup>2</sup>, Hartmut Kolbe<sup>1</sup>

### **Einleitung**

Die positiven Umweltleistungen des ökologischen Landbaus sind in Bereichen wie Nährstoff- und Pestizidausträge in Oberflächen- und Grundwasser, Biodiversität sowie Energieverbrauch inzwischen vielfach nachgewiesen und anerkannt (Köpke, 2002). Nach Bockisch (2000) lagen bis einschließlich 1999 keine Meßdaten zu N<sub>2</sub>O- oder CH<sub>4</sub>-Flußraten in Böden vor, die nach Richtlinien des ökologischen Landbaus bewirtschaftet wurden. Am Versuchsstandort Spröda der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft wurden in einem Dauerversuch zwei im ökologischen Landbau praktizierte Anbausysteme (Futterbau, Marktfrucht) auf ihre Umweltwirksamkeit sowie ihre Ertragsleistungen geprüft.

### **Material und Methoden**

Die Spurengasmessungen wurden auf dem Sandstandort Spröda im Zeitraum vom Mai 1997 bis August 1999 bis zu fünfmal wöchentlich mit geschlossenen Gassammelhauben durchgeführt. Je zwei Varianten der Anbausysteme Futterbau (Abfuhr der Koppelprodukte) und Marktfrucht (Verbleib der Koppelprodukte auf dem Feld) wurden beprobt. Zusätzlich wurde eine ungedüngte Variante des Systems Futterbau berücksichtigt, um die Auswirkungen von Düngemittelapplikationen (Gülle, Jauche, Mulch mit 80 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) darzustellen. Ausführliche Angaben hierzu sind Beckmann et al. (2001) zu entnehmen. Die Methoden zur Berechnung kumulierter Gasflüsse sowie zur Berechnung von Basisflüssen sind in Model (2003) beschrieben und diskutiert worden.

Zur Erläuterung der Spurengasflüsse wurden bodenchemische Parameter (NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N, SO<sub>4</sub>-S, Bodenfeuchte, pH in 0-15 cm Tiefe) in 14tägigem Rhythmus, die Bodentemperatur (2, 5, 10 cm Tiefe) parallel zu jeder Gasmessung ermittelt.

### **Ergebnisse**

Beide Systeme fungieren unabhängig vom betrachteten Zeitraum als N<sub>2</sub>O-Quelle. Insgesamt wurde aus dem System Marktfrucht eine signifikant höhere N<sub>2</sub>O-Menge emittiert ( $p < 0,1$ ), was v.a. auf höhere Emissionen im

Anbauzeitraum des Wickroggen ( $p < 0,01$ ) zurückzuführen ist. Die N<sub>2</sub>O-Basisflüsse beider Systeme sind in den Anbauzeiträumen von Mais und Sommerweizen signifikant verschieden ( $p < 0,05$ ; Tab. 1).

Weiterhin fungieren beide Systeme in der Summe der gesamten Meßperiode sowohl mit als auch ohne Berücksichtigung der unmittelbar nach Dungapplikation beobachteten CH<sub>4</sub>-Abgaberraten als CH<sub>4</sub>-Senke. Die unterschiedliche Höhe der CH<sub>4</sub>-Aufnahme beider Systeme ist unabhängig vom Berechnungsmodus nicht statistisch gesichert. Die Basisflüsse (CH<sub>4</sub>-Aufnahme) beider Systeme sind ebenfalls nicht signifikant verschieden (Tab. 1).

Die Verwendung verschiedener Modi zur Berechnung kumulierter Werte zeigt, daß der Boden seine Senkenfunktion für Methan durch die Bewirtschaftung nicht verliert, obgleich beide Systeme in einzelnen Anbauzeiträumen auch als CH<sub>4</sub>-Quelle ausgewiesen werden müssen (Tab. 1).

Die dargestellten Basisflüsse kennzeichnen die Langzeitwirkung vor allem der Fruchtfolge auf Spurengasflüsse, während die kumulierten Werte die Kurzzeitwirkung von Bearbeitungsmaßnahmen wie Leguminosengrasumbrüche und Düngemittelapplikationen widerspiegeln.

Von den in Tabelle 2 dargestellten bivariaten Korrelationen (Spearman) sind diejenigen zwischen N<sub>2</sub>O-Emissionsraten und NO<sub>3</sub>-Gehalt bzw. NO<sub>3</sub>/SO<sub>4</sub>-Verhältnis des Bodens ebenso wie diejenige zwischen CH<sub>4</sub>-Aufnahmeraten und SO<sub>4</sub>-Gehalt des Bodens hervorzuheben.

Aus Vergleichen mit Literaturangaben läßt sich ableiten, daß die am Standort Spröda gemessenen N<sub>2</sub>O-Emissionen aus Anbausystemen des ökologischen Landbaus zum Teil deutlich niedriger waren als solche aus ungedüngten bzw. organisch oder auch extensiv mineralisch gedüngten Flächen konventioneller Anbausysteme. Die CH<sub>4</sub>-Aufnahme lag um das 1,6-7,9fache höher als diejenige konventionell bewirtschafteter Flächen und erreichte eine teilweise für Waldstandorte ausgewiesene Intensität (Model, 2003).

### **Schlußfolgerungen**

Die Unterschiede zwischen den Spurengasflüssen der Anbausysteme Futterbau und Marktfrucht lassen sich mit der Dynamik des NO<sub>3</sub>- sowie des SO<sub>4</sub>-Gehaltes im Boden erklären. Die Korrelation zwischen den CH<sub>4</sub>-Aufnahmeraten und dem SO<sub>4</sub>-Gehalt des Bodens weist auf eine aerob-anaerobe CH<sub>4</sub>-Oxidation hin. Durch die Korrelation zwischen den N<sub>2</sub>O-Flußraten und dem NO<sub>3</sub>/SO<sub>4</sub>-Verhältnis im Boden wird im Schwefelgehalt des Bodens eine Schnittstelle zwischen aerob-anaerober CH<sub>4</sub>-Oxidation und denitrifizativer N<sub>2</sub>O-Bildung vermutet. Hierzu ist dringend weitere Forschung notwendig.

<sup>1</sup> Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Gustav-Kühn-Straße 8, 04159 Leipzig; \* [a.model@web.de](mailto:a.model@web.de)

<sup>2</sup> UFZ - Umweltforschungszentrum Halle - Leipzig GmbH, Sekt. Bodenforschung, Theodor-Lieser-Str. 4, 06120 Halle/Saale

**Literatur**

Beckmann U, Kolbe H, Model A, Russow R. 2001. Ackerbausysteme im ökologischen Landbau; Untersuchungen zur N<sub>min</sub>-, N<sub>2</sub>O-N- und NH<sub>3</sub>-N-Dynamik sowie Rückschlüsse zur Anbauoptimierung. Berlin: Erich Schmidt. (Initiativen zum Umweltschutz, Bd 35).  
 Bockisch FJ, Hrsg. 2000. Bewertung von Verfahren der ökologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Produktion im Hinblick auf den Energieeinsatz und bestimmte Schadgasemissionen. Landbauforschung Völknerode, Sonderheft Nr 211.

Köpke U. 2002. Umwelteistungen des Ökologischen Landbaus. Ökologie & Landbau 30 (122, 2): 6-18.  
 Model A. 2003. Spurengasflüsse (N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>) in Anbausystemen des ökologischen Landbaus [Dissertation, in Vorbereitung].

Die Versuche wurden mit Mitteln der Deutschen Bundesstiftung Umwelt gefördert.

**Tabelle 1:** Kumulierte sowie Basisflüsse (N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>) definierter Zeiträume

	Versuchsperiode 1997-1999		Fruchtfolge							
	Futterbau (FB)	Marktfrucht (MF)	Luzernegras		S.-Weizen		Wickroggen		Mais	
			FB	MF	FB	MF	FB	MF	FB	MF
<b>N<sub>2</sub>O (kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>)</b>										
kumuliert	2,21	2,49	2,16	2,01	2,24	2,07	1,47	2,40	4,40	5,39
Basisfluß	0,82	0,75	0,73	0,61	0,79	0,82	0,54	0,49	0,59	0,78
<b>CH<sub>4</sub> (kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>; einschließlich CH<sub>4</sub>-Abgaberaten nach Dungapplikation)</b>										
kumuliert	0,58	0,54	1,54	1,11	0,03	0,61	0,27	0,44	-1,76	-0,72
Basisfluß	1,07	0,81	0,80	0,75	0,87	0,81	0,57	0,62	0,49	0,56
<b>CH<sub>4</sub> (kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>; ohne CH<sub>4</sub>-Abgaberaten nach Dungapplikation)</b>										
kumuliert	0,98	0,89	1,54	1,11	0,99	1,20	0,27	0,44	0,49	0,56

**Tabelle 2:** Korrelationsmatrix zwischen Gasflußraten und ausgewählten Bodenparametern

	N <sub>2</sub> O	CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>	BT <sub>(10 cm)</sub>	BF	NO <sub>3</sub>	SO <sub>4</sub>
CH <sub>4</sub>	0,010						
CO <sub>2</sub>	0,238 **	0,130 (*)					
BT	0,304 ***	-0,064	0,539 ***				
BF	0,001	-0,323 ***	-0,350 ***	-0,520 ***			
NO <sub>3</sub>	0,617 ***	0,051	-0,055	0,365 ***	-0,139 (*)		
SO <sub>4</sub>	0,069	0,288 ***	-0,251 **	0,153 (*)	-0,433 ***	0,318 ***	
NO <sub>3</sub> /SO <sub>4</sub>	0,597 ***	0,091	-0,073	0,339 ***	0,059	0,856 ***	-0,163 *

Signifikanzniveau:  
 (\*) - p < 0,1; \* - p < 0,01;  
 \*\* - p < 0,05;  
 \*\*\* - p < 0,001.

Legende:  
 N<sub>2</sub>O - N<sub>2</sub>O-N (µg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>); CH<sub>4</sub> - CH<sub>4</sub>-C (µg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>); CO<sub>2</sub> - CO<sub>2</sub>-C (mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>); BT<sub>(10 cm)</sub> - Bodentemperatur (°C);  
 BF - Bodenfeuchte (% w/w); NO<sub>3</sub> - NO<sub>3</sub>-N (kg ha<sup>-1</sup>); SO<sub>4</sub> - SO<sub>4</sub>-S (kg ha<sup>-1</sup>); NO<sub>3</sub>/SO<sub>4</sub> - NO<sub>3</sub>-SO<sub>4</sub>-Verhältnis.

## Einfluss der Temperatur auf den Umsatz von Pflanzenresiduen mit engem C/N-Verhältnis

Torsten Müller<sup>1</sup>  
Peter von Fragstein und Niemsdorff<sup>2</sup>

### Einleitung

Gewöhnlich nimmt die C-Mineralisation aus Pflanzenresiduen mit steigender Temperatur zu. Dieser Sachverhalt hat Eingang in Modelle des Umsatzes der organischen Substanz im Boden gefunden. In solchen Modellen wird häufig angenommen, dass der N-Umsatz direkt an den C-Umsatz gekoppelt ist und die gleiche Temperaturabhängigkeit zeigt (z.B. Hansen et al. 1990). In einem Inkubationsexperiment sollte dieser Zusammenhang überprüft werden. Das Experiment steht in Zusammenhang mit Untersuchungen über den Einsatz vegetabiler Düngemittel im ökologischen Gemüseanbau.

### Material und Methoden

In Klimakammern wurde Boden (Ut3; pH<sub>CaCl2</sub> 7,3; 1,2 %C; C/N 9) mit vegetabilen Düngemitteln in N-äquivalenten Mengen (267 mg N kg<sup>-1</sup> Boden) für 64 Tage bei 5 und 15°C inkubiert. Bei den Düngemitteln handelte es sich um drei Leguminosenkörnerschrote (Ackerbohne (C/N 9,7), Gelbe Lupine (C/N 6,8), Weiße Lupine (C/N 8,9)) sowie um Rizinuschrot (C/N 8,5). Regelmäßig wurden Bodenatmung (Isermeyer), mikrobielle Biomasse (C<sub>mik</sub> und N<sub>mik</sub> mit Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode) und mineralischer N (N<sub>min</sub>) gemessen.

### Ergebnisse

Die CO<sub>2</sub>-Entbindung während der Inkubation zeigte bei allen Varianten die erwartete Temperaturabhängigkeit (keine Abbildung). Während der Inkubation von Leguminosenkörnerschroten bei 5°C wurde innerhalb der ersten 17 Tage mehr N mineralisiert als bei 15°C (Abb. 1). Bei Weißer Lupine und Ackerbohne wurde der N im weiteren Verlauf wieder immobilisiert, während bei Gelber Lupine weiter N mineralisiert wurde. Aus Rizinuschrot wurde dagegen bei 5°C weniger N mineralisiert als bei 15°C. Nach

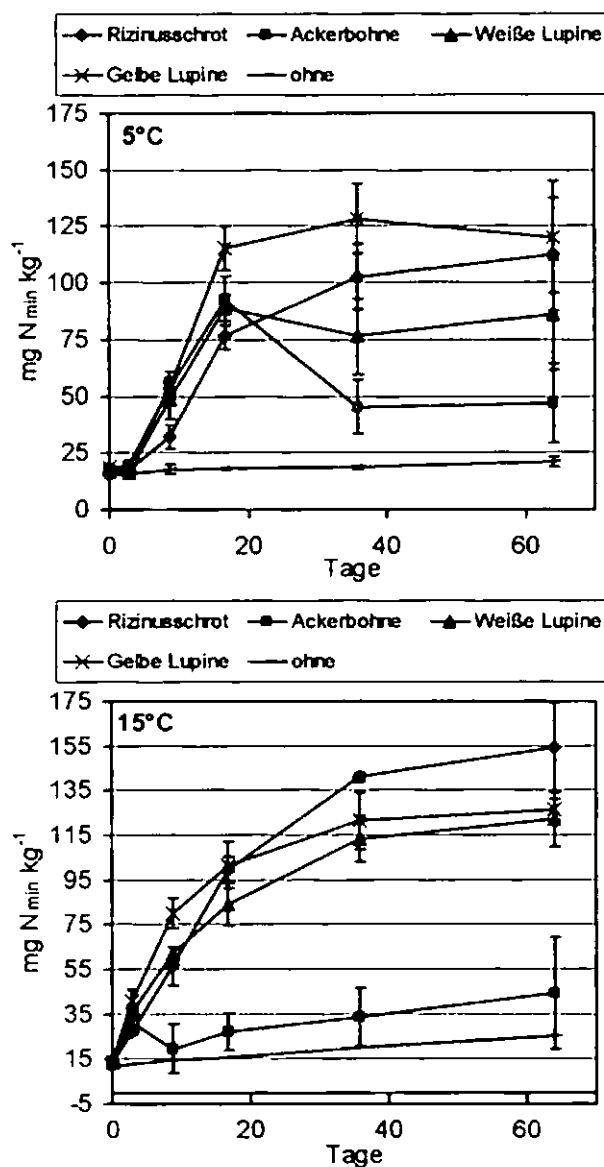


Abbildung 1: Mineralischer N (N<sub>min</sub>) während der Inkubation bei 5 und 15°C.

ca. 35 Tagen blieben die N<sub>min</sub>-Gehalte in allen Varianten bei beiden Temperaturen nahezu konstant.

In allen Varianten wurde bei 5°C vorübergehend mehr N in die mikrobielle Biomasse eingelagert als bei 15°C (Abb. 2). Ferner wurde der eingelagerte N bei 5°C langsamer aus der mikrobiellen Biomasse freigesetzt als bei 15°C.

### Diskussion

Bei niedrigen Temperaturen wird zunächst netto mehr Leguminosen-N mineralisiert als bei hohen Temperaturen. Dies könnte auf eine niedrigere Brutto-N-Immobilisation durch Hemmung des Umsatzes von N-armen Stoffgruppen bei niedrigen Temperaturen zurückzuführen sein. Magid et al. (2001) inkubierten Residuen von drei verschiedenen Leguminosen. Auch sie fanden eine bedeutend geringere Ab-

<sup>1</sup> Fachgebiet Bodenbiologie und Pflanzenernährung, Fachbereich Ökologische Agrarwissenschaften, Universität Kassel, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen, Fax 05542/981504, e-mail: tmuller@wiz.uni-kassel.de

<sup>2</sup> Fachgebiet Ökologischer Land- und Pflanzenbau, Fachbereich Ökologische Agrarwissenschaften, Universität Kassel

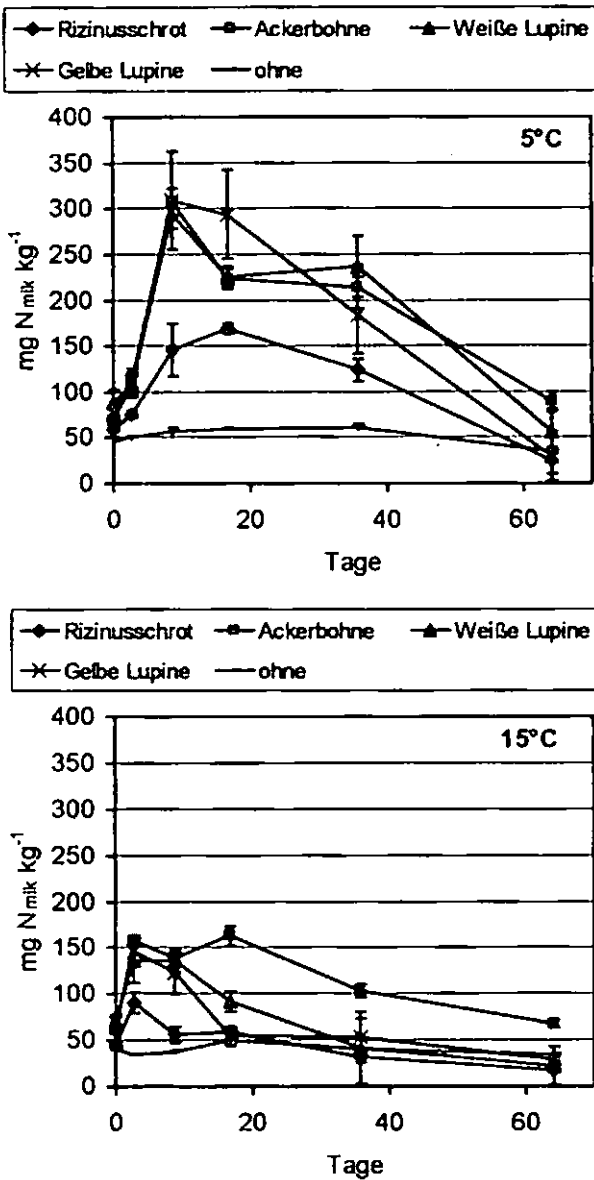


Abbildung 2: Mikrobieller Biomasse N ( $N_{mik}$ ) während der Inkubation bei 5 und 15°C.

hängigkeit der N-Mineralisation von der Temperatur als dies für die C-Mineralisation der Fall war.

Aus den Beobachtungen lässt sich die folgende Theorie ableiten (Abb. 3). Die Mineralisation von N aus Stoffgruppen mit sehr niedrigem C/N-Verhältnis (Proteine, Nukleinsäuren etc.) läuft auch bei niedrigen Temperaturen relativ schnell ab. Dagegen werden Stoffgruppen mit sehr hohem oder unendlichem C/N-Verhältnis (Hemicellulose, Lignin, Cellulose etc.) bei niedrigen Temperaturen deutlich langsamer umgesetzt als bei hohen Temperaturen. Besonders in Leguminosen scheinen diese Stoffgruppen so verteilt zu sein, dass sich bei niedrigen Temperaturen zunächst ein Zeitfenster ergibt, in dem N schnell mineralisiert wird, ohne durch den Umsatz von Stoffgruppen mit hohem C/N-

Verhältnis sofort immobilisiert zu werden. Bei höheren Temperaturen laufen diese Umsatzprozesse parallel ab, so dass brutto mineralisierter N zum Teil sofort wieder immobilisiert wird, was zu einer geringeren netto N-Mineralisation führt.

Bei niedrigen Temperaturen wird vorübergehend mehr N in die mikrobielle Biomasse eingelagert als bei höheren Temperaturen. Ein Teil dieses N wird dann möglicherweise in mikrobielle Residualprodukte überführt. N in der mikrobiellen Biomasse und in der Residualmasse werden vermutlich erst später mineralisiert. Bei niedrigen Temperaturen (5°C) führen die Leguminosenkörnerschrote zu einem erheblichen N-Primingeffekt.

**Literatur**

Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E. und Svendsen, H., 1990. *DAISY-Soil Plant Atmosphere System Model*. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen Vol. A10, Miljøstyrelsen, Copenhagen, 272 pp.  
 Magid, J., Henriksen, O., Thorup-Kristensen, K. und Mueller, T., 2001. Disproportionately high N-mineralisation rates from green manures at low temperatures – implications for modelling and management in cool temperate agro-ecosystems. *Plant and Soil*, 228, 73-82.

**Danksagung**

Wir danken Dorothea Driehaus, Gabi Dormann und allen studentischen Hilfskräften. Die Arbeit wurde mit Forschungsmitteln des BMVELs im Rahmen des Bundesprogramms Ökologischer Landbau gefördert (ProjektNr. 02OE169).

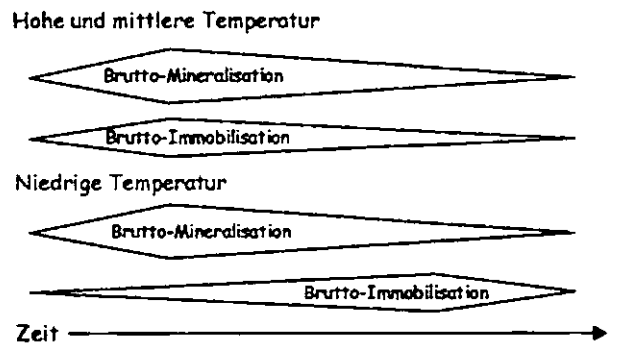


Abbildung 3: Brutto N-Mineralisation und -immobilisation bei verschiedenen Temperaturen

# Einfluss der Termiten auf die Pedodiversität südafrikanischer Trockengebiete

Andreas Petersen<sup>1</sup>, Alexander Gröngröft<sup>1</sup> & Günter Miehl<sup>1</sup>

## Einleitung

Die vorgestellte Untersuchung ist Bestandteil eines bodenkundlichen Teilprojektes innerhalb des vom BMBF geförderten „BIOTA-Southern-Africa Project“ (BIOdiversity Monitoring Transect Analyses in Africa) ([www.biota-africa.de](http://www.biota-africa.de)), in dem ein Nord-Süd verlaufender Transekt durch Namibia und Südafrika von verschiedenen Teildisziplinen bearbeitet wird. Entlang dieses Transektes werden in den Hauptbiomen innerhalb sogenannter Biodiversitätsobservatorien von 1 km<sup>2</sup> Größe Untersuchungen zu den Ursachen, dem Wandel und der Dynamik von Biodiversität in Abhängigkeit von Klima und Landnutzung durchgeführt.

Das Teilprojekt Boden betrachtet innerhalb des Rahmenkonzeptes des BIOTA-Projektes Biodiversität als abhängige Größe von naturräumlichen Gegebenheiten. Es wird die Hypothese verfolgt, dass eine höhere Variabilität abiotischer Standorteigenschaften innerhalb einer Fläche zu einer Erhöhung der Biodiversität führt. Die maßgeblichen Komponenten der abiotischen Standorteigenschaften sind abhängig von den betrachteten Skalen und Organismengruppen. Die Vielfalt edaphischer Standorteigenschaften beeinflusst nicht nur die aktuelle Biodiversität, sondern ist ihrerseits zum Teil auf den Einfluss der Organismen zurückzuführen.

Weite Teile des Transektes und der Observatorien sind durch die aktuelle und ehemalige Aktivität von Termiten im Verteilungsmuster der Böden beeinflusst. Dies umfasst sowohl Veränderung der physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften als auch die kleinräumige Oberflächenmorphologie. Die daraus resultierende Musterbildung der Böden hat hohe Bedeutung für die kleinräumige Habitatvielfalt und die Biodiversität. Im Rahmen dieser Untersuchung wird die Bedeutung ehemaliger Termitenaktivität für die Pedodiversität zweier Beispielräume im Winterregengebiet Südafrikas diskutiert.

Kreisförmige Hügelstrukturen (in Afrikaans „Heuweltjies“ genannt) mit bis zu 50 m Durchmesser und 3 m Höhe charakterisieren viele Landschaftsteile im westlichen und südwestlichen Südafrika. Sie werden auf die ehemalige Aktivität von Termiten und evtl. Kleinsäugetern zurückgeführt und können teilweise mehr als 25% der Landschaft bedecken (Ellis 2002, Lovegrove 1991). Ihre Bodeneigenschaften unterscheiden sich deutlich von den umliegenden Böden und bedingen eine kleinräumige Variabilität von Mikrohabitaten die wichtige ökologische Nischen für viele Arten darstellen.

## Untersuchungsgebiete und methodische Vorgehensweise

Um die Veränderungen der Bodeneigenschaften zu erfassen wurden an zwei Standorten Transektuntersuchungen an Heuweltjies durchgeführt.

1. Koeroegapvlakte: Beckenstruktur im granitisch geprägten, nördlichen Richtersveld mit ca. 80 mm Jahresniederschlag.
2. Soebatsfontein: gneissdominierte Hanglage im küstennahen westlichen Namaqualand mit ca. 150 mm Jahresniederschlag.

Die Transekte queren die Heuweltjies auf einer Länge von ca. 50 m um die Gesamtstruktur zu erfassen. Sie beinhalten pro Standort 5 Profile die bodenphysikalisch und bodenchemisch nach Standardanalytik untersucht wurden. Zusätzlich stehen pro Gebiet 25 nach Zufallsverfahren ausgewählte Vergleichsprofile zur Verfügung, so dass die Bodeneigenschaften im Vergleich zum regionalen Spektrum interpretiert werden können.

Die Berechnung des Sättigungsextraktes und des osmotischen Potentials wurde nach Alaily (2000) durchgeführt. Die Klassifikation der Böden erfolgte nach FAO (1998).

## Ergebnisse

Ausgewählte Ergebnisse der Feldansprache und der Laboranalysen sind in Abbildung 1 zusammenfassend dargestellt. Zusätzlich ist der Gebietsmedian aufgeführt um die Abweichung der Bodeneigenschaften in den Heuweltjies zur Umgebung einstuft zu können.

Sämtliche Profile innerhalb der Heuweltjies weisen Verkieselungen auf. Diese finden sich in Form von Durinodes im Zentrum der Heuweltjies und nehmen im Randbereich stark zu, so dass massive Duripans auftreten. Die Textur des Feinbodens zeigt eine Schluffzunahme zum Zentrum.

Die pH-Werte, elektrische Leitfähigkeit im Sättigungsextrakt und die Gesamtgehalte an Calcium und Magnesium zeigen einen ähnlichen Trend mit niedrigeren Werten im Randbereich und einer starken Zunahme an den Flanken und im Zentrum der Heuweltjies. Zu beachten ist hierbei, dass die Zunahme der Gesamtgehalte deutlich über der Schluff- und Tonzunahme liegt und damit nicht rein texturbedingt ist.

Leichtlösliche Salze sind durch Natrium dominiert und erreichen im Heuweltjiezentrum z. T. Konzentrationen, die bereits bei Feldkapazität erhöhte osmotische Potentiale von über 2 MPa bewirken.

Typisch für Heuweltjies ist das Auftreten von Calciumcarbonat in einer sonst kalkfreien Landschaft aus relativ sauren Ausgangsgesteinen. Die Gehalte erreichen in einigen Horizonten des Zentrums und der Flanken Werte bis zu 10 %. Im Randbereich sind die Profile überwiegend kalkfrei.

Durch das dominierende Auftreten von Verkieselungen sind die Böden als Durisols bzw. petric Durisols klassifiziert worden. Teilweise erreichen die Salzgehalte die Anforderungen für Solonchaks, die diagnostischen verkieselten Horizonte sind jedoch dominant.

<sup>1</sup> Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg, Allende-Platz 2, 20146 Hamburg

1 Heuweltjie Koeroegapvlakte							
Parameter	Einheit	Rand	Flanke	Zentrum	Flanke	Rand	Gebietsmedian
Ton	%	5,8	n.b.	8,7	8,0	6,4	n.b.
Schluff	%	29,9	n.b.	42,8	41,0	24,7	n.b.
Sand	%	64,3	n.b.	50,0	49,5	68,7	n.b.
pH (CaCl <sub>2</sub> )	pH	6,8	8,0	8,0	8,4	7,4	7,9
CaCO <sub>3</sub>	%	0,0	0,2	2,1	3,7	0,0	0,01
EC <sub>e</sub>	mS/cm	0,3	2,0	8,3	17,2	0,4	1,0
Ca	g/kg	11,3	12,5	20,6	29,7	13,6	16,0
Mg	g/kg	4,7	6,1	14,6	19,5	6,6	7,8
Krusten	-	Duripan	Durinodes	Durinodes	Durinodes	Duripan	-

Heuweltjie  
Durchmesser ca. 50 m

2 Heuweltjie Soebatsfontein							
Parameter	Einheit	Rand	Flanke	Zentrum	Flanke	Rand	Gebietsmedian
Ton	%	11,7	11,2	9,7	10,8	12,2	n.b.
Schluff	%	22,5	27,0	30,1	30,9	17,8	n.b.
Sand	%	65,7	61,8	58,9	58,4	69,7	n.b.
pH (CaCl <sub>2</sub> )	pH	5,6	7,7	8,1	8,1	5,1	6,0
CaCO <sub>3</sub>	%	0,0	0,2	1,5	3,2	0,0	0,0
EC <sub>e</sub>	mS/cm	17,5	7,4	40,0	26,6	1,2	2,3
Ca	g/kg	3,2	5,6	20,7	14,1	3,9	4,5
Mg	g/kg	3,2	6,6	10,3	12,3	2,2	1,7
Krusten	-	Duripan	Durinodes	Durinodes	Durinodes	Duripan	-

Abb. 1: Bodeneigenschaften entlang der Heuweltjie-Transekte, dargestellt sind die Mediane sämtlicher Horizonte des jeweiligen Profils, der Gebietsmedian ist aus jeweils 25 Vergleichsprofilen des Untersuchungsraumes berechnet.

### Diskussion / Schlussfolgerungen

Die Untersuchung hatte zum Ziel, die Bodeneigenschaften der Heuweltjies in den Beispielräumen zu charakterisieren. Mittels der erhobenen Parameter kann keine eindeutige genetische Deutung dieser Strukturen vorgenommen werden, sie bestätigen aber die im folgenden nach Ellis (2002) skizzierten genetischen Prozesse:

- Selektiver Materialtransport durch Termiten führt zu einer Akkumulation von Feinboden (insbesondere Schluff) und damit zu einer Veränderung der Textur und der Morphologie.
- Durch stetigen Eintrag von organischem Material über lange Zeiträume und dessen vollständiger Mineralisierung kommt es zu Stoffakkumulationen.
- Erhöhter CO<sub>2</sub> Partialdruck führt in Verbindung mit Ca und Mg zur Carbonatausfällung (biogene Carbonatbildung).
- Erhöhte pH Werte über 8,5 führen zur Lösung und Verlagerung von Kieselsäure aus eingetragenen organischen Material (Bioopal) und zur Akkumulation und Ausfällung in Duripans innerhalb und in Randbereichen des Heuweltjies.

Im Gegensatz zu kleineren, rezenten Termitenbauten werden die Heuweltjies als jahrtausend alte Strukturen angesehen, deren Entstehung abgeschlossen ist (Ellis 2002).

Die Ergebnisse zeigen, dass die Heuweltjies einen erheblichen Einfluss auf die Pedodiversität der untersuchten Räume haben. Bereits auf der Klassifikationsebene der WRB (FAO 1998) wird die

Spannweite der in den Beispielräumen auftretenden Bodentypen (Regosol, Cambisol, Leptosol) - hier als „taxonomische“ Pedodiversität bezeichnet - um die Durisols und bei starker Carbonatanreicherung auch um die Calcisols erweitert.

Die Spannweite der ökologisch wirksamen Bodeneigenschaften („funktionelle Pedodiversität“) ist durch die Heuweltjies stark erhöht:

- Veränderung im Wasserhaushalt: Morphologie, Textur, Krusten, Salze
- Veränderung im Stoffhaushalt: Salze, Nährstoffe
- Zunahme an Störungen durch Bodenwühler (z.B. Erdferkel)

In Abhängigkeit von den klimatischen Randbedingungen innerhalb des betrachteten Transeks (ca. 800 km, ca. 80 bis 600 mm Niederschlag), variieren die Einflüsse der Heuweltjies auf die Pedodiversität.

### Literatur

- Alaily, F. (2000): Carbonate und Salze. In: Handbuch der Bodenkunde 8. Erg. Lfg. 6/2000, Ecomed.
- Ellis, F. (2002): Contribution of termites to the formation of hardpans in soils of arid and semi-arid regions of South Africa. Proceedings the 17th WCSS 2002, Thailand.
- FAO (1998): World Reference Base for Soil Resources. FAO, World Soil Resources Report 84, Rome.
- Lovegrove, B.G. (1991): Mima-like mounds (heuweltjies) of South Africa: the topographical, ecological and economic impact of burrowing animals. In: *The Environmental impact of burrowing animals and animal burrows*. Symposium of the zoological society of London No. 63: 183-198. Oxford, Clarendon press.



## Effect of Water Supply on the Soil-Litter Interface as a Microbial Habitat

Christian Poll<sup>1</sup>\*, Michael Stemmer<sup>2</sup>, Joachim Ingwersen<sup>1</sup>, and Ellen Kandeler<sup>1</sup>

### Introduction

Addition of litter increases activity and biomass of soil microorganisms mainly in the soil-litter interface (detritusphere). In former investigations (GAILLARD et al. 1999, KANDELER et al. 1999) it was observed that the detritusphere is about 2 mm thick. However, in these studies soil water conditions were not varied. Therefore, our objective was to investigate the influence of water supply on the spatial dimension of the detritusphere.

### Methods

Sieved subsoil (Rotthalmünster, Ut3-4, pH 6.4) was filled in cylinders (d=5.6 cm, h=3 cm) and compacted to a density of 1.2 g cm<sup>-3</sup>. Following treatments were prepared:

1. control (pF 2.5)
2. soil (pF 2.5) covered with maize litter
3. control (pF 1.8)
4. soil (pF 1.8) covered with maize litter

After incubation (two weeks at 10°C) the soil cores were frozen and subsequently cut into thin slices (0.4, 0.8, 1.2, 1.6, 2.0, 3.0, 4.0, 5.0, 7.0 und 10.0 mm distance from the soil-litter interface) using a Leitz 1512 microtome. The slices of three soil cores were pooled together to obtain an adequate amount of soil for each replicate. Finally, we achieved three replicates for each treatment. For analysis of functional

diversity enzyme activities of  $\beta$ -D-glucosidase,  $\alpha$ -D-glucosidase, xylosidase, cellobiohydrolase, N-acetyl-glucosaminidase, leucinpeptidase, phosphatase were measured using fluorogenic substrates (MARX et al. 2001). To characterize structural diversity phospholipid fatty acids were extracted, fractionated and quantified (FROSTEGÅRD et al. 1993).

### Results and Discussion

Enzyme activities involved in C-cycling ( $\beta$ -D-glucosidase,  $\alpha$ -D-glucosidase, xylosidase, cellobiohydrolase, N-acetyl-glucosaminidase) increased in the first 2 mm of the soil-litter interface at both water tensions (Fig. 1), whereas enzymes involved in N- and P-cycling (leucinpeptidase, phosphatase) did not show any response (not shown in figure 1).

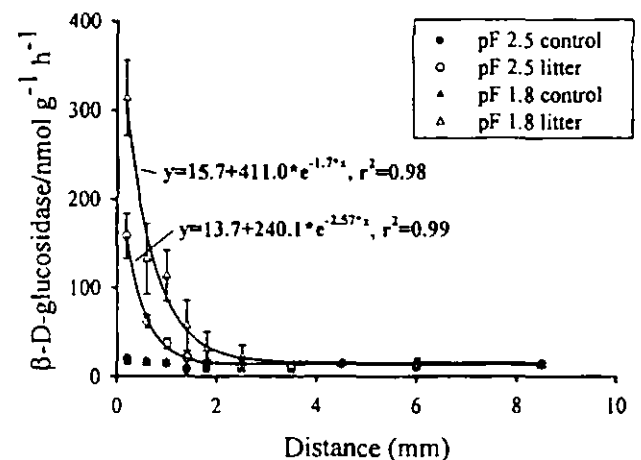


Fig. 1: Response of  $\beta$ -D-glucosidase to different water tension in the soil-litter interface, n=3

These different patterns of enzyme activities might be due to reciprocal transfer of carbon and nitrogen by decomposer fungi at the soil-litter interface resulting in an upward transport of nitrogen from deeper soil layers (FREY et al. 2003). A further possible explanation is a sufficient amount of inorganic nitrogen and phosphorus in the soil making enhanced activity of peptidase and phosphatase unnecessary. Different water supply had no effect on the scale

<sup>1</sup> Universität Hohenheim, Institut f. Bodenkunde u. Standortslehre, Emil-Wolff-Str. 27, 70599 Stuttgart

<sup>2</sup> Universität für Bodenkultur, Institut für Bodenforschung, Gregor-Mendel-Str. 33, 1180 Wien, Österreich

\* poll@uni-hohenheim.de

of the detritosphere, but on the level of enzyme activity.

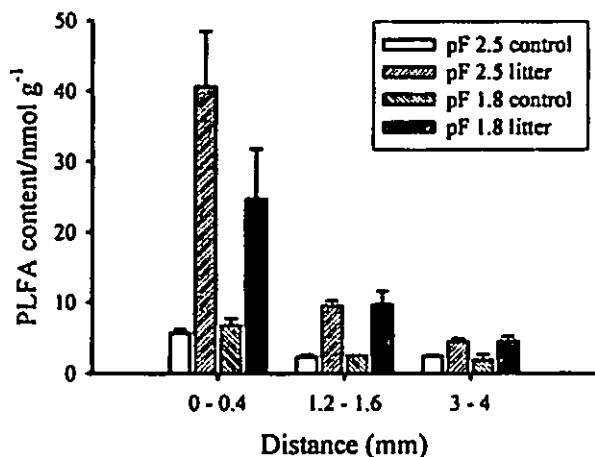


Fig. 2: Response of PLFA content to different water tension in the soil-litter interface, n=3

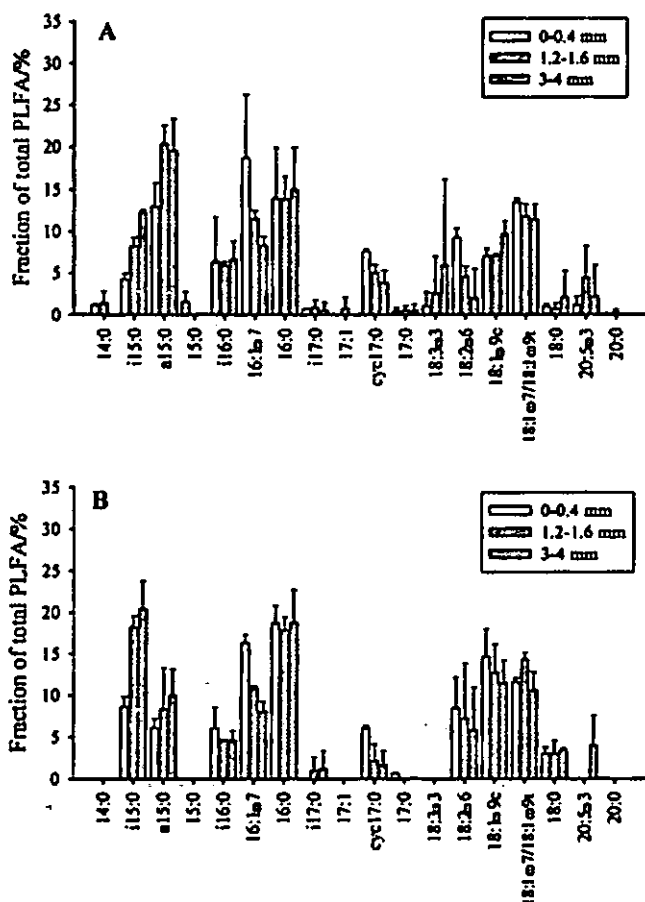


Fig. 3: Response of litter addition to the microbial community composition in the detritosphere ; A: soil-litter interface at pF 2.5; B: control at pF 2.5; n=3

The abundance of soil microorganisms measured by the total content of PLFAs declined gradually in the detritosphere (Fig. 2), whereas com-

position of PLFAs was not affected by maize litter addition (Fig. 3). The detritosphere at pF 1.8 shows higher enzyme activities but a lower total content of PLFAs in comparison to the detritosphere at pF 2.5, indicating that variation of water supply induces different temporal patterns of microbial biomass and enzyme activities. In soils at pF 1.8 transport of soluble substrates might decline after two weeks of incubation resulting in a decay of microbial biomass and a release of enzymes.

<sup>13</sup>C measurements of single PLFAs are in progress to monitor carbon flux into the microbial community.

### Literature

Frey S.D., Six J. & Elliot E.T. 2003: Reciprocal transfer of carbon and nitrogen by decomposer fungi at the soil-litter interface. *Soil Biology and Biochemistry* 35, 1001-1004.

Frostegård A., Bååth E. & Tunlid A. 1993: Microbial biomass measured as total lipid phosphate in soils of different organic content. *Journal of Microbiological Methods* 14, 151-163.

Gaillard V., Chenu C., Recous S. & Richard G. 1999: Carbon, nitrogen and microbial gradients induced by plant residues decomposing in soil. *European Journal of Soil Science* 50, 567-578.

Kandeler E., Luxhøi J., Tschirko D. & Magid J. 1999: Xylanase, invertase and protease at the soil-litter interface of a loamy sand. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 1171-1179.

Marx M.-C., Wood M. & Jarvis S.C. 2001: A microplate fluorimetric assay for the study of enzyme diversity in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 33, 1633-1640.

# Soil Biological Properties of Restored Perennial Grassland in California

Martin Potthoff, Kerri L. Steenwerth, and Louise E. Jackson

## Introduction

Restoring native perennial bunchgrasses in California's non-native annual grassland has been notoriously difficult. A successful method has been to use agricultural techniques such as tillage and herbicide for two to three years to control exotic annuals before seeding with native perennials. Such measures have a strong impact on soil biology and biochemistry (Aon et al. 2001). Plowing of formerly undisturbed soil reduces microbial biomass levels in the upper soil layers and destroys the natural stratification of biological activity in the tilled layer. The stability of soil aggregates declines rapidly after tillage, altering soil structure and organic matter retention. Moreover, cultivated soils in the Central Coast region tend to have lower total and labile C than grasslands, due to both lower organic matter inputs and increased soil C and N mineralization rates due to tillage (Calderón & Jackson 2002). Our objective was to investigate the stability of soil microbial functions and nutrient turnover in the restoration process.

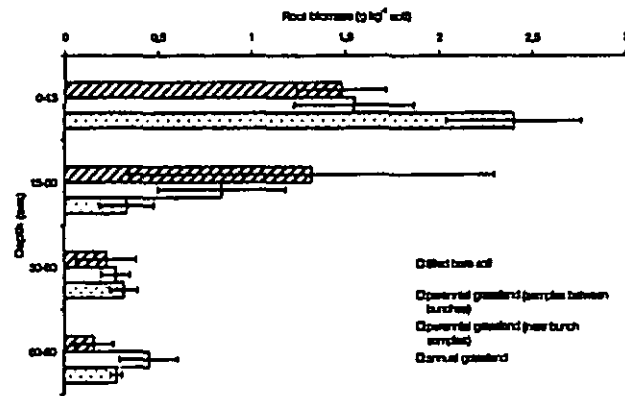


Figure 1. Root biomass in 0-80 cm soil profiles in annual grassland, restored perennial grassland and tilled bare soil at Hastings Reserve in Carmel Valley. Restored perennial grassland is represented by two sampling zones, near the bunches (nb) and between the bunches (bb) (n=4, standard deviation, statistical grouping by Tukey HSD).

## Material and Methods

The study site is on a Sheridan coarse sandy loam soil (Coarse-loamy, mixed, thermic Pachic Haploxerolls) located on a level area that was farmed between 1865 and 1937. From 1937 to 1996, the site supported annual grassland. The climate of this region is Mediterranean (15.5°C in summer and 13.0°C in winter). Mean annual precipitation ranges between approximately 350 to 500 mm and occurs from September to May.

Restoration started in 1995. The soil was intensively disked to 45 cm depth. Later, tillage occurred four times per year during the wet season. In addition, glyphosphate (Roundup™) was applied once a year.

In December 1997, native perennial bunch grasses (*Nassella pulchra*, *Elymus glaucus* and *Hordeum brachyantherum* ssp. *Californicum*) were sown. In addition, areas were kept free of plants by rototilling and Roundup™ applications two or three times each year.

- The sampling in April 2002 consisted of the following:
- 1) tilled annual grassland that was plant-free for 6 years using tillage and herbicide
  - 2) old field annual grassland, left fallow 65 years ago
  - 3) 4-year old restored perennial grassland that was created after tilling annual grassland and planting with the native bunchgrasses:

- a) Sampling zone between bunches of *Nassella pulchra*, at least 20 cm away from a bunchgrass.
- b) Sampling zone very close to *Nassella pulchra* plants at the perimeter of the bunchgrass crown.

In soil profiles down to 80 cm we investigated C and N storage, the root biomass, the microbial biomass (Chloroform-Fumigation-Extraktion), PLFA and ergosterol contents, microbial respiration, CO<sub>2</sub> concentrations in the soil atmosphere as well as CO<sub>2</sub> surface efflux.

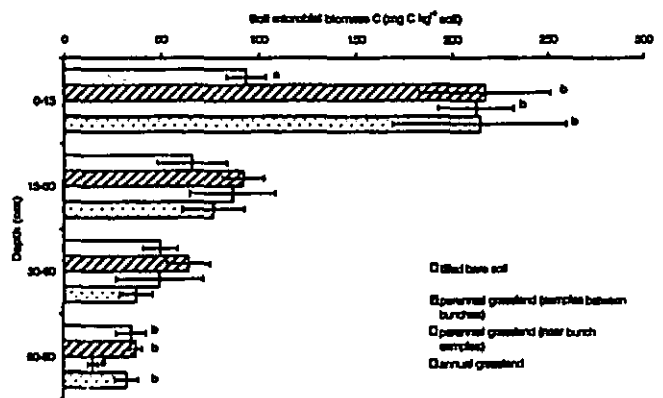


Figure 2. Soil microbial biomass C in 0-80 cm soil profiles in annual grassland, restored perennial grassland and tilled bare soil at Hastings Reserve in Carmel Valley. Restored perennial grassland is represented by two sampling zones, near the bunches (nb) and between the bunches (bb) (n=4, standard deviation, statistical grouping by Tukey HSD).

## Results

Root biomass was generally similar between the annual and the restored perennial grasslands, and averaged about 0.8 g kg<sup>-1</sup> dry soil for the whole profile (0-80 cm).

In annual grassland more than 70% of the total root biomass occurred in the upper 15 cm layer, while perennial grassland samples tended to be more even in root biomass distribution with depth. The upper (0-15 cm) soil layer of the restored perennial plot contained less than 50% of the total root biomass, while 30 to 40% was found in the 15-30 cm layer (Fig. 1).

A strong depth gradient in microbial biomass occurred in the grasslands from the top layer to the 15-30 cm layer (Figure 4). The tilled bare soil treatment had a more even distribution of microbial biomass C with depth and was not different from the grasslands below 15 cm depth. Microbial biomass C averaged about 70, 50, 30 mg kg<sup>-1</sup> dry soil in the 15-30 cm, the 30-60 cm, and the 60-80 cm layer, respectively, for all treatments. With the exception of the 60-80 cm layer in the restored perennial grassland (sampling zone near the bunches), which was significantly lower than the other treatments, no differences occurred between the grassland treatments for soil microbial biomass C (Fig.2).

Corresponding results were recorded for the microbial respiration and the nutrient contents (data not shown). On an area basis, the untreated annual grassland showed the highest C storage down to 80 cm (6.2 kg C m<sup>-2</sup>). By comparison, the tilled bare soil lost 1.5 (± 0.4) kg C m<sup>-2</sup> in its 6 years without vegetation. The average values for the perennial grassland lay in between with 5.2 kg C m<sup>-2</sup>.

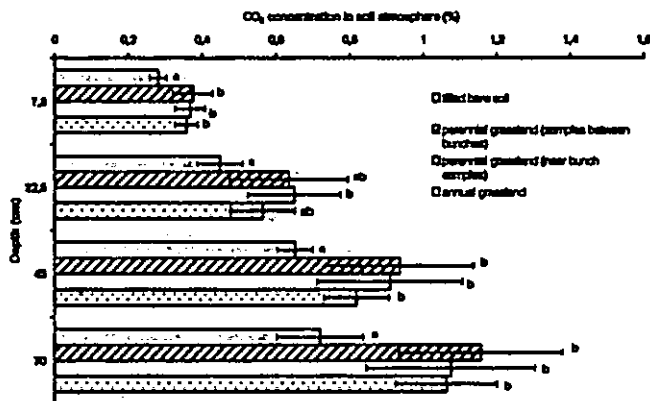


Figure 3. CO<sub>2</sub> concentrations in 0-80 cm soil profiles in annual grassland, restored perennial grassland and tilled bare soil at Hastings Reserve in Carmel Valley. Restored perennial grassland is represented by two sampling zones, near the bunches (nb) and between the bunches (bb) (n=4, standard error bars, statistical grouping by Tukey HSD).

Emissions ranged from 1.2 to 2.5 kg CO<sub>2</sub>-C ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>. No significant differences were found between the untreated annual grassland and either group of samples taken in the restored perennial grassland. The tilled plot without vegetation showed a strong reduction (30% to 50 %) in CO<sub>2</sub> emission.

CO<sub>2</sub> concentrations at all depths of the tilled, bare soil treatment were lower than in grassland plots with plant cover. The surplus in the plots with vegetation can be related to root respiration, since no differences occurred for microbial biomass and activity in layers lower than 15 cm. Soil CO<sub>2</sub> concentrations were not different between annual grassland and the restored perennial grassland (Fig. 3).

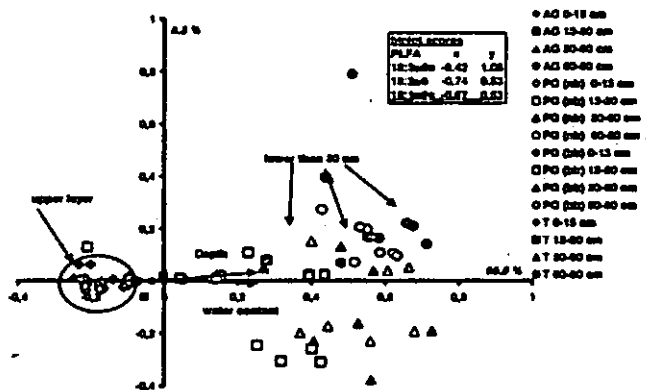


Figure 4. CCA ordination for PLFA extracted from grassland soil samples.

Canonical Correspondenz Analysis (CCA) showed that microbial communities changed along the depth gradient (Fig. 4). Treatment effects only occurred in the samples of the upper layer, where the tilled bare soil grouped apart from the samples with vegetation. The X-Axis in CCA explained more than 85% of the variation and was strongly related to soil depth. Biplot scores of specific fungal

related PLFA were far negative on the X-axis showing a strong association to the upper layer.

Also the ergosterol content and the the ergosterol to microbial biomass ratio declined with soil depth. In comparison the fungal related PLFA correlated strongly to ergosterol as fungal bio markers (Fig. 5).

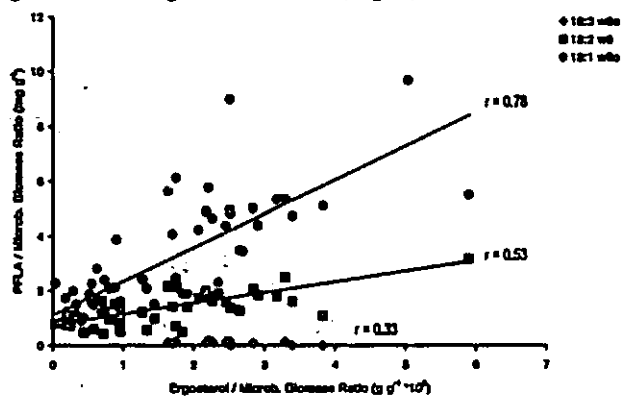


Figure 5. Correlation of PLFA fungal markers to ergosterol, both expressed as relative amounts (as ratios to soil microbial biomass C).

In addition, total extractable PLFA was corresponding well to soil microbial biomass (r=0,92). The PLFA 18:3ω6c seems to indicate fungal species strongly related to surface litter since it is not detected in soil layers lower than 15 cm and not in the tilled plot.

**Conclusions**

- microbiota is strongly affected and detracted by the procedures needed to deplete the annual seed bank in the restoration process
- microbiota has a high resilience to return to former performance after the grassland restoration process is completed.
- annual and restored perennial grassland have similar soil microbial communities and biomass on this same soil type.
- microbial biomass of lower soil layers represents a very stable fraction of the microbiota, which is more or less independent from aboveground alterations or disturbance.
- total PLFA is highly correlated with the soil microbial biomass as measured by fumigation-extraction
- that ergosterol is a general fungal marker covering a broad spectrum of species.
- single PLFA may be more specific and may indicate functional groups, for example, as primary colonizers of grass litter or associated with living roots.
- in combination, these fungal markers appear to provide effective tools to explore microbial community changes related to the fungal portion of soil microbial biomass.

Aon, M. A., D. E. Sarena, J. L. Burgos, S. Cortassa. 2001. (Micro)biological, chemical and physical properties of soils subjected to conventional or no-ill management: an assessment of their quality status. *Soil & Tillage Research* 60: 173-186.  
 Calderón, F. J., L. E. Jackson. 2002. Rototillage, disking, and subsequent irrigation: Effects on soil nitrogen dynamics, microbial biomass, and carbon dioxide efflux. *Journal of Environmental Quality* 31: 752-758.

## Ursachen des N-Freisetzungspotenzials an entwässerten Erlenbruchwaldstandorten

Jutta Rach, Sabine Zeiss

### Problemstellung und Hintergrund

In einem Langzeitversuch (1994-2000) in einem entwässerten Erlenwald wurden die monatlichen N-Nettomineralisationsraten im Boden ermittelt. Damit wurde ein Wiedervernässungsversuch in einem von Grundwasserabsenkungen betroffenen Gebiet westlich von München-Gladbach begleitet. Die Untersuchungen fanden an 6 Probestellen entlang eines 200m langen Transektes, einem Feuchtegradienten folgend, statt. Ergebnisse zur N-Mineralisation (Abb. 1), die an drei angrenzenden Probestellen (EL 3, EL 4, EL 5) erhoben wurden, führten zu den hier geschilderten Untersuchungen. Während die Probestellen EL 3 und EL 4 zu Beginn der Untersuchungen als entwässerte Erlenwaldstandorte einzuordnen waren, war der Standort um Probestelle EL 5 seit Beginn der Untersuchungen als typischer nährstoffreicher Erlenbruchwald zu charakterisieren.

Sowohl die mittleren Bodenfeuchten als auch die edaphischen Faktoren ergaben keine eindeutige Erklärung für das unterschiedliche N-Freisetzungspotenzial und die Qualität des freigesetzten  $N_{min}$  an den Probestellen EL 3 und EL 4. Die Bodenfeuchte, der höhere pH-Wert und das leicht engere C/N-Verhältnis im Boden ließen vielmehr ein erhöhtes Zersetzungspotenzial an Probestelle EL 4 vermuten (Tab. 1).

Tab. 1: Edaphische Parameter der Probestellen EL 3, EL 4, EL 5.

	EL 3	EL 4	EL 5
Bodentyp	GHn	GHn	HNn
nH [cm]	12	15	35
Zersetzungsgrad <sup>1</sup>	H9	H9	H9
TRD [g cm <sup>-3</sup> ] <sup>2</sup> n=5	0,164 (0,010)	0,178 (0,018)	0,116 (0,003)
pH (H <sub>2</sub> O) <sup>3</sup> , n=8	3,7	4,6	6,3
C/N; n=9	16,7 (1,8)	15,8 (2,2)	14,4 (1,1)

<sup>1</sup> von Post <sup>2</sup> Trockenraumdichte <sup>3</sup> Median

Folgender Fragestellung sollte daher nachgegangen werden:

- ♦ Wodurch wird das N-Freisetzungspotenzial an den Standorten beeinflusst?

### Methoden

- ♦ Bestimmung der N-Netto-Mineralisationsrate in Standort- und Laborbebrütung (intakte Bodensäulen),
- ♦ Bestimmung der säureunlöslichen N-Fraktion (NHN) im Boden durch saure Hydrolyse,
- ♦  $C_{mic}$  und  $N_{mic}$  im Boden durch CFE,
- ♦ MPN zur Keimzahlbestimmung ammonifizierender und nitrifizierender Mikroorganismen,
- ♦ Nachweis heterotropher Nitrifizierer auf drei verschiedenen Nährmedien.

### Ergebnisse und Diskussion

#### N-Fraktionierung im Boden

Am Grenzstandort EL 4 ergaben sich mit 35% NHN an  $N_i$  im Boden niedrigere Anteile als an den beiden anderen Probestellen (45 – 50%). Die Probestelle mit dem engsten C/N-Verhältnis im Boden (EL 5) zeigte den höchsten Anteil von NHN an  $N_i$ . Hier zeigt sich, dass die alleinige Verwendung des Boden-C/N-Verhältnisses zur Beschreibung der Trophiestufe entwässerter Erlen(bruch)waldstandorte nicht geeignet ist [1].

#### Streuzusammensetzung

Während an EL 3 und EL 5 der Hauptteil der Streu von Erlenblättern gebildet wurde, bestand die Streu an EL 4 vor allem aus Seggenblättern mit höheren Beimengungen von Eichenlaub (Abb. 2). Mangel von N-reichem Erlenlaub führte zu einer deutlichen Erweiterung des C/N-Verhältnisses der Streu. Bei Erreichen eines Grenzwertes von 30 wird eine N-Limitierung der Mikroorganismenaktivität erwartet [2] und damit auch eine behinderte N-Netto-Freisetzung, wie es im Boden der Probestelle EL 4 der Fall war.

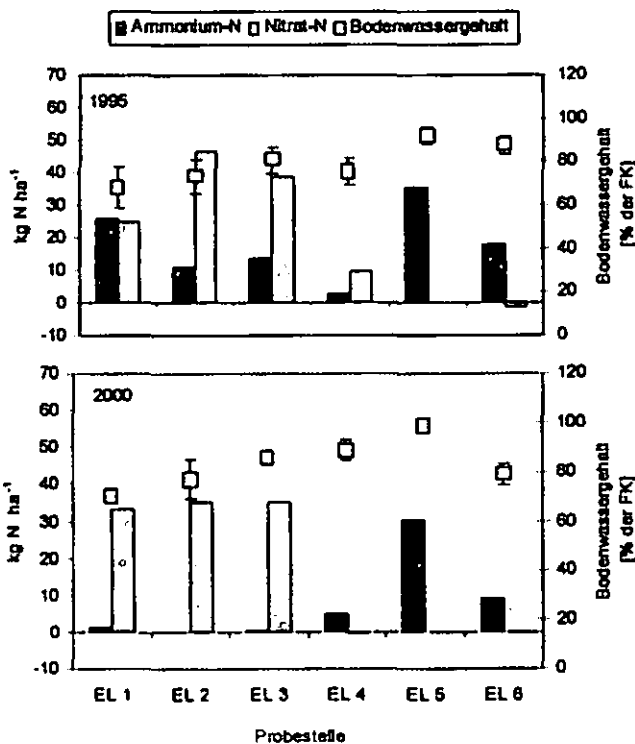


Abb. 1: Summe der monatlichen  $N_{min}$ -Freisetzung (8 Monate) beispielhaft für die Jahre 1995 und 2000. Bodenwassergehalte unter Angabe der Schwankungsbreite im Untersuchungszeitraum.

An Probestelle EL 4 entwickelt sich seit 1998 ein Übergang zum typischen Erlenbruchwald. Der floristisch erkennbare Grenzbereich zwischen den mäßig und stark entwässerten Standorten spiegelte sich in der  $N_{min}$ -Freisetzungsraterate wider (Abb. 1).

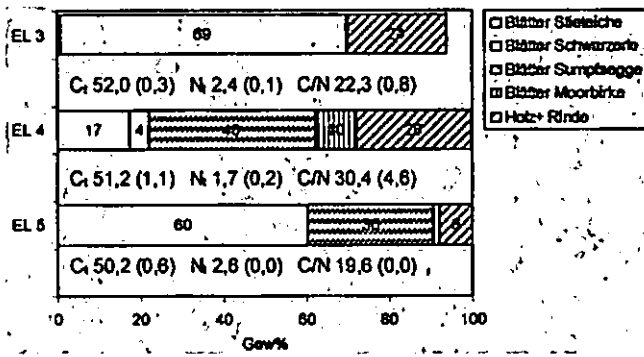


Abb. 2: Streuzusammensetzung und Streuqualität an den Probestellen (n=3). C<sub>t</sub> und N<sub>t</sub>-Gehalte in Prozent der TS.

**Mikrobielle Umsetzungsprozesse**

Der Effekt des Streueintrags kann direkt aus der monatlichen N<sub>min</sub>-Freisetzung im Boden ersehen werden. In der Laborinkubation zeigte sich an EL 5 direkt nach Streueintrag eine erhöhte NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Freisetzung (März bis Mai N<sub>min</sub>-Produktion nicht nachweisbar, Oktober 9 kg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N ha<sup>-1</sup>). Dies weist auf eine N-Limitierung mikrobiellen Wachstums an dieser Probestelle hin. An der Probestelle EL 4 scheint dagegen durch die qualitativ minderwertige Streu ein erhöhter N-Bedarf der Mikroorganismen vorzuliegen, den sie durch die Immobilisierung von N aus der Umgebung decken (März bis Mai: 2-6 kg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N ha<sup>-1</sup>, Oktober: -5 kg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N ha<sup>-1</sup>).

Aufschluss über die Substratnutzungseffizienz sollten die C<sub>mic</sub> und N<sub>mic</sub>-Gehalte an den Standorten geben (Tab. 2). Die C<sub>mic</sub>/C<sub>t</sub>-Anteile zeigen keine Unterschiede an den Probestellen. Mit einem N<sub>mic</sub>-Anteil von 0,85 % wurden an EL 5 niedrigere Werte als an den beiden anderen Probestellen gemessen. Trotz des Eintrags qualitativ hochwertiger Streu kann Stickstoff aufgrund der anoxischen Bedingungen hier nur unvollständig verwertet werden und scheint statt dessen im Boden stabilisiert zu werden, wie es die hohen Anteile säureunlöslichen N im Boden aufzeigen.

Tab. 2: C<sub>mic</sub> und N<sub>mic</sub>-Gehalte im Boden.

	EL 3	EL 4	EL 5
C <sub>mic</sub> [% C <sub>t</sub> ]	0,76 (0,03)	0,72 (0,04)	0,73 (0,02)
N <sub>mic</sub> [% N <sub>t</sub> ]	1,16 (0,31)	1,20 (0,14)	0,85 (0,14)

Die Tatsache, dass an EL 4 trotz des Eintrags qualitativ minderwertiger Streu ähnlich viel N von Mikroorganismen inkorporiert wurde wie an Probestelle EL 3 unterstützt die Annahme, dass N aus dem Bodenkompartment in die Streuschicht transloziert wird, wobei eventuell Pilzhypen eine entscheidende Rolle spielen [3, 4].

Zur weiteren Klärung der Frage wurde die *Zusammensetzung der mikrobiellen Population* untersucht (Abb. 4). Die Keimzahl ammonifizierender Mikroorganismen nahm im untersuchten Transekt ab. Sind dafür an EL 5 die hohen GW-Stände als Ursache anzusehen, ist die leichte Abnahme der Keimzahlen zwischen EL 3 und EL 4 möglicherweise durch eine anderweitig bedingte Abnahme der O<sub>2</sub>-Verfügbarkeit begründet. Dies ist auch die Ursache für die abnehmende Abundanz pilzlicher Organismen im Transekt. Unterstützt wird diese Annahme dadurch, dass durch Vorinkubation (veränderte Bodenstruktur) an EL 4 mehr Pilze auskeimten als ohne diese Behandlung.

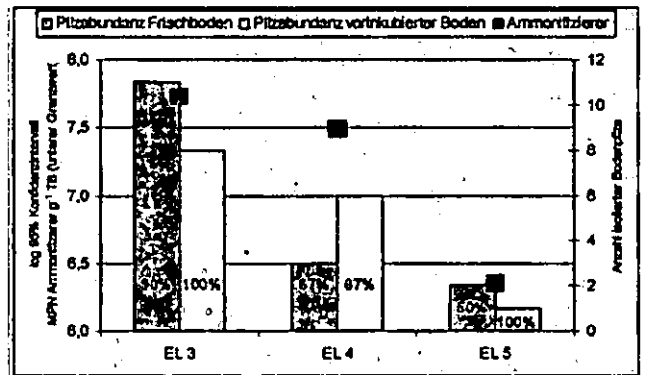


Abb. 4: MPN amonifizierender Mikroorganismen und Pilzabundanz in Frischbodenextrakten und Extrakten aus vorinkubiertem Boden (4 Wochen, 25°C). Prozentzahlen geben den Anteil nitrifizierender Organismen an.

Die Keimzahlen der autotrophen Nitrifizierer lagen an nahezu allen Probestellen unter der Nachweisgrenze. Ein hohes Nitrifikationspotenzial zeigten jedoch die isolierten pilzlichen Organismen, dabei wurden an EL 3 90% der im Frischboden vorgefundenen Pilze als Nitrifizierer identifiziert. Ein Vergleich der Pilzzusammensetzung zeigte, dass die Populationen an EL 4 und EL 5 eine hohe Übereinstimmung aufwiesen (Ergebnisse nicht gezeigt).

**Zusammenfassung**

- Zur Beurteilung der Trophiestufe entwässerter Niedermoor torfe in Erlen(bruch)wäldern ist das C/N-Verhältnis im Boden nur als bedingt geeignet anzusehen.
- Die N-Limitierung der Mikroorganismen wird vermutlich größtenteils durch die Zusammensetzung der Streuschicht gesteuert. Dabei kann die Substratnutzungseffizienz durch die Translokation von N aus dem Boden in die Streuschicht erhöht werden.
- Die Zusammensetzung der mikrobiellen Population hat einen entscheidenden Einfluss auf das N-Freisetzungs potenzial in entwässerten Erlenwäldern. Dabei ist der Anteil autotropher Nitrifizierer vernachlässigbar. In sauren entwässerten Bruchwaldtorfen erfolgt die Nitrifikation in hohem Maße durch heterotrophe Mikroorganismen.

**Literatur**

[1] Koppisch, D. (2001) Stickstoffumsetzungsprozesse in: Succow, M. & H. Joosten (Hrsg.) Landschaftsökologische Moorkunde, Stuttgart.

[2] Kaye, J. & S. Hart (1997) Competition for nitrogen between plants and soil microorganisms. Trends in Ecology and Evolution 12, 139-143.

[3] McTiernan, K.B., Ineson, P., Coward, P.A. (1997) Respiration and nutrient release from tree leaf litter mixtures. Oikos 78, 527-538.

[4] Moorhead, D.L., Westerfield, M.M., Zak, J.C. (1998) Plants retard litter decay in a nutrient-limited soil: a case of exploitative competition? Oecologia 113, 530-536.

## Einfluss des mikrobiellen Präparats EM auf den Kohlenstoff- und Stickstoffumsatz im Boden

M. Schenck z. S. – Mickan<sup>\*,†</sup>, T. Müller<sup>\*</sup>

### Einleitung

Das mikrobielle Präparat EM (Fa.: EM-PRODUCTION<sup>1)</sup>) ist eine nicht näher definierte Mischung sogenannter „Effektiver Mikroorganismen“ und verbessert laut Herstellerangaben als mikrobielles Bodeninokulum eingesetzt den „physischen, chemischen und biologischen Zustand des Bodens“. Das Präparat soll das mikrobielle Bodenleben und die Strohrotte fördern und zu einer besseren Keimung und Wurzelentwicklung der Kulturpflanzen beitragen (EMKO, o. J.<sup>2)</sup>). Das Präparat EM ist als mikrobieller Bodenhilfsstoff im ökologischen Landbau zugelassen (EWG Nr. 2092/91, Anhang AII<sup>3)</sup>). Die Anwendung des mikrobiellen Präparats erfolgt nach einer 7-tägigen Fermentation der im Handel erhältlichen Grundlösung EM-1 mit Melasse und anschließender Verdünnung (1:1000) in einer Menge von bis zu 10 l EM-1/ha.

### Problemstellung

Obwohl das Präparat als mikrobieller Bodenhilfsstoff zugelassen ist und auch in der praktischen Landwirtschaft angewendet wird, fehlt es an fundierten Untersuchungen über dessen Wirksamkeit. Die Publikationen zu Forschungsarbeiten und Praktikererfahrungen im Zusammenhang mit dem Präparat EM halten einer wissenschaftlichen Prüfung häufig nicht stand (z.B. in SENANAYAKE u. SANGAKKARA, 1997<sup>4)</sup>; SENANAYAKE u. SANGAKKARA, 1999<sup>5)</sup>).

Die hier dargestellten Ergebnisse sind Teil einer wissenschaftlichen Untersuchung zum Einfluss des Präparats auf den Umsatz verschiedener organischer Materialien im Boden sowie die Aktivität und den Gehalt der mikrobiellen Biomasse im Boden. Es wurde von der Hypothese ausgegangen, daß das Präparat Mikroorganismen beinhaltet, welche im Boden die mikrobielle Aktivität und den Umsatz der organischen Materialien fördern.

### Material und Methoden

In einer klimatisierten Gewächshausabteilung (21°C) wurde Ackerboden (1000 g TM, Ap-Horizont; Ut3; 1,2 % C; C/N = 8,9; pH 7,3) über eine Dauer von 6 Wochen mit Weizenstroh (STR), Körnerschrot der Gelben Lupine (LUP) und ohne Zugabe organischen Materials (NULL) in Einmachgläsern (Fassungsvermögen 3 l) inkubiert. Den Böden wurden in 10-tägigem Abstand die Applikationsvarianten fermentierte EM-Lösung (EM), sterilisierte, zuvor fermentierte EM-Lösung (EM-ster.), Melasselösung (3 %ig) (MEL) (entsprechend dem Melassegehalt im Präparat EM) und destilliertes Wasser (H<sub>2</sub>O) zugegeben. Die Anwendungsmenge pro Applikation entsprach einer hektarbezogenen Anwendungsmenge von ca. 5 l EM-1/ha (Grundlösung).

Über die Versuchsdauer wurden die mikrobiellen Kohlenstoff- und Stickstofffraktionen  $C_{mik}$ ,  $N_{mik}$  (CFE-Methode nach BROOKES *et al.*, 1985<sup>6)</sup>; VANCE *et al.*, 1987<sup>7)</sup>), die CO<sub>2</sub>-C Freisetzung aus dem Boden (Bodenatmung nach ISERMEYER, 1952<sup>8)</sup>) als Indikator für die mikrobielle Aktivität im Boden sowie der mineralische Stickstoff im Boden ( $N_{min}$ ) gemessen.

### Ergebnisse

In den Böden ohne organisches Material (NULL) und Strohzugabe (STR) waren die Unterschiede im  $C_{mik}$ -Gehalt zwischen den verschiedenen Applikationsvarianten (H<sub>2</sub>O, EM, EM-ster. und MEL) nur sehr gering und uneinheitlich (Tab. 1). In den Böden mit Lupinenzugabe (LUP) wurden zu allen Messterminen in den Applikationsvarianten EM, EM-ster. und MEL niedrigere  $C_{mik}$ -Gehalte gemessen (teilweise signifikant) als in den Böden mit reiner Wasserbehandlung (H<sub>2</sub>O). Zwischen den Varianten EM, EM-ster. und MEL ließen sich keine signifikanten Unterschiede nachweisen.

Die zu den verschiedenen Terminen gemessenen Unterschiede im  $N_{mik}$ -Gehalt waren ebenfalls nur sehr gering. Die  $N_{mik}$ -Gehalte ließen keine konkrete Wirkung der verschiedenen Applikationsvarianten über die Versuchsdauer erkennen (Tab. 2).

Vereinzelte Unterschiede in den  $N_{min}$ -Gehalten zwischen den Applikationsvarianten ließen sich nur in den Böden ohne organisches Material (NULL) und mit Strohzugabe (STR) nachweisen (Tab. 3). Die Unterschiede sind jedoch äußerst gering und uneinheitlich. Es fällt aber auf, dass in den MEL-Variante häufig höhere  $N_{min}$ -Gehalte gemessen werden konnten als in den anderen Varianten.

In den Böden mit den organischen Materialien STR und LUP konnten keine Unterschiede zwischen den

\*FG Bodenbiologie und Pflanzenernährung, FB Ökologische Agrarwissenschaften, Universität Kassel, Witzenhausen

†zur Zeit: FG Bodenkunde, FB Ökologische Agrarwissenschaften, Universität Kassel, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen, Fax 05542/981606, mschenck@wiz.uni-kassel.de

verschiedenen Applikationsvarianten H<sub>2</sub>O, EM, EM-ster. und MEL auf die CO<sub>2</sub>-C Freisetzung aus dem Boden gemessen werden. In den Böden ohne organisches Material war die CO<sub>2</sub>-C Freisetzung in den Varianten EM, EM-ster. und MEL signifikant höher als aus den Böden mit reiner Wasserbehandlung. Zwischen EM, EM-ster. und MEL bestand jedoch kein Unterschied.

Tab. 1: C<sub>mik</sub>-Gehalte im Boden; fett: Maximalwerte; unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den verschiedenen Applikationen in Abhängigkeit von den org. Substratzugaben zum jeweiligen Messtag an (p ≤ 0,05)

Org. Mat.	Applika-tion	C <sub>mik</sub> [µg/g Boden TM]			
		Versuchsdauer [Tage]			
		5	15	25	40
NULL	H <sub>2</sub> O	223	189	218	223
	EM	229	232	221	240
	EM-ster.	215	287	218	238
	MEL	214	221	224	231
STR	H <sub>2</sub> O	327	284 <sup>ab</sup>	291	290
	EM	320	374 <sup>b</sup>	308	308
	EM-ster.	332	270 <sup>a</sup>	310	304
	MEL	305	244 <sup>a</sup>	302	288
LUP	H <sub>2</sub> O	888 <sup>b</sup>	528 <sup>b</sup>	430 <sup>b</sup>	320
	EM	740 <sup>a</sup>	391 <sup>ab</sup>	380 <sup>ab</sup>	317
	EM-ster.	664 <sup>a</sup>	459 <sup>ab</sup>	354 <sup>a</sup>	283
	MEL	794 <sup>ab</sup>	366 <sup>a</sup>	351 <sup>a</sup>	287

Tab. 2: N<sub>mik</sub>-Gehalte im Boden; fett: Maximalwerte; unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den verschiedenen Applikationen in Abhängigkeit von den org. Substratzugaben zum jeweiligen Messtag an (p ≤ 0,05)

Org. Mat.	Applika-tion	N <sub>mik</sub> [µg/g Boden TM]			
		Versuchsdauer [Tage]			
		5	15	25	40
NULL	H <sub>2</sub> O	41,8 <sup>ab</sup>	32,8	39,0 <sup>a</sup>	41,6 <sup>a</sup>
	EM	43,5 <sup>b</sup>	41,2	40,6 <sup>ab</sup>	43,7 <sup>ab</sup>
	EM-ster.	39,8 <sup>a</sup>	45,5	41,8 <sup>ab</sup>	40,8 <sup>a</sup>
	MEL	40,4 <sup>ab</sup>	35,9	44,3 <sup>b</sup>	45,7 <sup>b</sup>
STR	H <sub>2</sub> O	53,8	43,5	53,5 <sup>a</sup>	57,9
	EM	52,3	58,2	55,2 <sup>ab</sup>	59,5
	EM-ster.	53,1	44,1	60,3 <sup>b</sup>	54,8
	MEL	51,3	45,1	60,1 <sup>b</sup>	58,7
LUP	H <sub>2</sub> O	231,6 <sup>b</sup>	n.n	n.n	8,4
	EM	165,2 <sup>a</sup>	n.n	n.n	25,6
	EM-ster.	208,9 <sup>ab</sup>	12,3	n.n	16,4
	MEL	189,8 <sup>ab</sup>	12,1	n.n	18,5

Tab. 3: N<sub>min</sub>-Gehalte im Boden; fett: Maximalwerte; unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den verschiedenen Applikationen in Abhängigkeit von den org. Substratzugaben zum jeweiligen Messtag an (p ≤ 0,05)

Org. Mat.	Applika-tion	N <sub>min</sub> [µg/g Boden TM]			
		Versuchsdauer [Tage]			
		5	15	25	40
NULL	H <sub>2</sub> O	11,6 <sup>ab</sup>	14,1	16,7	23,2 <sup>b</sup>
	EM	10,5 <sup>a</sup>	13,4	15,4	19,2 <sup>a</sup>
	EM-ster.	12,3 <sup>ab</sup>	14,4	16,4	21,4 <sup>b</sup>
	MEL	13,0 <sup>b</sup>	15,3	17,5	22,1 <sup>b</sup>
STR	H <sub>2</sub> O	0,9 <sup>a</sup>	0,4 <sup>a</sup>	0,5	1,7 <sup>b</sup>
	EM	0,8 <sup>a</sup>	0,8 <sup>b</sup>	0,5	1,1 <sup>a</sup>
	EM-ster.	1,6 <sup>ab</sup>	0,4 <sup>a</sup>	0,5	1,2 <sup>a</sup>
	MEL	2,0 <sup>b</sup>	0,7 <sup>b</sup>	0,6	1,2 <sup>a</sup>
LUP	H <sub>2</sub> O	60,9	223,7	223,3	247,6
	EM	64,0	226,8	228,5	254,7
	EM-ster.	59,5	220,0	223,7	240,2
	MEL	54,3	223,0	216,4	254,7

### Schlussfolgerung

Die Unterschiede zwischen der „aktiven“, der sterilierten EM-Lösung und der Melassebehandlung waren äußerst gering und unterschieden sich nur in wenigen Fällen von der Wasserbehandlung. Ein Einfluss lebender Mikroorganismen im Präparat auf die Umsatzaktivität und auf die mikrobielle Biomasse im Boden konnte nicht nachgewiesen werden. Bei den wenigen nachgewiesenen Effekten des Präparats handelte es sich um reine Substrateffekte, die wohl vor allem auf den Melasseanteil in der Lösung zurückzuführen sind.

### Danksagung

Das Präparat EM wurde uns freundlicherweise von der Firma EMIKO GmbH zur Verfügung gestellt.

### Quellen

- 1) EM-PRODUCTION: Industriestr. 1b, NL-8391 AG, Noordwolde, Holland. Vertrieb: EMIKO GmbH, Geschwister-Burch-Str. 9, D-53881 Euskirchen-Kirchheim; 2) EMIKO o. J.: EM - Zur Anwendung in Landwirtschaft, Garten, Wasser und Umwelt : Produktanleitung; Hrsg.: EMIKO GmbH; 3) siehe: <http://www.Verbraucherministerium.de/landwirtschaft/eg-oeko-vo/index.htm> (28.08.03); 4) SENANAYAKE u. SANGAKKARA (1997): Fifth International Conference on Kyusei Nature Farming, Bangkok; 5) SENANAYAKE u. SANGAKKARA (1999): Sixth International Conference on Kyusei Nature Farming, Pretoria; 6) BROOKES, P. C. *et al.* (1985): Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen. *Soil Biology & Biochemistry* 17, 837-842; 7) VANCE, E. D. *et al.* (1987): An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology & Biochemistry* 19, 703-707; 8) ISERMAYER, H. (1952): Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Carbonate im Boden. *Zeitschrift f. Pflanzenernährung und Bodenkunde* 56, 25-38.



## Reaktion von Lumbriciden im Kottenforst (Bonn) auf Veränderungen des bodenchemischen Milieus nach Kalkung und Düngung

A. Schöning & G.W. Brümmer\*

### 1. Einleitung

Seit einigen Jahren werden zur Bekämpfung der Bodenversauerung und der aus ihr resultierenden negativen Auswirkungen auf das Waldökosystem großflächig Waldkalkungen durchgeführt. Dabei findet die Lumbricidenfauna aufgrund ihrer großen ökologischen Bedeutung immer stärkere Beachtung. Für eine gezielte Förderung der Lumbriciden müssen allerdings deren Ansprüche an das bodenchemische Milieu genau bekannt sein.

Ziel der durchgeführten Untersuchungen war es daher, Zusammenhänge zwischen bodenchemischen Eigenschaften – insbesondere den mobilen und damit potentiell bioverfügbaren Elementanteilen – und der Lumbricidenfauna näher zu untersuchen. Dazu wurde ein fünfjähriger Kalkungsversuch im Kottenforst bei Bonn auf stark bis sehr stark versauerten Pseudogleystandorten aus Löß über Hauptterrassenmaterial durchgeführt. Zusätzlich wurden unbehandelte Waldflächen in der Umgebung Bonns mit dem gleichen Ausgangssubstrat und stark variierenden bodenchemischen Eigenschaften auf ihre Besiedlung mit Lumbriciden untersucht.

### 2. Material und Methoden

Im Rahmen des Kalkungs-/Düngungsversuches wurden 1988, 1994 und 1995 jeweils sechs Laub- (A1-A6) und Nadelwaldflächen (B1-B6) unterschiedlichen Behandlungen unterzogen. Sie erhielten insgesamt 0+0+0, 0+3+0 und 3+3+0 t Dolomit ha<sup>-1</sup> ohne P,K-Dünger sowie 3+3+0, 3+6+0 und 3+6+6 t Dolomit ha<sup>-1</sup> mit P,K-Dünger. Zur Ansiedlung endogäischer und anözischer Lumbriciden wurden im Herbst 1994 Bodenmonolithe aus einer benachbarten lumbricidenreichen Waldwiese in die Versuchsflächen implantiert. Von Herbst 1993 bis Herbst 1998 wurden die Flächen halbjährlich beprobt und auf bodenchemische Eigenschaften sowie ihre Lumbricidenpopulationen hin untersucht. Die Probenahme der unbehandelten Flächen erfolgte einmalig im Herbst 1997 bzw. Frühjahr 1998. Eine genaue Beschreibung der Versuchsdurchführung findet sich bei SCHÖNING (2000).

### 3. Ergebnisse und Diskussion

In Abhängigkeit von der Höhe der Kalkgabe führten

die Behandlungsmaßnahmen auf allen Flächen zu einer Verbesserung des bodenchemischen Milieus. Entsprechend den Veränderungen des pH(CaCl<sub>2</sub>)-Wertes (Abb. 1) kam es zu einer Abnahme der Gehalte an potentiell toxischen mobilen Schwermetallen, während die mobilen Ca- und Mg-Gehalte infolge der Kalkung anstiegen. In den Laubwaldvarianten zeigte die Kalkung aufgrund des günstigeren bodenchemischen Ausgangszustandes und der geringmächtigeren organischen Auflage deutlichere Effekte als in den Nadelwaldvarianten. Das pH konnte hier bis in 10 cm Tiefe signifikant erhöht werden, während im Nadelwald signifikante Veränderungen nur in der organischen Auflage feststellbar waren. In den organischen Auflagehorizonten aller Varianten sowie im oberen Mineralboden (0-5 cm) der Laubwaldvarianten wurden die Gehalte an mobilen Schwermetallen überwiegend unter die von PRÜESS (1994) bzw. LIEBE et al. (1997) vorgeschlagenen Prüfwerte gesenkt. Die Gehalte an mobilem K und P veränderten sich in allen Varianten nur unwesentlich.

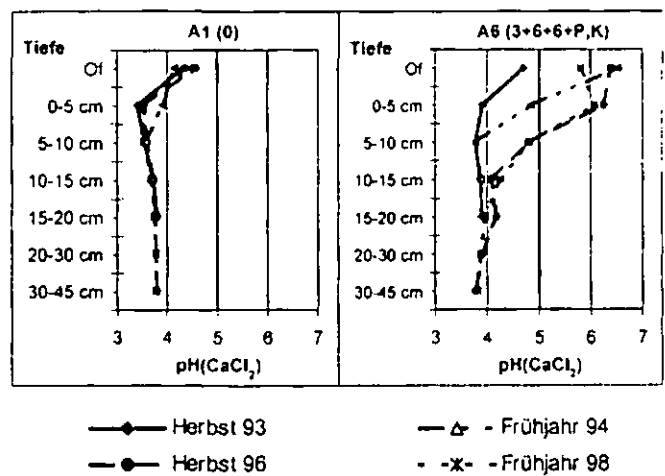


Abb. 1: Tiefenfunktion der pH(CaCl<sub>2</sub>)-Werte in den Laubwaldparzellen A1 und A6 von Herbst 1993 bis Frühjahr 1998 (ausgewählte Termine)

Die auf den Flächen des Kalkungs-/Düngungsversuches durchgeführten Behandlungsmaßnahmen wirkten sich auch positiv auf die Lumbricidenfauna aus. Im Ausgangszustand lag die Artenzahl in den Laubwaldvarianten bei insgesamt fünf, in den Nadelwaldvarianten bei insgesamt drei Arten. Nach der Kalkung erhöhte sich die Artenzahl in den Laubwaldvarianten auf maximal sieben, in den Nadelwaldvarianten auf maximal sechs Arten, ohne daß allerdings die Ansiedlung der anözischen Art *L. terrestris* gelang. Lumbricidenbiomasse und -abundanz erhöhten sich in den Laubwaldvarianten bereits im ersten Jahr nach Durchführung der Behandlungsmaßnahmen deutlich, wobei vor allem endogäische Lumbriciden gefördert wurden. In den Nadelwaldvarianten war aufgrund der geringen Kalk-

\* Institut für Bodenkunde, Nußallee 13, D-53115 Bonn

wirkung im Mineralboden erst drei Jahre nach der Kalkung ein Anstieg der Lumbricidenbiomasse feststellbar.

Anhand des Gesamtdatenkollektivs (einschließlich der unbehandelten Flächen) wurden korrelationsstatistische Verrechnungen durchgeführt, die Aufschluß über den Einfluß der bodenchemischen Eigenschaften auf die Lumbricidenfauna geben sollten. Dabei wurden die Arten *L. rubellus* und *L. terrestris* sowie die Gattungen *Dendrobaena* und *Aporrectodea* berücksichtigt.

Tab. 1: Korrelationsmatrix für die Beziehungen zwischen Gesamt- und Aporrectodea-Biomasse im Mineralboden und ausgewählten chemischen Eigenschaften in 0-5 cm Tiefe des Mineralbodens (N = 176)

	Gesamtbiomasse	Aporrectodea-biomasse
pH(CaCl <sub>2</sub> )	r = 0,651 ***	r = 0,726 ***
BS <sub>eff</sub>	r = 0,622 ***	r = 0,707 ***
Ca-NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	r = 0,556 ***	r = 0,649 ***
Fe-NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	r = -0,574 ***	r = -0,643 ***
Zn-NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	r = -0,562 ***	r = -0,596 ***
Al-NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	r = -0,655 ***	r = -0,723 ***
Pb-NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	r = -0,685 ***	r = -0,736 ***
pH-0,33pAl	r = 0,640 ***	r = 0,713 ***

Insbesondere für die endogäischen Lumbriciden der Gattung *Aporrectodea* ergab sich eine Abhängigkeit von pH(CaCl<sub>2</sub>) sowie verschiedenen mobilen Nähr- und Schadstoffen in 0-5 cm Tiefe (Tab. 1). Korrelationen zwischen Biomasse der epigäischen Lumbriciden (*Dendrobaena*) bzw. *Lumbricus rubellus* und chemischen Eigenschaften des Mineralbodens waren dagegen nur schwach ausgeprägt. Sowohl *Dendrobaena* als auch *Lumbricus rubellus* besitzen Kalkdrüsen und sind daher relativ säureunempfindlich. *Lumbricus rubellus* ist zudem in der Lage, ungünstigen chemischen Bedingungen durch vertikale Wanderung auszuweichen. Die ebenfalls vertikal wandernde anözische Art *Lumbricus terrestris* war auf den untersuchten Lößflächen vorhanden, sofern der pH(CaCl<sub>2</sub>)-Wert mindestens ab einer Tiefe von 50 cm im neutralen oder schwach alkalischen Bereich lag. Die gesamten pH-abhängigen bodenchemischen Eigenschaften konnten mittels Hauptkomponentenanalyse zu einer „Säurekomponente“ zusammengefaßt werden, die sich unter den vorliegenden Bedingungen als Haupteinflußfaktor für *Aporrectodea* im Mineralboden herausstellte. In der organischen Auflage konnten keine engen Korrelationen zwischen den untersuchten bodenchemischen Eigenschaften und der Lumbricidenbiomasse festgestellt werden.

Abb. 2 stellt die Abhängigkeit der Lumbricidenbiomasse vom pH(CaCl<sub>2</sub>)-Wert im Mineralboden

graphisch dar. Mit Ausnahme der eingekreisten Ausreißerwerte ist für *Aporrectodea* ein klarer gradueller Anstieg der Biomasse insbesondere ab pH(CaCl<sub>2</sub>)-Werten über 4,5 erkennbar. Die übrigen Arten sind dagegen, wie bei den Korrelationsberechnungen gezeigt, weniger pH-abhängig. In der organischen Auflage (o. Abb.) ist für keine der untersuchten Arten eine eindeutige Abhängigkeit zu erkennen. Tendenziell steigt jedoch auch hier die Lumbricidenbiomasse bei pH(CaCl<sub>2</sub>)-Werten über 4,5 an, bis sie bei pH(CaCl<sub>2</sub>)-Werten über 6,5 aufgrund der abnehmenden Streuauflage wieder abnimmt.

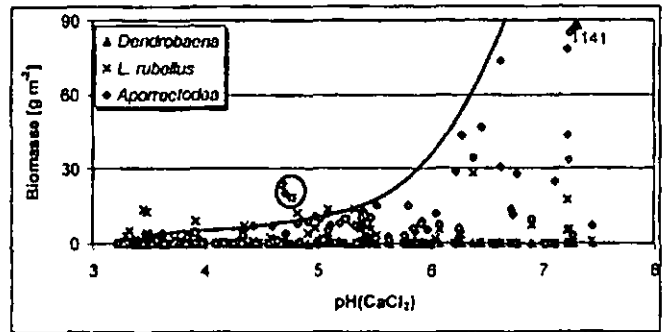


Abb. 2: Beziehung der Biomasse der Gattungen *Dendrobaena* und *Aporrectodea* sowie der Art *L. rubellus* zum pH(CaCl<sub>2</sub>)-Wert im Mineralboden (0-5 cm)

#### 4. Schlußfolgerungen

Zur Verbesserung des bodenchemischen Milieus bei gleichzeitiger Förderung von – insbesondere endogäischen – Lumbriciden ist ein Ziel-pH(CaCl<sub>2</sub>)-Wert von mindestens 4,5 in den oberen 50 cm des Bodens zu empfehlen. Dazu sind in Abhängigkeit von Vegetation, Ausgangs-pH, Mächtigkeit der organischen Auflage und Infiltrationskapazität des Bodens unterschiedliche Kalkmengen erforderlich. Die heute praxisübliche einmalige Kalkung mit 3 t Dolomit ha<sup>-1</sup> ist bei sehr stark versauerten Böden auf keinen Fall ausreichend. Beim Kalkungs-/Düngungsversuch bewirkte die höchste Kalkgabe (3+6+6 t Dolomit ha<sup>-1</sup>) die deutlichsten positiven Veränderungen. Wiederholungskalkungen im Abstand von wenigen Jahren sind erforderlich.

#### 5. Literatur

Schöning, A. (2000): Einfluß chemischer Eigenschaften von Waldböden auf deren Besiedlung mit Lumbriciden – Konsequenzen für die Bodenschutzkalkung.- 343 S., Bonner Bodenk. Abh., 34; Bonn. Prileß, A. (1994): Einstufung mobiler Spurenelemente in Böden.- In: Rosenkranz et al. (Hrsg.): Bodenschutz, Bd. 2; Erich Schmidt Verlag, Berlin. Liebe, F., Welp, G. & Brümmer, G.W. (1997): Mobilität anorganischer Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens.- 383 S., Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, 2; Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.

# Bodenökologische Untersuchung extensiver Dachbegrünung in der Stadtlandschaft anhand der Collembolen-Zönose

Stefan Schrader<sup>1,2</sup> und Matthias Böning<sup>1</sup>

## 1. Einleitung und Fragestellung

Laut BNatSchG (2002) müssen als Ausgleich von Flächenversiegelung bei Bauvorhaben Kompensationsmaßnahmen getroffen werden. Dachbegrünung ist eine Maßnahme, die nach der FLL-Richtlinie (2002) im Rahmen der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung durchgeführt werden kann. Gründächer bieten neben stadtklimatischen und bautechnischen Vorteilen Pflanzen und Tieren einen Ersatzlebensraum.

Tiere der Substratoberfläche begrünter Dächer wie z.B. Arachniden (Spinnen) und Carabiden (Laufkäfer) sind bereits sehr gut untersucht. Hingegen wurden Tiere, die im Substrat leben, bisher wenig untersucht. Die vorliegende Arbeit konzentriert sich auf Collembolen (Springschwänze), da sie als Katalysatoren der mikrobiellen Aktivität und der Zersetzungsprozesse fördernden Einfluß auf Bodenbildungsprozesse ausüben.

Die Fragestellung lautete: Unterliegt die Collembolen-Zönose begrünter Dächer mit zunehmendem Substratalter und fortschreitenden Bodenbildungsprozessen einer Sukzession?

## 2. Material und Methoden

Im Innenstadtbereich Hannovers (Niedersachsen) wurden 10 Dächer mit extensiver Begrünung zweier Altersklassen vergleichend untersucht. Fünf jungen Dächern der Baujahre 1998/'99 mit Substrat Blähschiefer (2-10 mm) standen 5 alte Dächer der Baujahre '90 bis '94 mit überwiegend Blähton (2-10 m) gegenüber. Jeweils 2 der 5 Dächer gehörten zu Garagenkomplexen, deren Dachflächen mit 25-280 m<sup>2</sup> geringer waren als diejenigen der jeweils 3 übrigen Dächer mit 500-750 m<sup>2</sup>. Die Substratmächtigkeit betrug auf allen Dächern beider Altersklassen ca. 8 cm. Der Bewuchs entsprach der Pflanzengesellschaft Sedo-Scleranthetea mit einem Bedeckungsgrad von rund 80-95 %.

In einem 6 wöchigen Zeitfenster im Juni und Juli 2002 erfolgten im 14 tägigen Abstand 3 Beprobungen aller Dächer. Pro Termin und Dach wurden die Collembolen aus ungestörten Bodenproben (n = 8) extrahiert und folgende Begleitparameter aufgenommen: Gravimetrische Substratfeuchte, pH (CaCl<sub>2</sub>) und C<sub>org</sub> (jeweils n = 5) sowie DehydrogenaseAktivität (n = 2).

## 3. Ergebnisse und Diskussion

Auf den Dächern wurde im Untersuchungszeitraum eine Substratfeuchte von durchschnittlich 22,6 % (junge Dächer) und 22,8 % (alte Dächer) festgestellt. Signifikante Unterschiede zwischen Substraten beider Altersklassen zeigten sich beim pH-Wert, C<sub>org</sub>-Gehalt und bei der Dehydrogenase-Aktivität. Es wurden eine leichte Versauerung von pH 6,5 auf 5,8 sowie ein Anstieg im C<sub>org</sub>-Gehalt von 1,8 % auf 4,5 % gemessen. Letzteres deutet auf unvollständige Zersetzungsprozesse und damit Anreicherung von organischer Substanz hin. Weiterhin wurde ein Anstieg der Dehydrogenase-Aktivität von 1.892 µg TPF g<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> auf 2.874 µg TPF g<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> gemessen.

Im folgenden wurden die Daten des pH-Wertes, C<sub>org</sub>-Gehaltes und der Dehydrogenase-Aktivität einer Clusteranalyse nach Ward unterzogen. Abb. 1 zeigt die Trennung zwischen jungen und alten Dächern anhand dieser Parameter. Damit lässt sich auf Bodenbildungsprozesse in Substraten extensiver Dachbegrünung schließen. Darüberhinaus zeigt Abb. 1, dass sich die Substrate der jungen Dächer noch recht ähnlich sind. Dagegen weichen die Substrateigenschaften alter Dächer mit der Zeit mehr und mehr voneinander ab.

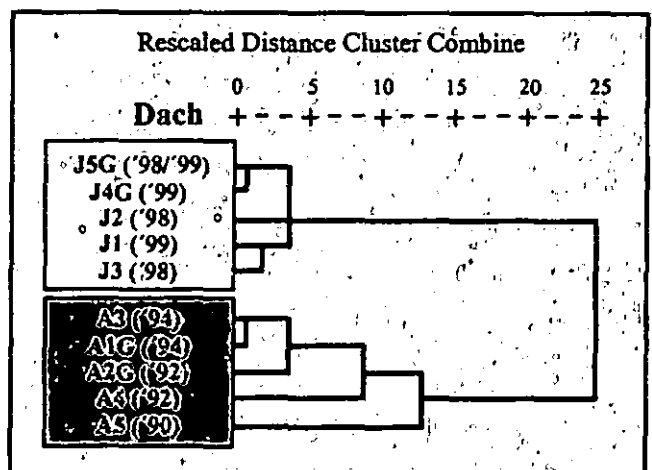


Abb. 1 Clusteranalyse nach Ward, in der die Werte des pH, C<sub>org</sub>-Gehaltes und der Dehydrogenase-Aktivität junger (J) und alter (A) Dächer berücksichtigt wurden. In Klammern steht das jeweilige Baujahr. G = Garagendach.

<sup>1</sup>Zoologisches Institut, Technische Universität, Spielmannstrasse 8, D-38092 Braunschweig

<sup>2</sup>Neue Adresse: Inst. für Agrarökologie, FAL, Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig, e-mail: stefan.schrader@fal.de

Die Abundanzen der Collembolen schwanken sehr stark zwischen den einzelnen Dächern (Abb. 2). Im Durchschnitt unterscheiden sie sich aber kaum: 55.000 Ind. m<sup>-2</sup> (junge Dächer), 57.000 Ind. m<sup>-2</sup> (alte Dächer). Auch hinsichtlich der

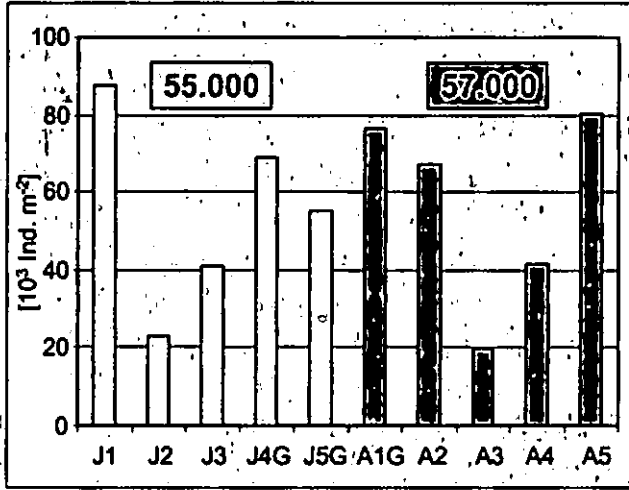


Abb. 2 Abundanzen der Collembolen in Begrünungssubstraten junger (J) und alter (A) Dächer. G = Garagendach.

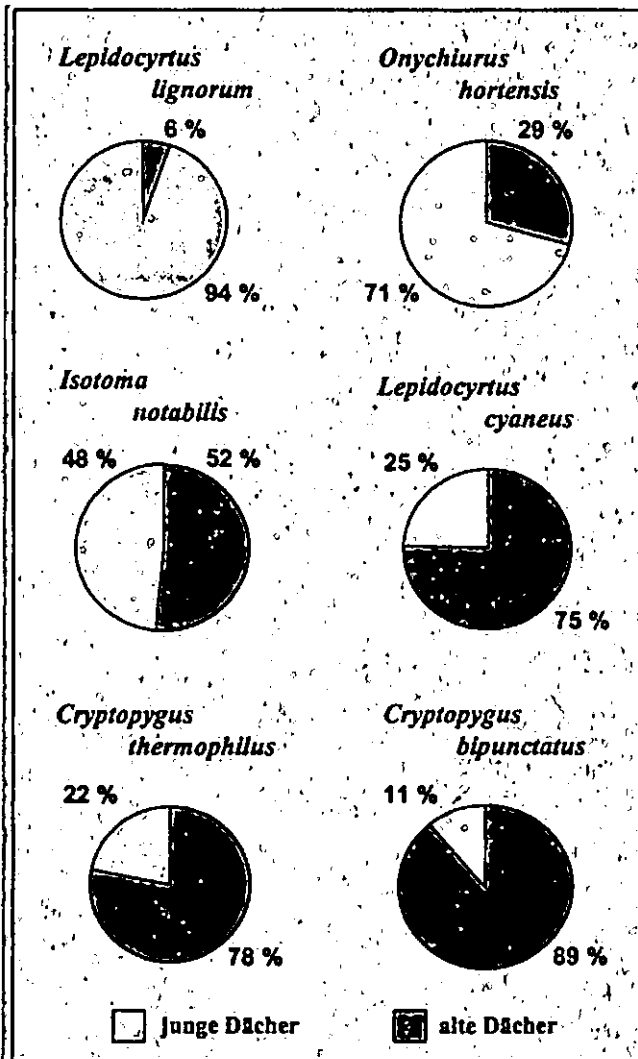


Abb. 3 Beispiele einiger Hauptarten der Collembolen und ihre relative Verteilung in Substraten junger und alter Dachbegrünungen.

Artenzahl ist nur ein geringer Unterschied zu verzeichnen: 26 Arten (junge Dächer), 24 Arten (alte Dächer). Im Vergleich zu bodengebundenen Standorten ist die Artenanzahl als gering zu werten. Offensichtlich bleiben die Gesamt-abundanz der Collembolen sowie die Anzahl ihrer Arten lange unverändert.

Allerdings unterliegen die einzelnen Arten innerhalb der Collembolen-Zönose einer deutlichen Sukzession, wie die Beispiele einiger Hauptarten in Abb. 3 demonstrieren. Pionierarten wie *L. lignorum* und *O. hortensis* dominieren auf den jungen Dächern. Das Spektrum verschiebt sich zugunsten Arten wie z.B. *C. thermophilus*, dominant auf den alten Dächern. Generalisten wie *I. notabilis* erscheinen unbeeinflusst. Diese Sukzession ist vergleichbar mit derjenigen in Rekultivierungsböden. Sowohl rekultivierte Halden als auch Substrate der Dachbegrünungen sind anthropogen angelegte Flächen und weisen einen xerothermen Charakter auf.

Mit Hilfe der TWINSPAN-Analyse wurden 4 Trennarten herausgearbeitet, die eine Abgrenzung junger und alter Dächer anhand der Collembolen ermöglichte (Abb. 4).

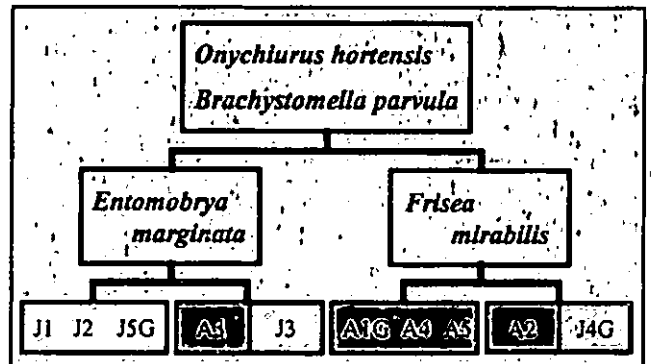


Abb. 4 Trennarten nach TWINSPAN-Analyse der Collembolen in Begrünungssubstraten junger (J) und alter (A) Dächer. G = Garagendach.

Die Bodenfauna (hier: Collembolen) extensiv begrünter Dächer unterliegt einer Sukzession bei fortschreitenden Bodenbildungsprozessen.

#### 4. Literatur

- BNatSchG (2002) Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege. BGBl I 2002, 1193.
- FLL (Forschungsgemeinschaft Landschaftsentwicklung und Landschaftsbau) (2002) Richtlinien für Planung, Ausführung und Pflege von Dachbegrünungen. Toisdorf.

Dank. Wir danken den Eigentümern und Besitzern der Gebäude, deren Dächer wir freundlicherweise für unsere Untersuchung nutzen durften. Den Firmen Optima Nord (Tornesch) und Janisch Garten- und Landschaftsbau (Hannover) danken wir für Ihre hilfreiche Kooperation.

# Artendiversität und Schwermetallgehalte von Lumbriciden auf Bodendauerbeobachtungsflächen unterschiedlicher Nutzung in Sachsen - Anhalt

S. Tischer und H. Tanneberg<sup>1</sup>

## 1 Einleitung

Die Bodendauerbeobachtung dient der langfristigen Überwachung der Veränderung von Bodenzuständen und Bodenfunktionen im Sinne des BBodSchG. Regenwürmer sind als Untersuchungsobjekte wichtige Glieder des Nährstoffkreislaufs im Boden und können als Indikatororganismen für die gesamte Bodenfauna betrachtet werden. Auf 58 unterschiedlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) (Acker n=25: davon U/T-Böden 19, Sandböden 6; Grünland n=11; Forst n=17: davon 12 Laub/Mischwald, 5 Nadelwald; Kippen n=5: davon 2 Acker, 3 Forst) wurden die Abundanz, die Biomasse, die Artendominanz sowie die Schwermetallgehalte der Lumbriciden ermittelt.

## 2 Methoden

Die Erfassung der Lumbriciden erfolgte auf je 8-10 Teilflächen jeder BDF außerhalb der Kernfläche (50x50m) mittels Handauslese aus der organischen Auflage und Austreibung mit Formalinlösung (0,2 %) aus dem Mineralboden. Eine annähernd vollständige Ermittlung des Lumbricidenbesatzes ist durch Kombination von Handauslese und Austreibung unter Beachtung der Diapause erreichbar. Auf den Ackerstandorten wurden die Lumbriciden durch Grabung bis 30 cm Tiefe mit anschließender Formalinanwendung erfasst. Bestimmungsschlüssel wurden von Graf (1953), Sims et al. (1985), Herr et al. (1987) u.a. verwendet. Nach Trocknung der Lumbriciden wurden die Schwermetallgehalte gemäß DIN 38414-7 bestimmt.

## 3 Ergebnisse und Diskussion

Es wurden 15 Arten aus sieben Gattungen erfasst. Am häufigsten kommen die Arten *Lumbricus terrestris* (38 mal), *Aporrectodea caliginosa* (36 mal), *Aporrectodea rosea* (33 mal), *Allolobophora chlorotica* (14 mal), *Lumbricus rubellus* (14 mal) und *Dendrobaena octaedra* (15 mal) vor. Die Artenstruktur wird vor allem durch die Nutzungsart, die Intensität der Bewirtschaftung, die Bodenart, den pH-Wert der Böden und das Klima beeinflusst.

Schadstoffbelastungen, insbesondere Schwermetalle, erniedrigen nur in wenigen Fällen die Biomasse und Artendiversität. Auf zwei BDF mit hohen Kupfer-Bodengehalten (>60 mg/kg) kam nur die eine Art *L. terrestris* vor. Auf dem Grünland wurden sowohl die höchsten Individuenzahlen als auch die höchste Biomasse ermittelt.

Hinsichtlich der Biomasse lässt sich folgende Rangfolge für die Nutzungsarten aufstellen: Grünland > Acker (Sandböden) > Laub/Mischwald > Kippen > Acker (T/U-Böden) Nadelwald (Abb. 1). Die großen Unterschiede zwischen den Sand- und U/T-Böden sind vor allem mit der geringeren Bewirtschaftungsintensität auf den Sandstandorten zu begründen.

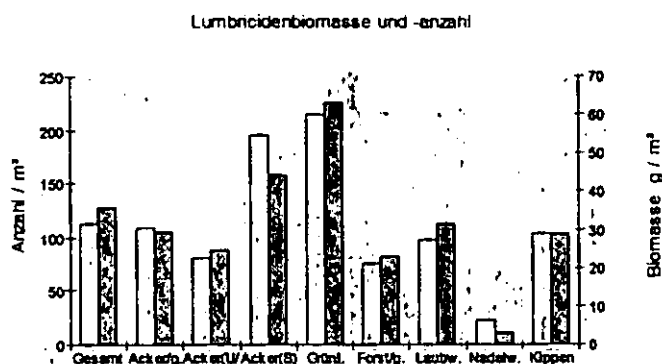


Abbildung 1: Lumbricidenbiomasse und -anzahl bei verschiedenen Nutzungsarten

Die höchste Arten-Diversität mit durchschnittlich 1,20 wird auf dem Grünland erreicht, gefolgt von den Forst- und Ackerstandorten sowie den Kippenböden (Abb. 2). Die größte Schwankungsbreite des Diversitätsindex ist auf den Ackerböden festzustellen, auf denen durch Bodenbearbeitung und andere ackerbauliche Maßnahmen ständig wechselnde Bedingungen herrschen. Die ungünstigsten Bodenverhältnisse, insbesondere durch die niedrigen pH-Werte verursacht, weisen jedoch die fünf Nadelwaldstandorte mit pH-Werten < 4 auf, wo der Index nahezu Null beträgt und überwiegend nur die Art *D. octaedra* vorkam.

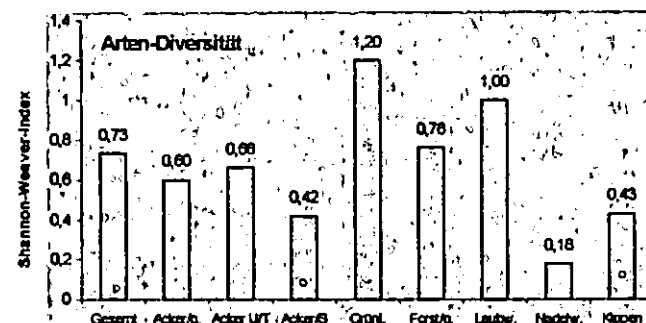


Abbildung 2: Arten-Diversität bei verschiedenen Nutzungsarten

Auf den BDF wurden getrennt nach der Nutzung auf den Ackerstandorten 6 Arten, auf dem Grünland 11, dem Forst 12 und den Kippenböden 3 Arten festgestellt. Die durchschnittlichen Dominanzanteile der Arten betragen auf dem Grünland bei *A. caliginosa* 40%, *L. terrestris* 16%, *A. rosea* 14%, *L. castaneus* 11%, *A. chlorotica* 5%, *L. rubellus* 5%, auf den Acker-BDF waren es vor allem *A. caligin.* (40%), *A. rosea* (27%), *A. chlor.* (14%), *L. terr.* (14%) und auf den Kippenböden *A. caligin.* (77%), *L. terr.* (15%) und *A. rosea* (8%). Dunger (1983, 2002) ermittelte nach Aufforstung von Kippenböden mit Laubgehölzen nach vier Jahren *A. caliginosa*, nach acht Jahren kamen *A. rosea* und *O. lacteum* hinzu sowie nach zehn Jahren noch *L. rubellus*. Offensichtlich vermag *A. caliginosa* den trockenen und nahrungsarmen Bedingungen der Pionierzeit am besten zu widerstehen. Mit Eintritt des Vorwaldcharakters dominieren *L. rubellus* und *L. terrestris*

<sup>1</sup> Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg Weidenplan 14, 06108 Halle/Saale. e-mail: tischer@uni-halle.de

(Dunger, 2002). Auf den Forststandorten überwiegen die acidophilen Arten *D. octaedra* und *L. rubellus*. *L. terrestris*, *A. rosea*, *A. caliginosa* und *O. lacteum* treten erst ab pH-Werten von 5 in den Böden auf. *D. octaedra* und *L. rubellus*, als acidotolerante Arten, sind bei pH-Werten von 3 bis 6 anzutreffen. Für die einzelnen Arten können für die BDF folgende pH-Bereiche und Individuengewichte festgehalten werden (Tab. 1). Das Individuengewicht der einzelnen Arten hängt nicht vom pH-Wert ab; ausschlaggebend für die Individuengewichte sind die Ernährungsgrundlage, die Feuchtigkeit auf den Standorten, die Nährstoffkonkurrenz mit anderen im Boden lebenden Arten und das Alter der Tiere. Ähnliche Aussagen lassen sich auch für die Dominanzanteile der Arten treffen. Hier gibt es eine ausgeprägte pH-Abhängigkeit des Vorkommens nur bei *D. octaedra*. Die übrigen Arten weisen eine hohe Variabilität ihrer Dominanzanteile bei den verschiedenen BDF bei höheren pH-Werten ab 5 auf.

**Tabelle 1: Vorkommen der häufigsten Lumbricidenarten nach pH-Bereichen**

Art	pH-Bereich	Anzahl des Vorkommens	Indiv.gew. in g
<b>Epigäisch</b>			
<i>D. octaedra</i>	2,9-5,9	15	0,10-0,19
<i>D. rubida</i>	3,0-6,3	10	0,05-0,14
<i>E. tetraeder</i>	5,0-6,2	3	0,04-0,07
<i>L. castaneus</i>	3,7-6,2	9	0,08-0,16
<i>L. rubellus</i>	3,0-6,4	14	0,42-0,57
<b>Endogäisch</b>			
<i>A. chlorotica</i>	5,0-7,2	14	0,25-0,38
<i>A. caliginosa</i>	5,0-7,3	36	0,32-0,75
<i>A. rosea</i>	4,6-7,3	33	0,10-0,40
<i>O. cyaneum</i>	4,9-7,3	10	0,67-2,30
<i>O. lacteum</i>	5,7-6,4	7	0,50-1,04
<b>Anözisch</b>			
<i>A. longa</i>	5,2-7,2	10	0,82-1,22
<i>L. terrestris</i>	5,0-7,3	38	2,02-5,34

Von den Schwermetallen werden am stärksten Zn und Cd in den Lumbriciden angereichert. Da diese Schwermetallgehalte in hohem Maße von den Bodengehalten abhängen, sind auch deutliche Unterschiede bei den einzelnen Nutzungsarten der BDF erkennbar. Die höchsten Gehalte der Lumbriciden sind für Cd, Zn und Pb bei den Forst- und Grünlandstandorten (besonders Aueböden) festzustellen, bei den Acker- und Kippenflächen sind die Akkumulationsgehalte deutlich niedriger. Cu wird vor allem von den Lumbriciden in jenen Grünlandböden akkumuliert, die durch häufige Überschwemmungen geprägt sind (Tab. 2).

**Tabelle 2: Schwermetallgehalte in den Lumbriciden in den verschiedenen Nutzungsarten**

Nutzungsart	mg / kg TS					
	Cd	Zn	Pb	Ni	Cr	Cu
Gesamt	6,6	263	16,5	5,7	11,1	13,1
Acker ges.	4,7	194	12,7	6,6	13,0	12,3
Acker (U/T)	5,7	215	13,6	7,8	14,6	14,2
Acker (S)	1,7	129	9,9	2,9	8,0	6,4
Grünland	12,9	480	26,4	6,9	14,9	21,7
Forst ges.	7,5	253	21,2	3,0	4,5	10,0
Laubwald	8,5	256	19,6	3,5	5,6	11,0
Nadelwald	4,1	245	26,6	1,1	0,9	6,9
Kippen	1,4	198	3,4	6,3	10,6	7,6

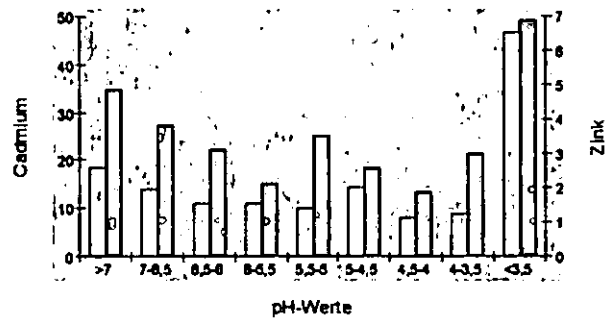
Für den Transfer ist bezogen auf die Bodengehalte bei Cd ein Faktor von 8-48 und bei Zn von 3-7 abzuleiten (Tab. 3). Der höchste Schwermetalltransfer erfolgt bei niedrigen

pH-Werten < 3,5 (Abb. 3), wo der Anteil der mobilen Schwermetallfraktionen besonders hoch ist.

**Tabelle 3: Transferfaktoren für Schwermetallakkumulation in Lumbriciden**

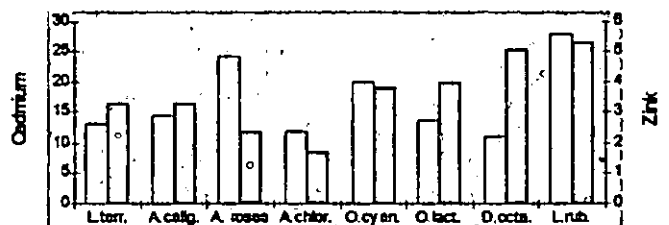
Nutzungsart	Cd	Zn	Pb	Ni	Cr	Cu
Gesamt	17,3	4,0	0,4	0,3	0,5	0,8
epigäisch	23,4	4,9	0,2	0,2	0,3	0,8
endogäisch	17,8	2,9	0,5	0,5	0,7	0,8
anözisch	13,8	3,3	0,4	0,4	0,5	0,7
Acker ges.	15,1	3,4	0,5	0,4	0,6	0,7
Acker (U/T)	17,0	3,2	0,4	0,4	0,6	0,7
Acker (S)	9,1	4,0	0,5	0,4	0,7	0,8
Grünland	8,5	3,1	0,3	0,3	0,3	0,5
Forst ges.	28,6	4,6	0,2	0,2	0,3	0,9
Laubwald	22,8	3,7	0,3	0,2	0,3	0,9
Nadelwald	48,0	7,7	0,2	0,3	0,1	0,8
Kippen	16,9	6,5	0,3	0,3	0,4	1,0

Transferfaktoren nach pH-Gruppen



**Abbildung 3: Transferfaktoren für Schwermetalle in Lumbriciden; Klassenbildung der BDF nach pH-Wert-Gruppen**

Transferfaktoren



**Abbildung 4: Schwermetalltransferfaktoren bei verschiedenen Lumbricidenarten**

Das Anreicherungsverhalten von Schwermetallen in Lumbriciden und deren Empfindlichkeit gegenüber diesen Schadstoffen kann von Art zu Art variieren (Hopkin, 1989, Alberti et al., 1996, Pizl et al. 1995, Tischer et al., 1996, 2002 u.a.). Zn wird von *L. rubellus* und *D. octaedra* stärker als von den anderen Arten aufgenommen, Cd dagegen wird von den Arten *A. rosea*, *O. cyaneum* und *L. rubellus* am stärksten akkumuliert (Abb. 4). Es ist anzunehmen, dass die epigäischen Formen mehr an den Auflagehorizont gebunden sind und sich somit weniger im geringer belasteten Mineralboden aufhalten als die anderen Arten. Die beiden säuretoleranten epigäischen Arten kommen außerdem in sauren Böden mit pH-Werten < 3,5, die einen hohen Anteil mobiler Schwermetallfraktionen aufweisen, als einzige Arten vor.

Literatur: Auf Wunsch bei den Autoren erhältlich.

Wir bedanken uns für die Förderung durch das Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt.

## Bestimmung der mikrobiellen Biomasse – ein Methodenvergleich

B.-M. Wilke, R. Skorupski

### Kurzfassung

Biomassegehalte sieben unbelasteter und acht kontaminierter (Altlasten) Böden wurden vergleichend mit dem Fumigations-Extraktionsverfahren (FE) nach DIN ISO 14240-2, dem Substratinduzierten Respirationsverfahren (SIR) nach DIN ISO 14240-1 und aus der substratinduzierten Atmung ( $R_S$ -Wert) der Atmungskurven nach DIN ISO 17155 bestimmt. Während das Fumigations-Extraktionsverfahren die gesamte mit Chloroform lysierbare Biomasse erfasst, werden mit dem Substratinduzierten Verfahren und den Atmungskurven die aktive bzw. mit Substrat aktivierbare Biomasse (r-Strategen) abgeschätzt. Das SIR-Verfahren unterscheidet sich von den Atmungskurven hinsichtlich der Temperatur, der zugeführten Substratmenge und der Substratzusammensetzung. Das SIR-Verfahren wird bei 22 °C durchgeführt, Atmungskurven bei 20 °C aufgenommen. Bei den Atmungskurven wird ein Substratgemisch bestehend aus 80 g Glucose, 13 g Ammoniumsulfat und 2 g Kaliumdihydrogenphosphat verwendet. Es werden 0,2 g Substrat je Gramm organischer Substanz (OS) zugesetzt, bei Böden mit OS-Gehalten < 5 % 0,2 g Substrat/20 g TM. Das entspricht einer Glucosemenge von 8421 mg Glucose kg<sup>-1</sup> TM. Beim SIR-Verfahren wird ausschließlich Glucose dem Boden zugemischt. Die Konzentration liegt zwischen 500 und 6000 mg kg<sup>-1</sup> TM. Die optimale Glucosekonzentration ist in einem Vorversuch zu ermitteln.

Idealerweise sollten die Verfahren die gleichen Biomassegehalte ermitteln, d.h. die Quotienten  $C_{\text{mikFE}} : C_{\text{mikSIR}}$  bzw.  $C_{\text{mikFE}} : C_{\text{mik}R_S}$  und  $C_{\text{mikSIR}} : C_{\text{mik}R_S}$  eins betragen. Dies war jedoch nicht der Fall. Insbesondere bei kontaminierten Böden lagen die  $C_{\text{mikSIR}} : C_{\text{mikFE}}$ - sowie die  $C_{\text{mik}R_S} : C_{\text{mikFE}}$ -Verhältnisse deutlich über eins (bis 6,3). Eine Ausnahme bildeten Altlastböden mit MKW + Schwermetallkontaminationen, deren  $C_{\text{mikSIR}} : C_{\text{mikFE}}$ -Verhältnisse knapp über eins lagen.

$C_{\text{mikSIR}}$  und  $C_{\text{mikFE}}$  waren bei Berücksichtigung aller Böden signifikant linear korreliert. Die Biomassen der kontaminierten Böden zeigten keine Beziehungen zueinander. Auch die Reihung der Böden nach Biomassegehalten unterschied sich deutlich.

$C_{\text{mikSIR}}$  und  $C_{\text{mik}R_S}$  korrelierten erwartungsgemäß hoch signifikant. In der Regel wurden mit dem SIR-Verfahren höhere Biomassen ermittelt als mit den Atmungskurven. Dies galt unabhängig von der Belastung vornehmlich für Sandböden. Zusatzuntersuchungen deuten darauf hin, dass die Unterschiede zwischen beiden Methoden durch die Nährstoffgaben bei den Atmungskurven bedingt sind.

Erwartungsgemäß wichen auch die aus  $C_{\text{mikFE}}$  und  $C_{\text{mikSIR}}$  berechneten metabolischen Quotienten ( $q_{\text{CO}_2}$ ) sowie der Respiratorische Aktivierungsquotient ( $Q_R = \text{Basalatmung}/\text{Substratinduzierte Atmung}$ ) der Atmungskurven deutlich voneinander ab.

Es kann festgestellt werden, dass insbesondere bei kontaminierten Böden die mit dem FE-Verfahren ermittelten Biomassen deutlich geringer sind als die nach dem SIR-Verfahren und aus den Atmungskurven abgeleiteten. Dies gilt nicht für MKW-kontaminierte Böden. Vermutliche Ursache ist eine Verschiebung der mikrobiellen Population kontaminierter Böden von K-Strategen zu r-Strategen.

Biomassebestimmung nach dem SIR-Verfahren und den Atmungskurven stimmen erwartungsgemäß gut überein. Stärkere Abweichungen bei Sandböden sind vermutlich substratbedingt.

### Literatur

DIN ISO 14240-1 Bodenbeschaffenheit – Bestimmung der mikrobiellen Biomasse von Böden Teil 1: Substratinduziertes Respirationsverfahren

DIN ISO 14240-2 Bodenbeschaffenheit – Bestimmung der mikrobiellen Biomasse von Böden Teil 2: Fumigations-Extraktionsverfahren.

DIN ISO 17155 Bodenbeschaffenheit – Bestimmung der Abundanz und Aktivität der Bodenmikroflora mit Hilfe von Atmungskurven.